

Commissione internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere



**PROGRAMMA TRIENNALE 2019-2021**

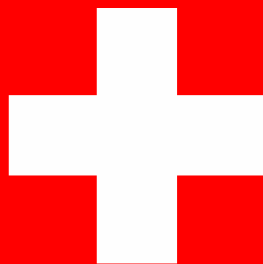
**CAMPAGNA 2020**

**RICERCHE SULL'EVOLUZIONE DEL LAGO MAGGIORE  
ASPETTI LIMNOLOGICI**

*a cura di*

Michela Rogora

Verbania, 2021



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore  
Aspetti limnologici

Programma triennale 2019 – 2021  
Campagna 2020

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

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

CNR IRSA. Sede di Verbania. 2021. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2020. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 115 pp.

## SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	5
Executive summary.....	6
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	9
Unità di misura.....	10
1. INDAGINI SUL CAMBIAMENTO CLIMATICO NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO DATI METEOROLOGICI, IDROLOGICI E SUI FENOMENI ESTREMI.....	11
1.1 Pluviometria e idrologia.....	11
1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi .....	21
2. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLOMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE .....	26
2.1. Aggiornamento serie storiche .....	26
2.2. Simulazioni con il modello ecologico-idrodinamico GLM/AED2 .....	33
Ringraziamenti .....	39
Bibliografia .....	39
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI .....	41
3.1 Acque lacustri .....	42
3.2 Tributari ed emissario .....	54
4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI.....	68
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	68
4.2. Variazioni della biomassa algale.....	73
4.3 Metabarcoding.....	75
5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE .....	78
5.1 Popolamento zooplanctonico .....	78
5.2. Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA ...	84
6. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI .....	89
6.1. TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale .....	89



6.2. TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale .....	90
6.3. Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale .....	93
6.4. Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza.....	96
6.5. Conclusioni.....	98
7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE .....	100
7.1. Premessa.....	100
7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica .....	100
7.3 Discussione e conclusioni .....	103
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	104
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore .....	104
9. SINTESI E CONCLUSIONI .....	112
ELENCO DEGLI AUTORI.....	115

## INTRODUZIONE

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) nel corso del 2020 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Il 2020, che costituisce il secondo anno del nuovo programma di ricerche (2019-2021), presenta numerosi elementi di continuità rispetto ai programmi precedenti, allo scopo di mantenere e aggiornare le serie storiche, ma anche diversi elementi di novità.

Le ricerche si propongono in primo luogo di proseguire attività che, grazie al finanziamento da parte della CIPAIS, hanno consentito ad oggi di seguire l'evoluzione del Lago Maggiore in un'ottica ecosistemica, considerando gli aspetti meteo-climatici, fisici, chimici e biologici. Questo approccio multidisciplinare ed integrato ha permesso di indagare i principali processi alla base delle tendenze evolutive del lago. Accanto a queste caratteristiche note sono stati introdotti alcuni approfondimenti volti ad indagare aspetti dell'ecologia del Lago Maggiore che gli organismi di controllo istituzionali non sono tenuti ad affrontare, anche mediante metodologie ed approcci innovativi.

I risultati delle ricerche illustrati 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:

- indagini sul cambiamento climatico nell'areale del Lago Maggiore attraverso dati meteorologici, idrologici e sui fenomeni estremi;
- evoluzione dello stato trofico del lago e di altri indicatori fisico-chimici di qualità delle acque, in relazione alla variabilità climatica ed agli apporti di nutrienti dal bacino;
- evoluzione del regime di mescolamento del lago e delle dinamiche dei nutrienti attraverso un approccio modellistico;
- struttura delle associazioni fito e zooplanctoniche e loro modificazioni in relazione a fattori di controllo trofici e climatici, anche mediante l'utilizzo di metabarcoding molecolare;
- analisi dell'evoluzione temporale di ulteriori importanti indicatori di qualità delle acque quali carbonio organico totale (TOC), sua componente mucillaginosa (TEP), clorofilla e picocianobatteri;
- caratterizzazione tassonomica e funzionale della comunità ittica, in particolare per ciò che concerne la sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie ittiche principali;
- analisi della presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque lacustri.

## Executive summary

The present report describes the results of the limnological campaign carried on Lake Maggiore in 2020 by the CNR Water Research Institute for the International Commission for the Protection of Italian-Swiss Waters (CIPAIS). This activity is part of the 3-year research program (2019-2021), which contains both long-term studies continuing researches already active in the previous programs and new activities analysing novel limnological aspects of emerging concern.

Long-term studies on Lake Maggiore have led to the establishment of high quality time series of limnological data. Thanks to these datasets, it was possible to follow the evolution of the lake caused by both natural and anthropogenic drivers, including climate change for the last 5 decades. Data collected in 2020 implemented the time series and allowed a detailed discussion on both seasonal and interannual changes of the main physical, chemical, and biological parameters. Beside long-term research, some in-depth investigations, based on innovative methodologies and novel approaches, started in 2019 in order to better understand the ecological functioning of the ecosystem of the lake and of its basin.

The results presented in the report pertain to the following research topics:

- climate change in the Lake Maggiore area assessed through the analysis of meteorological and hydrological data, including extreme events;
- the evolution of thermal and hydrodynamic regime of Lake Maggiore and of the nutrient dynamics, assessed through numerical modelling;
- the long-term variation of the lake trophic status and water quality in relation to the climate change and to the loads from the catchment area;
- the structure of phyto- and zooplankton communities and their changes in response to trophic and climatic drivers, concomitantly assessed by traditional organisms enumeration and by metabarcoding;
- the temporal variations of water quality indicators such as total organic carbon (TOC), transparent exopolymeric particles (TEP), chlorophyll-*a*, and picocyanobacteria;
- the taxonomic and functional characterisation of the fish community, with a specific focus on the trophic niche overlap of the most important species;
- the presence and distribution of antibiotic resistant genes (ARGs) in the lake.

The year 2020 was characterised by below-average precipitation (1413 mm as the total amount on the lake watershed), especially in the winter period. Above-average precipitation occurred in June and early October, when a heavy rainfall event caused the lake flooding in several points. The maximum lake level was 196.04 m a.s.l. Precipitation was not spatially uniform but concentrated close to the lakes. The ratio between rainy days and precipitation amount in 2020 was below the average value, confirming the occurrence of extreme rainfall events. Discharges of the main tributaries were below the long-term average values, with the exception of Ticino inflow and River Bardello. High discharges were recorded in June and especially in October, following the heavy rainfall.

The maximum mixing depth of the lake in 2020, calculated on the basis of vertical thermal and chemical profiles, was limited to 50 m (in March), even lower than the values recorded in the previous years. The less and less deep lake mixing recorded in recent years is a consequence of the increasing heat content and thermal stability of the lake, in turn caused by climate change. Further, mild weather condition and scarce wind have characterized the winter in 2020 as well as in the previous years, preventing the cooling

of the water mass and the occurrence of a deep mixing. The heat content reached a maximum in 2020 and the stability value confirmed the increasing trend.

Chemical data as a whole confirmed the effects of climate warming and reduced mixing on lake chemical characteristics, especially nutrients and dissolved oxygen. After a slight increase in 2019, the minimum oxygen level in the deep layer (below 200 m) went below  $5.0 \text{ mg L}^{-1}$  (40% as saturation) in 2020. Phosphorus concentrations, both in the epilimnetic and hypolimnetic layers, remained fairly stable with respect to 2019, and the same occurred for silica. However, the long-term data confirmed aggrading concentration of both phosphorus and silica in the deep waters and the lack of replenishment to surface layers at winter overturn. In 2020 nitrate and total nitrogen concentrations decreased further, especially in the epilimnion in the summer period. Atmospheric deposition of nitrogen in Lake Maggiore area has been lower than average in 2020, as an effect of the decreasing emission of N compounds during the lockdown due to reduced vehicular traffic and industrial activities. Lower than usual concentration of P and N were indeed measured in 2020 in most of the tributaries. However, the possible effect of the lockdown on lake and river quality needs to be further investigated, also through the analysis of 2021 data on the whole time series of chemical data.

Both lake and tributary water chemistry were affected by the heavy precipitation event in October, which caused temporary but pronounced increase of the nutrient loads and some effects on the lake such as an increase of silica concentrations.

Chlorophyll level and algal biovolume were fairly stable in 2020 with respect to the previous years and diatoms, chlorophytes and cyanophytes were confirmed as the dominant phytoplankton groups. There was an increase in the number of taxa, species per sample and significant species, confirming the high biological diversity reached by the phytoplankton community. The seasonal succession in 2020 was slightly different from the “typical” one; however, as usual, diatoms overturned the other groups promoting the biomass peaks in spring (March-April) and summer (June-July). The average chlorophyll concentration in 2020 was  $3.9 \mu\text{g L}^{-1}$ , with a maximum of  $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$  in July. Growth of cyanobacteria mainly occurred in late summer, with the presence of some species that could be favoured by the high stability of the water column. The annual average biovolume was  $0.7 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ , similar to the values of the recent period.

The first results on metabarcoding application to phytoplankton showed that most of the sequences can be identified from the taxonomic point of view at a general level. However, the metabarcoding was not able to define the phytoplankton community at a species level comparable to that of the counting method. To improve the identification, a different target gene will be used and the database optimised.

In 2020 the average abundance of the total zooplanktonic community decreased by 20% with respect to 2019, but this change can be attributed to the lack of the April sample, which was not collected due to the lockdown, and which is usually characterised by a high presence of the micro-zooplanktonic component. As in 2019, a high number of taxa per sample was recorded in 2020 (average value = 10), with minima in September and march and maxima in May-June. In 2020 a comparison between the pelagic and the littoral zone (Fondotoce) was performed: population density was significantly higher in the littoral sample, mainly due to cladocerans and rotifers; however, rotifer diversity was lower with respect to the pelagic sample.

Research on zooplankton metabarcoding in 2020 aimed to add potential new species. To this aim, sampling was also performed in the littoral zone and in some small water bodies close to the lake, where two species (*Simocephalus vetulus* and *Polyphemus*

*pediculus*), not present in the lake, were found. Positive results were found with COI metabarcoding, with most of the sequences attributed to crustaceans and rotifers. These activities will continue in 2021, using new primers, and a comparison between molecular and morphological data will be performed.

The quantitative study on the presence of TEP as well as on TOC, chlorophyll and picocyanobacteria distribution in Lake Maggiore continued in 2020: TEP production was rather high in 2020, but there were no extended episodes of foam presence as in 2019. The highest TEP concentration was measured at the Ghiffa site (maximum depth station) in September. Picocyanobacteria were present with high number in August and remained abundant until September, especially at the Ghiffa site. The comparison of the two sampling station, Ghiffa and Pallanza, showed that concentration of both TEP and TOC were similar but with different distribution along the water column and at a seasonal level.

Research to define the overlap of the ecological niche among the main fish species in Lake Maggiore performed in 2020 confirmed a high level of overlap and hence of competition for food resources between whitefish and roach and, at a lesser extent, for whitefish and shad.

Research on antibiotic resistance genes in Lake Maggiore revealed very interesting data in 2020, suggesting the impact of the COVID-19 pandemic on ARGs. The number of ARGs increased in 2020 with respect to the average values of 2016-2018, both as presence and as absolute abundance. The various antibiotics showed contrasting trends in 2020, due to the peculiar condition of the study year. As an example, there was an increasing presence of the *ermB* gene, providing resistance to the macrolide antibiotics, which were extensively used in the treatment of patients with COVID-19. Data gathered in 2020 confirmed the role of the lake as a long-term reservoir of antibiotic resistances.

Altogether the results of the research performed in 2020 confirmed some important trends in physical, chemical and biological variables in which meteo-climatic factors play a relevant role. The analysis of the data also put in evidence the importance of extreme or intense meteorological events. Some insights on the impact of the lockdown on water quality were provided and will be further investigated.

## 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 DELLA STAZIONE DI GHIFFA:

UTM WGS84 32T 471370 5088000

### COORDINATE GEOGRAFICHE DELLA STAZIONE DI PALLANZA

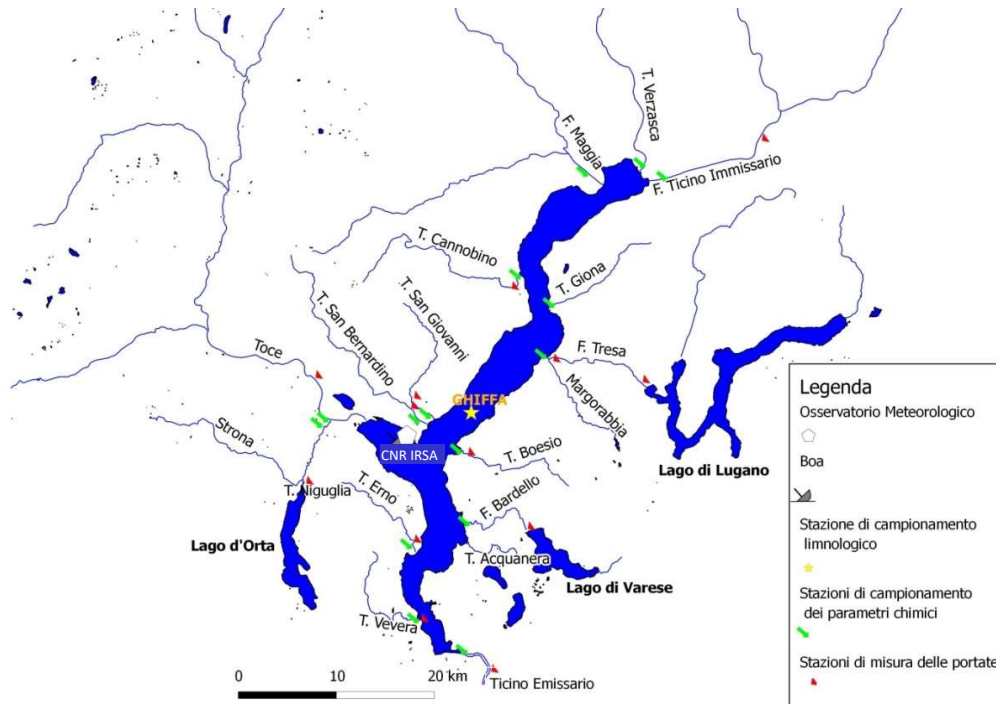
UTM WGS84 32T 463640 5082850

### 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
Area <sup>1</sup>	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) <sup>2</sup>	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 <sub>a</sub>	[°C]
Temperatura dell'acqua	T <sub>w</sub>	[°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 <sub>tot</sub> (H <sub>mix</sub> ; H <sub>hypo</sub> )	[MJ m <sup>-2</sup> ]
Stabilità termica	S <sub>t</sub>	[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 <sub>2</sub>	[mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> ]
Fosforo totale	PT	[μg P L <sup>-1</sup> ]
Fosforo reattivo	PR	[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	NT	[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- <i>a</i>	chl- <i>a</i>	[μg L <sup>-1</sup> ]
Biomassa fitoplancton	-	[mm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ]
Biomassa zooplancton	-	[mm <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ]
Densità zooplancton	-	[ind m <sup>-3</sup> ]
Carbonio organico totale	TOC	[mg L <sup>-1</sup> ]
Particelle esopolimeriche trasparenti	TEP	[μg C L <sup>-1</sup> ]
Picocianobatteri	Pcy	[cell ml <sup>-1</sup> ]

# 1. INDAGINI SUL CAMBIAMENTO CLIMATICO NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO DATI METEOROLOGICI, IDROLOGICI E SUI FENOMENI ESTREMI

Marzia Ciampittiello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca

## 1.1 Pluviometria e idrologia

Questo è il secondo anno del nuovo programma triennale 2019-2021 per quanto riguarda le indagini sul cambiamento climatico e sull'evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi. All'interno del nuovo programma si approfondiranno le analisi e le valutazioni sull'evoluzione meteo-climatica dell'areale del Lago Maggiore, tenendo conto delle piogge, della temperatura dell'aria e del vento, parametro analizzato solo recentemente.

Gli approfondimenti delle analisi sul cambiamento climatico in atto forniscono soprattutto indicazioni sulla disponibilità della risorsa, in particolare per gli ecosistemi fluviali e lacustre, e per le attività antropiche quali approvvigionamento idropotabile, utilizzo agricolo, idroelettrico/industriale e attività turistico-ricreative. La valutazione di tutti i parametri che concorrono alla definizione del cambiamento climatico in atto sono propedeutici inoltre, per le valutazioni ecologiche e qualitative degli ambienti fluviali e lacustre del bacino del Lago Maggiore e per gli obiettivi di qualità che si vogliono raggiungere e/o preservare.

### 1.1.1. Piogge

I dati di precipitazione, per l'anno 2020, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche del CNR Istituto di Ricerca Sulle Acque, 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.

È 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 1978-19 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2020 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2020. 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	41	77	43	45	128	148	57	235	67	446	8	181	1476
PIOTTA	Ticino immissario	990	30	48	28	34	99	162	46	278	70	362	5	144	1306



FAIDO	Ticino immissario	747	21	25	30	34	98	159	34	253	52	358	2	141	1207
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.-Brema	575	15	14	44	53	76	141	58	208	57	291	2	138	1097
BIASCA	Ticino immissario	278	10	11	53	56	102	230	38	284	77	303	1	151	1316
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	23	31	58	78	157	198	55	308	118	366	3	185	1580
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	830	13	14	42	75	158	209	100	285	106	325	3	170	1500
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	11	19	69	65	161	245	98	317	137	300	4	178	1604
GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	6	7	63	58	132	235	31	258	105	310	3	183	1391
BELLINZONA	Ticino immissario	225	3	3	58	65	145	226	49	287	99	302	2	166	1405
MAGADINO (Aeroporto)/Cadenazzo	Lago Maggiore	203	3	3	71	80	175	299	32	389	126	331	1	178	1688
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	1	1	83	101	227	335	48	388	92	420	2	187	1885
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	6	7	74	84	171	246	36	319	76	356	5	138	1518
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	4	4	75	78	175	264	36	332	87	371	2	173	1601
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	2	1	78	89	192	383	41	339	122	375	0	191	1813
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brema	932	14	15	62	73	110	190	62	229	76	325	2	139	1297
GNOSCA	Ticino immissario	247	6	4	43	56	123	190	49	298	72	259	2	128	1228
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	2	2	67	70	169	274	42	277	109	289	3	177	1482
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brema	1617	46	69	67	117	226	281	63	447	112	405	7	203	2041
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brema	1775													1617
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brema	1698													1630
OLIVONE	Ticino imm.-Brema	930	21	24	41	55	94	149	54	256	72	322	3	153	1244
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	1	0	102	61	187	235	32	323	137	370	0	255	1702
@ PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	20	18	50	52	133	169	80	176	49	293	17	24	1080
L. TOGGIA	Toce	2200	41	93	48	39	115	168	64	63	48	336	9	98	1122
L. SABBIONE	Toce	2462	0	32	20	26	46	123	63	62	35	193	11	63	675
L. MORASCO	Toce	1820	28	75	27	35	117	134	55	172	33	319	0	105	1100
L. VANNINO	Toce	2183	45	107	32	56	171	173	64	190	56	415	16	132	1457
@ CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	4	11	33	47	121	137	17	185	22	260	4	152	995
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	2	1	56	54	126	124	40	146	9	296	4	162	1019
DOMODOSSOLA	Toce	240	4	3	55	50	127	94	38	54	9	0	0	0	433
CODELAGO	Toce-Devero	1800	23	65	43	44	131	112	23	106	21	303	7	131	1009
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	22	59	38	58	141	149	27	158	23	421	8	145	1250
L. DAGARO	Toce-Devero	1600	18	45	41	44	142	135	16	136	33	241	4	137	992
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	18	81	36	38	102	105	33	65	17	353	7	101	956
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	8	89	41	50	147	132	27	111	37	419	4	68	1133
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	5	14	46	63	146	195	31	220	27	321	4	150	1220
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	8	17	69	93	251	339	43	307	43	493	13	191	1867
PONTETTO	Toce-Isorno	348	4	3	46	52	108	122	16	155	11	326	3	141	986
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	2	1	50	55	140	185	56	317	30	433	5	142	1416
@ Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	1	5	29	60	169	201	32	147	51	531	9	38	1274
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	4	10	45	69	150	201	46	207	63	564	5	126	1490
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	14	17	51	50	154	179	57	134	45	427	5	113	1246
@ ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	19	17	47	76	152	167	82	110	50	420	6	53	1198
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	9	18	21	38	92	117	35	68	29	260	2	17	706
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	16	8	29	58	107	62	14	66	20	42	0	3	425
@ MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	13	22	23	49	108	173	44	99	71	172	9	35	818
@ CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	19	19	58	82	170	185	45	83	50	444	10	41	1206
ANZINO	Toce-Anza	669	8	8	52	63	133	187	79	117	44	456	1	119	1269
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	4	3	107	124	265	297	118	229	59	780	3	128	2118
OMEGNA	Toce-Strona	298	3	2	97	74	227	255	165	208	111	342	2	172	1657
@ MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	3	2	94	87	222	266	76	103	75	318	2	139	1387
@ MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	4	2	93	108	296	302	115	238	129	545	5	68	1906
ROBIEI	Maggia	1910	48	109	62	86	216	244	79	253	122	541	18	204	1982



delle stazioni analizzate hanno registrato piogge inferiori ai 1500 mm e il 24% superiori ai 1700 mm, l'11% inferiori ai 1000 mm e il 3% superiori ai 2000 mm.

L'andamento mensile delle piogge è riportato nella Fig. 1.1 ed evidenzia come solo nei mesi di giugno, agosto, ottobre e dicembre si sono registrate piogge superiori ai periodi di riferimento. I mesi che hanno fatto registrare meno piogge sono stati novembre (4 mm) gennaio (12 mm) e febbraio (20 mm).

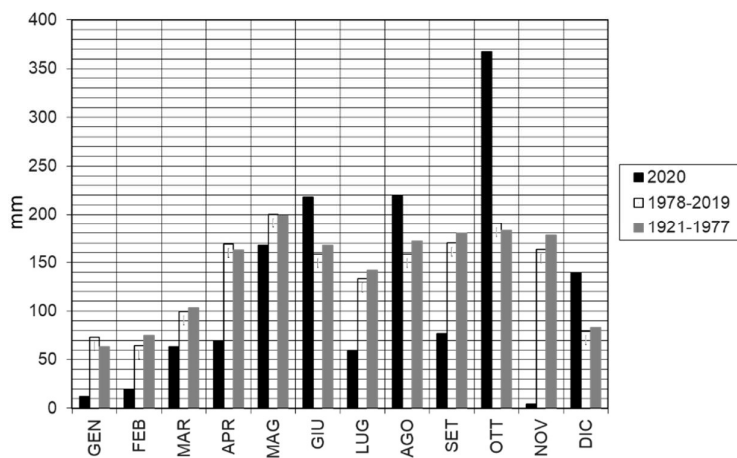


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2020 e periodi di riferimento (1978-2019 e 1921-1977) a confronto.

Il mese più piovoso è stato ottobre con una media di 367 mm contro i 190 mm del periodo 1978-2019 e i 183 mm del periodo 1921-1977. Anche la distribuzione delle piogge mensili è stata notevolmente diversa da stazione a stazione. Ad esempio ad ottobre le piogge registrate sono state tra i 42 mm di Campliccioli e i 780 mm di Sambughetto. Le maggiori piogge di ottobre si sono comunque concentrate nei primi quattro giorni del mese. Solo negli anni 2000 e 1993 le piogge di ottobre sono state superiori a quelle registrate nel 2020, con la differenza sostanziale che le elevate piogge cadute in quel mese in quei due anni specifici sono state elevate in tutto il bacino e non solo in alcune stazioni come nel 2020, infatti solo il 36% delle stazioni ha fatto registrare piogge superiori ai 400 mm.

Pur essendoci stati diversi mesi con valori di pioggia inferiori alla media, quello di novembre rappresenta un valore minimo mai registrato dal 1971 a oggi, anche se nel 1978 e nel 1981 le piogge del mese di novembre sono state poco al di sopra del valore di novembre 2020.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2020, calcolate per tutto il bacino imbrifero del Lago Maggiore. Le zone a maggiore piovosità si identificano con le linee azzurro/blu, mentre quelle a minore piovosità con le linee rosso/gialle.

Si può notare come le zone a maggiore piovosità si sono concentrate nelle aree più vicine ai laghi con alcune eccezioni nelle alte valli della Maggia e del Ticino Immissario, mentre le aree a minore piovosità si sono concentrate per lo più nella zona dell'Ossola.

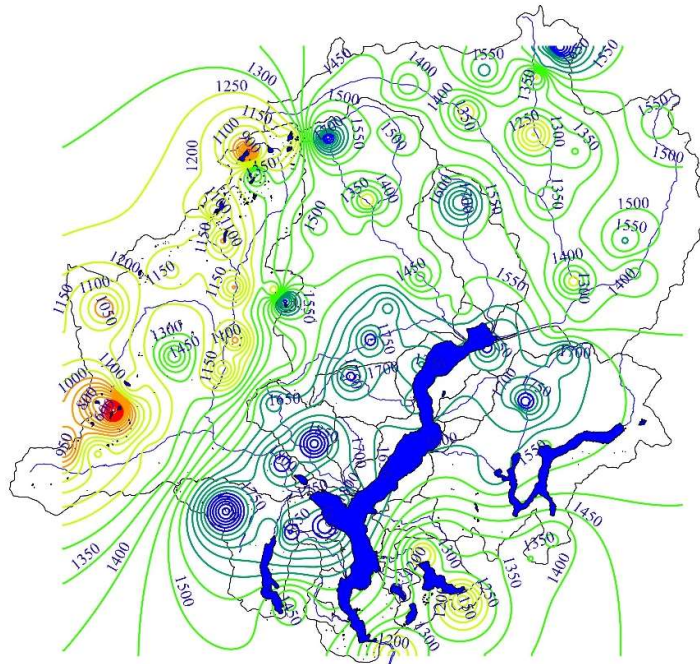


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2020.

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 valori leggermente superiori ai periodi di riferimento. L'inverno, nonostante le poche piogge di gennaio e febbraio è in linea con i valori di riferimento. L'autunno, nonostante i bassi valori di pioggia di novembre ha fatto registrare l'85% dei valori medi della stagione, grazie alle piogge di ottobre e dicembre. La primavera invece ha fatto registrare il 64% delle piogge che mediamente cadono in quel periodo a causa delle poche piogge di marzo, maggio e soprattutto aprile.

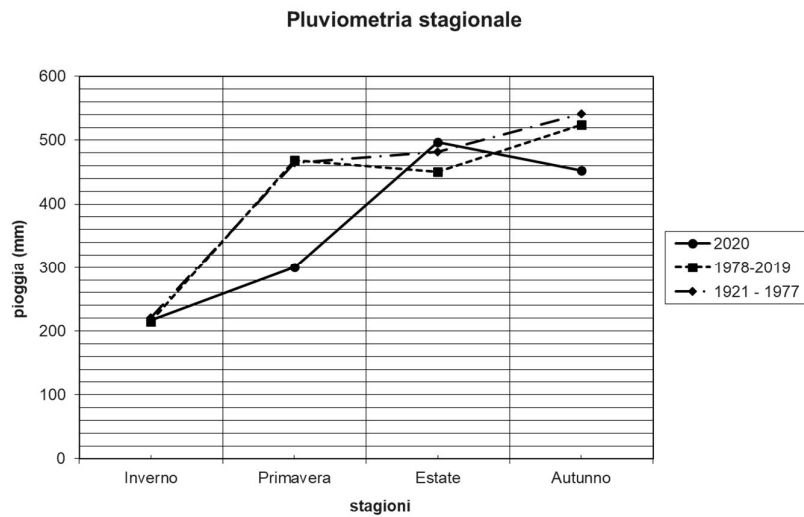


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2020 e periodi di riferimento (1978-2019 e 1921-1977) a confronto.

### 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 2020, attraverso le reti di rilevamento del CNR 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 2020. 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	Oiemonte	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 2020 indicano, per la maggior parte dei corsi d'acqua valori inferiori a quelli dei periodi di riferimento ad eccezione del Ticino Immissario e del Bardello. Il Toce, la Tresa e il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori di poco al di sotto di quelli di riferimento, per circa il 95%, l'88% e il 95%, rispettivamente. I massimi valori, superiori ai periodi di riferimento, si sono registrati per tutti i corsi d'acqua ad ottobre. Anche il mese di giugno ha fatto registrare valori elevati, anche superiori ai periodi di riferimento per il Bardello, la Tresa e il Ticino Emissario. Valori di portata superiori ai periodi di riferimento si sono registrati per tutti i corsi d'acqua a gennaio e per il Ticino Immissario, il Toce e il Ticino Emissario anche a febbraio. Valori in linea o di poco superiori a quelli dei periodi di riferimento si sono registrati a marzo ed aprile per il Ticino Immissario, e a dicembre per il Ticino immissario, il Toce, il Bardello e la Tresa.

I valori minimi si sono registrati in diversi momenti dell'anno, a febbraio per il Cannobino, a marzo per il Ticino Immissario e il Toce, ad aprile per la Tresa, ad agosto per il Niguglia, il Bardello e il Ticino Emissario e a novembre per il Boesio. Il mese che ha fatto registrare portate di molto al di sotto dei periodi di riferimento è per la maggior parte dei corsi d'acqua, luglio con valori tra il 7% e il 70% dei valori medi pluriennali.

Considerando la quantità e la distribuzione temporale delle piogge durante l'anno si può dire che tutti i corsi d'acqua hanno risposto alle abbondanti piogge di ottobre e molti anche a quelle di giugno. Invece le piogge di agosto sembra non abbiano avuto grande influenza.

Tab. 1.3. Portate medie mensili (in m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e annue del 2020 e dei periodi di riferimento.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2020 *	50,59	35,64	35,54	53,72	96,52	102,99	75,88	61,60	67,15	150,66	52,09	43,41	69,00
	1978-19	33,47	31,93	36,48	56,90	107,57	118,84	88,24	64,19	65,09	73,11	62,98	38,78	65,05
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2020 *	0,93	0,48	0,63	1,21	5,29	5,95	0,49	2,16	1,09	11,91	1,57	2,57	2,88
	1978-19	2,47	2,42	4,55	8,53	9,77	6,39	4,42	4,25	6,77	8,54	6,71	3,88	5,80
S. GIOVANNI	2020 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2020 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2020 *	44,46	37,66	32,31	53,97	101,93	89,14	56,81	52,95	39,95	152,59	45,78	38,44	62,42
	1978-19	28,75	27,57	35,36	64,23	117,24	119,94	81,48	59,50	62,08	74,42	70,89	35,78	64,85
	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	2020 *	3,99	1,41	1,10	<b>0,94</b>	2,60	<b>3,45</b>	1,69	0,88	<b>1,13</b>	-	-	-	<b>1,86</b>
	1978-19	2,64	2,18	3,06	5,18	7,03	5,59	3,45	2,27	2,81	5,87	5,35	3,61	4,05
	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	2020 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2020 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2020 *	6,11	2,10	1,58	1,30	1,85	12,68	1,43	0,35	0,42	9,61	2,51	2,70	3,57
	1978-19	2,65	2,35	2,54	2,82	3,84	3,47	2,34	1,31	1,92	2,48	2,80	2,44	2,58
	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	2020 *	-	-	0,23	0,19	0,80	0,86	0,09	0,10	0,17	0,41	0,08	0,25	<b>0,32</b>
	1978-19	1,19	0,97	1,33	1,93	2,27	1,73	1,30	1,02	1,45	1,99	1,79	1,11	1,44
MARGORABBIA	2020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2020 *	20,38	9,14	9,79	8,57	30,30	46,15	10,70	10,73	16,08	42,93	21,27	20,34	20,62
	1978-19	14,83	13,15	16,98	28,49	38,82	30,35	21,26	15,98	18,83	25,96	28,78	18,35	22,62
	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.	2020 *	210,87	160,50	156,27	204,83	374,50	479,67	255,94	152,29	229,48	637,06	214,67	191,00	272,76
	1978-19	155,15	151,03	181,01	293,55	463,26	434,39	337,64	255,93	254,45	345,79	293,73	194,24	281,31
	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

Nelle Figure 1.4 a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario. L'andamento del Ticino Immissario e del Toce per la prima parte dell'anno è in linea con gli andamenti dei periodi di riferimento, e leggermente al di sotto per quanto riguarda il Ticino Emissario. Nella seconda parte dell'anno le portate sono scese al di sotto dei periodi di riferimento pur mantenendo lo stesso tipo di andamento. Il picco di ottobre molto evidente ha poi riportato i valori in linea con quelli dei periodi di riferimento.

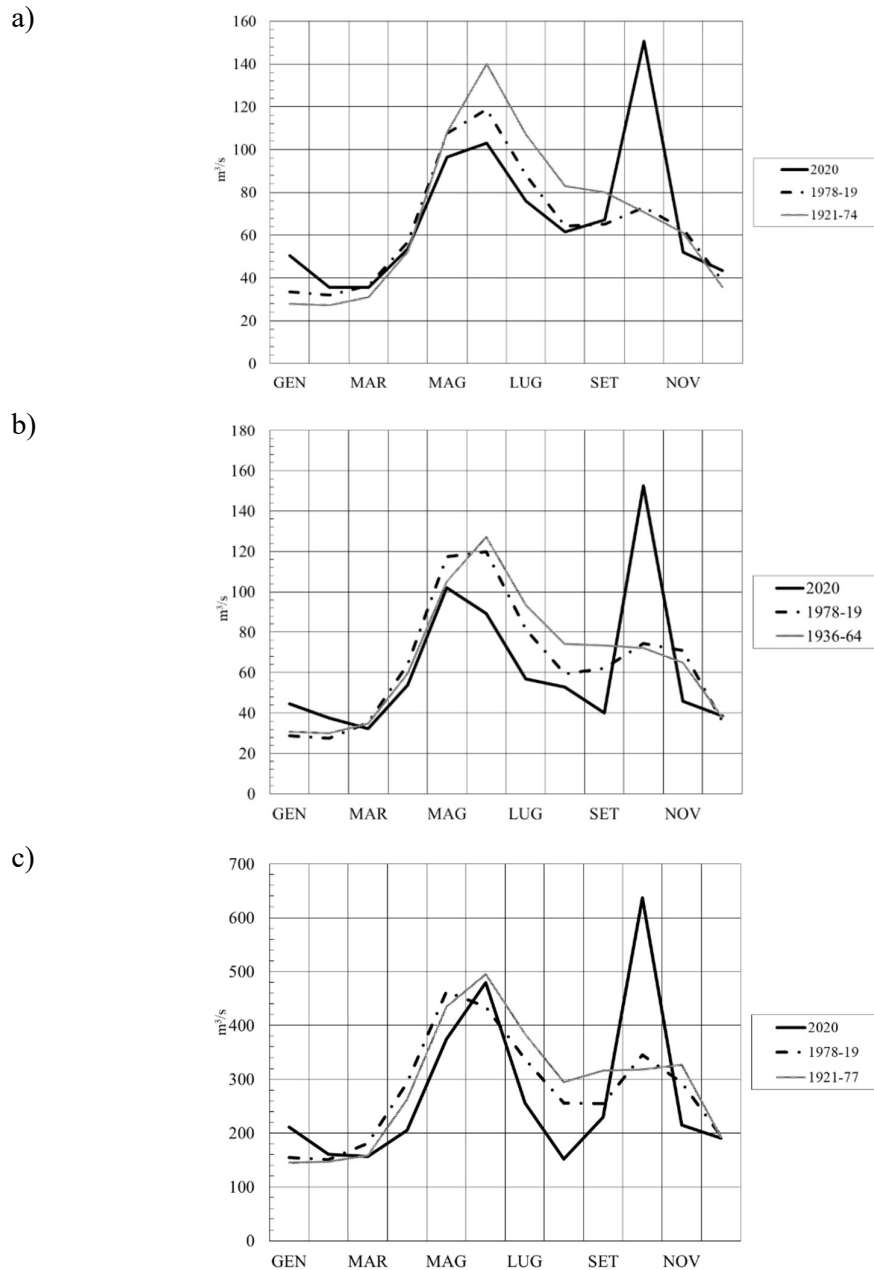


Fig. 1.4 a,b,c. Lago Maggiore 2020. Regime delle portate (m<sup>3</sup>/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

### 1.1.3. Livello del lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2020 (Fig. 1.5) è stato condizionato dalle scarse piogge dei primi mesi dell'anno, dalle piogge di maggio e giugno e soprattutto da quelle di ottobre. Il livello medio annuale è stato di 193,84 m s.l.m.

Rispetto al periodo di riferimento nei mesi di gennaio, marzo, giugno e ottobre il livello del 2020 si è mantenuto al di sopra; ad aprile, maggio, settembre e dicembre in prossimità dei valori medi pluriennali e a febbraio, agosto e novembre al di sotto di essi.

Mediamente i valori più alti sono stati a giugno e ottobre e quelli più bassi ad agosto e febbraio. Il massimo assoluto è stato registrato il 5 ottobre e ha raggiunto i 196,04 m s.l.m., causando l'esonazione del lago in diversi punti.

Il livello del lago è partito da quota 193,40 m s.l.m. il 1° di ottobre e in soli quattro giorni ha raggiunto la quota di 196,04 m s.l.m. La veloce crescita è dovuta alle piogge consistenti cadute nei primi giorni del mese. Nella prima fase di crescita dal pomeriggio del 2 ottobre fino alla sera del 3 ottobre il lago è cresciuto mediamente di quasi 4 cm ogni mezz'ora aumentando di circa 2,2 m in poco più di 24 ore. Il massimo incremento è stato di 26 cm nella mattinata del 3 ottobre.

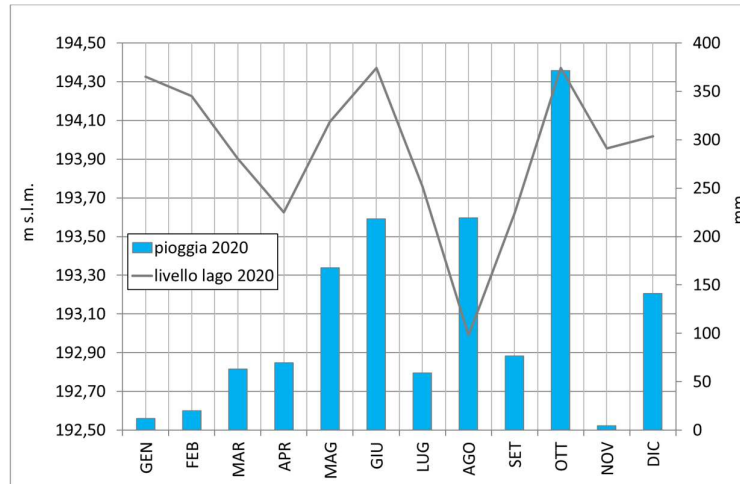


Fig. 1.5. Andamento dei livelli del lago per il 2020 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Per quanto riguarda i valori minimi registrati, il livello minimo assoluto raggiunto è stato di 192,71 m s.l.m. il 27 agosto. Tale valore risulta molto al di sopra del minimo storico raggiunto nel mese di agosto nel 1976 e pari a 192,44 m s.l.m. Un altro mese in cui i valori del livello del lago sono scesi al di sotto di quelli di riferimento è stato aprile con 193,62 m s.l.m., contro i 193,84 m s.l.m. del periodo 1952-2019.

Per quanto riguarda la sperimentazione di una nuova regola di gestione dei livelli primaverili-estivi attuata dal 2015 (Fig. 1.6), va segnalato che nel 2020 si è conclusa e si è in attesa di un suo rinnovo. Le più recenti indicazioni fornite al gestore del Consorzio del Ticino sono di proseguire con quanto deliberato dal Tavolo Tecnico sulla sperimentazione del livello Lago Maggiore, ovvero di regolare a +1,25 e in caso di crisi idrica a +1,35 m.

Nel 2020 il limite di regolazione di 194,35 m s.l.m. (linea tratteggiata rossa nel grafico) è stato raggiunto il 21 di maggio, superato dal 7 al 13 giugno per effetto delle piogge del mese ed è rimasto fino al 20 di giugno quando per le necessità irrigue e le poche piogge del mese di luglio è continuato a scendere fino al livello minimo raggiunto ad agosto.



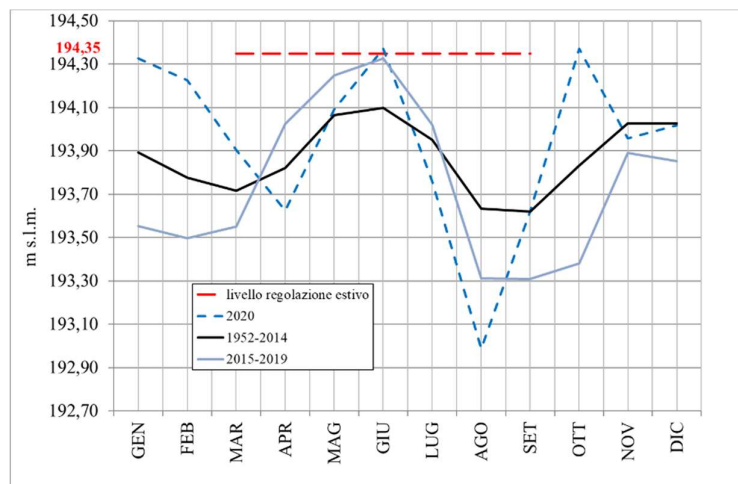


Fig. 1.6. Andamento del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2019 (linea azzurra), anno 2020 (linea azzurra tratteggiata) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

#### 1.1.4. Temperatura dell'aria

Questo è il secondo anno che si analizzano anche i dati di temperatura dell'aria registrati in diverse stazioni distribuite all'interno del bacino del Lago Maggiore, alla fine dei tre anni si verificheranno gli andamenti e l'evoluzione rispetto ai valori storici. In figura 1.7 sono riportate le temperature medie annuali per l'anno 2020.

La temperatura media del bacino è stata di 8,4 °C, con valori minimi medi a dicembre e a gennaio rispettivamente di 0 °C e 0,9 °C e valori massimi medi a luglio e agosto rispettivamente di 17,2 °C e 17,4 °C. Data l'estensione del bacino imbrifero e le elevate differenze di quote, le temperature medie, massime e minime sono molto variabili da stazione a stazione. La stazione che ha fatto registrare il minimo valore è stata Pian dei Camosci a marzo con -21,1 °C, seguita da Devero a gennaio con -19,2 °C e da Codello a dicembre con -19 °C. I valori massimi sono stati registrati nella stazione di Verbanò Centrale a luglio, con 39,9 °C e a Domodossola ad agosto con 35,9 °C. Nella Fig. 1.8 sono riportate le distribuzioni spaziali delle temperature massime e minime registrate nel bacino durante l'anno 2020.

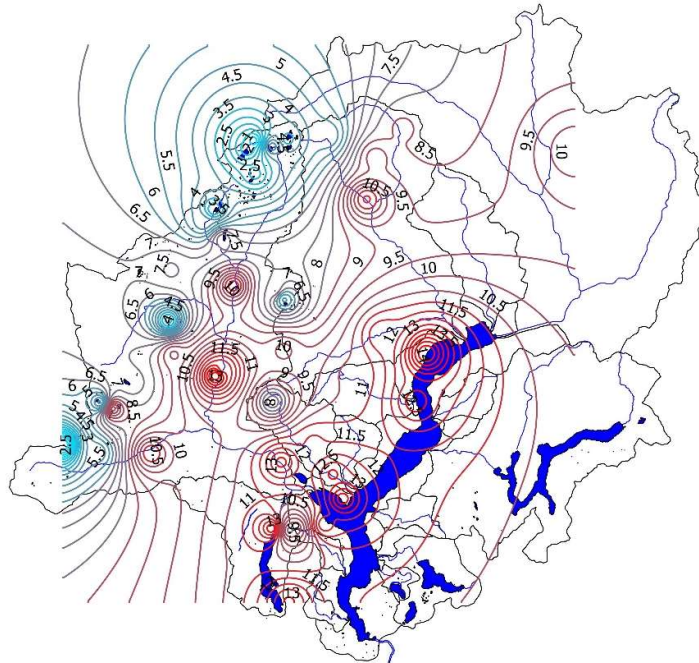


Fig. 1.7. Distribuzione spaziale delle temperature medie annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2020.

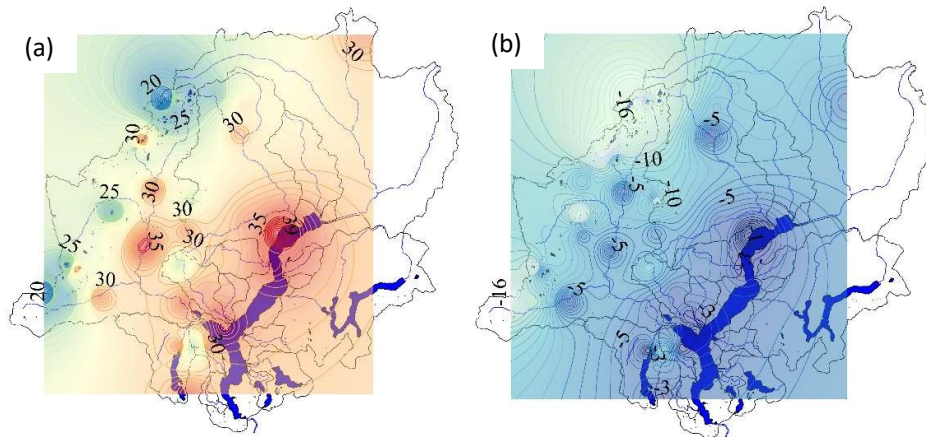


Fig. 1.8. Distribuzione spaziale delle temperature massime (a) e minime (b) annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2020.

## 1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

Si continua l'analisi del vento e dei fenomeni estremi per approfondire le conoscenze dell'evoluzione climatica dell'areale del Lago Maggiore.

### 1.2.1 Vento

Per quanto riguarda il vento in tabella 1.4 si riportano i valori medi annuali e la raffica massima per l'anno 2020 per le stazioni di Domodossola, Macugnaga Passo Moro, Mottarone, Formazza Pian dei Camosci, Lago Paione e Pallanza.

Tab. 1.4. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2020.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,5	WNW	22,9	WNW
Domodossola	252	1,0	N	17,2	NNE
Lago Paione	2269	1,8	NE	45,9	NE
Macugnaga	2820	2,6	SSW	41,9	SSW
Mottarone	1491	2,9	SW	34,2	SW
Pian dei Camosci	2450	2,5	NE	25	NE

I dati del vento sono continui nelle stazioni di Pallanza, Domodossola e Mottarone. Nella stazione di Pian dei Camosci mancano alcuni dati a febbraio, ottobre e novembre, per quanto riguarda la stazione del Paione mancano alcuni dati a marzo, ottobre e dicembre e nella stazione di Passo Moro ci sono dati discontinui a maggio, ottobre, novembre e dicembre. I dati presenti sono comunque sufficienti per definire le velocità medie, le raffiche e la direzione prevalente. La distribuzione delle velocità medie per classi di velocità varia da stazione a stazione ed in particolare a Pallanza il 75,3% dei valori della velocità media è compreso tra 1-2,5 m/s e solo il 18% tra 0-0,09 m/s, a Domodossola invece il 49% dei valori è compreso tra 0-0,09 m/s e il 48,7% tra 1-2,5 m/s. Per quanto riguarda la stazione sul Lago Paione il 40,3% dei valori delle velocità medie è compreso tra 1-2,5 m/s e il 30,8% tra 0-0,09 m/s, a Macugnaga Passo Moro si è registrato il 53,5% dei valori compreso tra 1-2,5 m/s e il 43,6% tra 2,6-5 m/s, a Mottarone il 46,9% dei valori tra 1-2,5 e il 43,3% dei valori tra 2,6-5 m/s, A Pian dei Camosci il 60% dei valori tra 1-2,5 m/s e il 33,1% dei valori tra 2,6-5 m/s. In queste ultime tre stazioni i valori delle velocità medie sono risultati maggiori rispetto a quelli delle prime tre.

Per quanto riguarda le raffiche, a Pallanza i valori si sono distribuiti per il 38,6% tra 2,6-5 m/s e per il 29,6% tra 5,1-7,5 m/s e a Domodossola per il 37,2% tra 2,6-5 m/s e per il 32,1% tra 5,1-7,5 m/s. Per quanto riguarda la stazione sul Lago Paione il 53,6% delle raffiche ha fatto registrare una velocità > 10 m/s e il 18,3% tra 2,6-5 m/s, anche a Macugnaga Passo Moro il 50,8% delle raffiche ha fatto registrare valori > 10 m/s ma il 27,4% tra 7,6-10 m/s. Alla stazione di Mottarone il 36,4% delle raffiche ha fatto registrare valori tra 5,1-7,5 m/s e il 28,6% > 10 m/s. Infine anche nella stazione di Pian dei Camosci il 51% delle raffiche ha registrato valori > 10 m/s mentre il 23,8% tra 5,1-7,5 m/s.

Le direzioni prevalenti sono state per Pallanza WNW e secondariamente in quasi ugual misura SE e NE, per Domodossola N e secondariamente in quasi ugual misura NNE e SSW, per il Lago Paione NE e in misura minore SSW, per Macugnaga SSW e in misura minore SW, per Mottarone SW e secondariamente in misura quasi comparabile SSW e N e per Pian dei Camosci primariamente NE e in misura molto minore WSW.

In Fig. 1.9 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-WSW, un andamento bimodale per Macugnaga (d), trimodale per Pallanza (a), Lago Paione (c) e Mottarone (e).

Rispetto ai valori pluriennali di velocità media e raffica, nonché direzione prevalente, si sono confrontati i dati del 2020 con i riferimenti pluriannuali specifici di ciascuna stazione. In tabella 1.5 sono riportati i valori a confronto.

La direzione prevalente del vento si è mantenuta per l'anno 2020, uguale al valore pluriennale tranne che per Macugnaga Passo Moro che rispetto alla direzione S del periodo di riferimento, quella prevalente per il 2020 è stata SSW.

Per quanto riguarda la velocità media nel 2020 tutte le stazioni hanno fatto registrare valori minori rispetto a quelli di riferimento e Pian dei Camosci lo stesso valore. Per quanto riguarda invece la raffica, nelle stazioni di Pallanza, Domodossola, Mottarone e Pian dei Camosci i valori del 2020 sono stati inferiori a quelli di riferimento mentre nelle stazioni di Lago Paione e a Macugnaga Passo Moro i valori registrati sono stati superiori a quelli del periodo di riferimento.

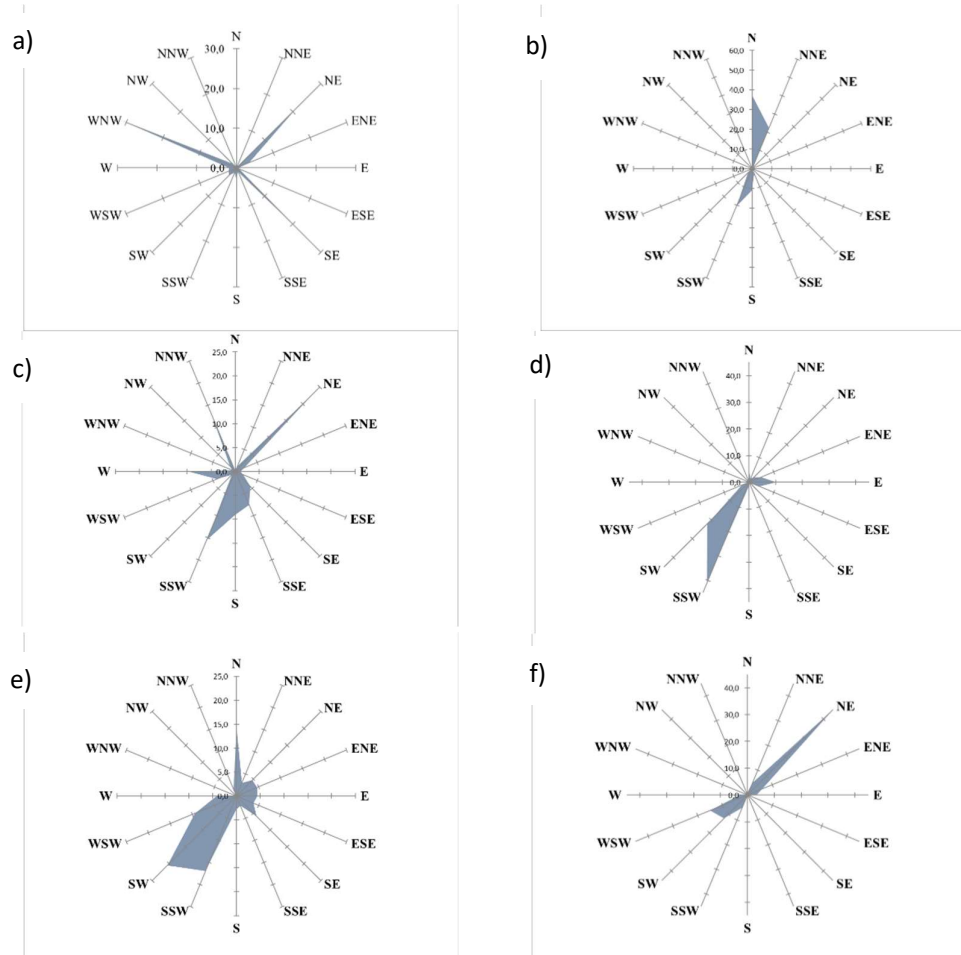


Fig. 1.9. Rosa dei venti a 16 quadranti per l'anno 2020, per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci.

Tab. 1.5. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2020 e per ciascun periodo di riferimento.

Stazione	Velocità media (m/s)		Direzione prevalente		Raffica massima (m/s)	
	2020	2001-2019	2020	2001-2019	2020	2001-2019
Pallanza	1,5	1,6	WNW	WNW	22,9	33,2
	2020	2000-2019	2020	2000-2019	2000	2000-2019
Lago Paione	1,8	2,1	NE	NE	45,9	42,3
	2020	1990-2019	2020	1990-2019	2020	1990-2019
Domodossola	1,0	1,3	N	N	17,2	32,1
Macugnaga	2,6	2,8	SSW	S	41,9	40,6
Mottarone	2,9	3,4	SW	SW	34,2	42
Pian dei Camosci	2,5	2,5	NE	NE	25	36,1

### 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. Per quanto riguarda i giorni piovosi registrati nel 2020, sono stati mediamente 92, valore inferiore alla media dei giorni piovosi calcolati dal 1981 al 2019 pari a 104. Si sono registrati giorni piovosi inferiori alla media del periodo di riferimento a gennaio, febbraio e novembre, legati alle poche piogge cadute in quei mesi.

In Fig. 2.0 sono riportati i giorni piovosi per l'anno 2020 e i giorni piovosi per il periodo di riferimento 1981-2019, unitamente alle piogge cadute mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, nel 2020 e nel periodo di riferimento 1981-2019. 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. A luglio i giorni piovosi del 2020 sono stati vicini alla media, nonostante le piogge del mese siano state inferiori a quelle del periodo di riferimento. Si può dire che nel mese di luglio non ci sono stati giorni con piogge intense ma piuttosto giorni caratterizzati da piogge molto distribuite. Per contro a ottobre i giorni piovosi del 2020 sono stati leggermente superiori al valore medio in corrispondenza però di piogge molto superiori a quelle del periodo di riferimento. In questo caso si può dire che c'è stata una concentrazione di pioggia in pochi giorni, indice di eventi intensi di precipitazione.

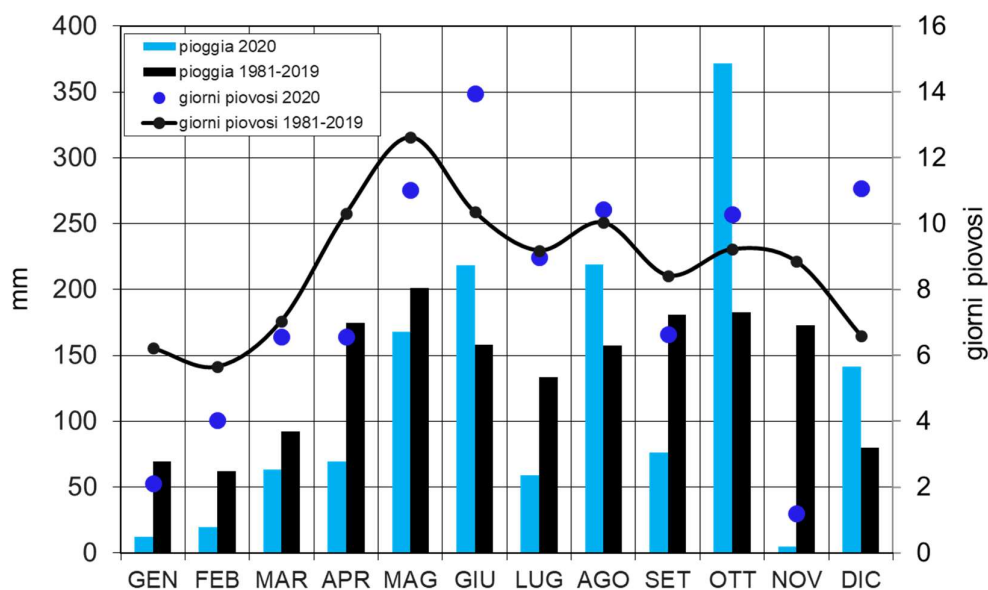


Fig. 1.10. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2020 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2019 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2020 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2019 (barre nere).

Confrontando quindi i giorni piovosi e le piogge del 2020 con i giorni piovosi e le piogge del periodo di riferimento 1981-2019 (Fig. 1.10) il rapporto giorni piovosi/pioggia è molto variabile nei diversi mesi dell'anno. Da evidenziare che nei mesi di gennaio, febbraio, marzo, aprile, luglio settembre e novembre il rapporto giorni piovosi/pioggia del 2020 è stato superiore a quello dei periodi di riferimento a indicare la non presenza di eventi estremi in quei periodi. Nei mesi di agosto e ottobre il rapporto giorni piovosi/pioggia del 2020 è stato inferiore a quello dei periodi di riferimento, possibile indicazione della presenza di eventi estremi.

## 2. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLAMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE

*Claudia Dresti*

Come già specificato nel rapporto precedente, uno degli obiettivi fondamentali della seguente ricerca è il mantenimento e l'aggiornamento delle serie storiche dei dati di temperatura della colonna d'acqua e la valutazione della profondità di mescolamento. Le serie storiche risultano infatti fondamentali per studi sugli effetti dei cambiamenti climatici e pochi laghi al mondo hanno serie di dati lunghe come il Lago Maggiore. L'aggiornamento delle serie di dati è possibile tramite rilevamenti in situ dei principali parametri limnologici (temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità), con frequenza almeno mensile nel punto di massima profondità del lago (Ghiffa), nonché tramite la raccolta di tutte le informazioni relative alla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza).

In secondo luogo, l'obiettivo della ricerca è la calibrazione e l'utilizzo di un modello numerico monodimensionale accoppiato ecologico-idrodinamico per valutare l'effetto di diversi scenari di cambiamenti climatici per il prossimo secolo sulla profondità di mescolamento, sull'ossigenazione degli strati profondi e sulla distribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua nel Lago Maggiore. Il focus è in particolare sulle dinamiche in ipolimnio poiché sono particolarmente rilevanti per via del crescente isolamento di tale strato causato dalla diminuzione della profondità di mescolamento, che ha provocato in primo luogo la diminuzione del livello di ossigeno osservato. Nella ricerca di quest'anno verranno presentati i risultati dell'applicazione del modello calibrato a cui sono stati dati in input alcuni scenari di cambiamento climatico.

### 2.1. Aggiornamento serie storiche

#### 2.1.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2020, come avviene dall'inizio delle ricerche finanziate da CIP AIS, una serie di campionamenti nel sito di maggiore profondità del Lago Maggiore (Ghiffa) ha permesso la verifica dell'effettiva estensione dello strato mescolato invernale, consentendo l'aggiornamento della serie storica di tale profondità. Sono stati analizzati 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 (febbraio) e di massima stratificazione durante l'estate (luglio-agosto).

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2020, raggiungendo una profondità molto piccola, di ca. 50 m. Sono ormai sette anni di fila che la profondità di mescolamento risulta inferiore ai 100 m: l'omogeneizzazione ha raggiunto i 65 m nel 2014, i 70 m nel 2015, i 75 nel 2016, i 60 nel 2017, i 70 nel 2018 e gli 80 nel 2019. Si riporta in figura 2.2 la serie storica dei valori di profondità di mescolamento per moti convettivi.

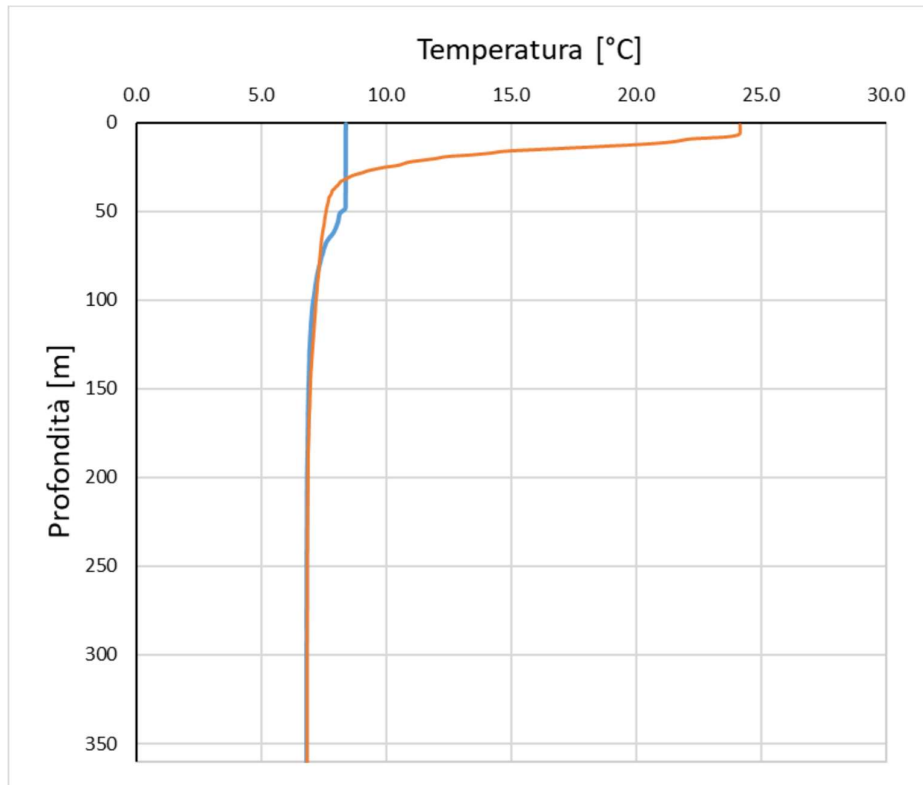


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

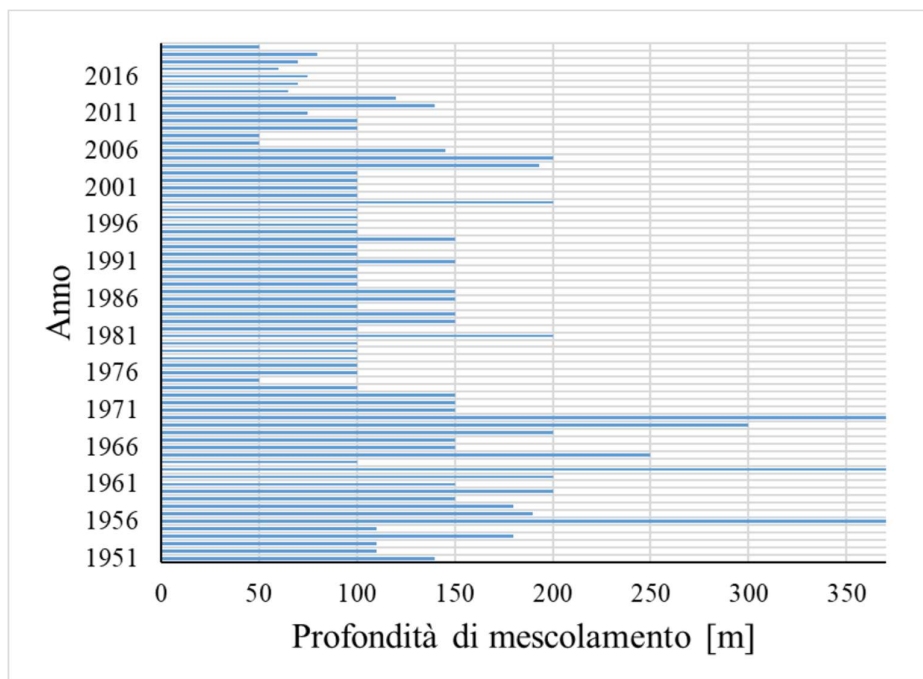


Fig.2.2. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata dal CNR IRSA a partire dal 1951.



Le indagini condotte nel 2020 hanno dunque confermato la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria (registrati nella stazione meteorologica di Verbania Pallanza). La temperatura media invernale (dicembre 2019 - febbraio 2020), è risultata essere 6.2°C, parecchio superiore alla media invernale per il periodo 1999-2019 pari a 3.98 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2019 è stato registrato un valore medio di 6.1 °C, molto superiore alla media pluriennale per il mese di dicembre (pari a 3.94 °C), mentre per il mese di gennaio è stato registrato un valore medio di 4.46 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 3.39 °C. Anche il mese di febbraio è risultato particolarmente caldo, con una media di 7.99 °C contro una media pluriennale di 4.67 °C. L'inverno particolarmente caldo ha quindi impedito il raffreddamento delle acque lacustri, che hanno raggiunto una situazione di omeotermia solo nei primi 50 m di profondità.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.5 m s<sup>-1</sup>, contro una media invernale per il periodo 1999-2019 pari a 1.44 m s<sup>-1</sup>. Più in dettaglio, il mese di dicembre 2019 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.6 m s<sup>-1</sup>, leggermente superiore della media pluriennale per lo stesso mese di 1.48 m s<sup>-1</sup>, mentre il mese di gennaio 2020 ha presentato un valore medio di 1.1 m s<sup>-1</sup>, inferiore rispetto alla media pluriennale (1.44 m s<sup>-1</sup>). Il mese di febbraio 2020 ha presentato un valore di velocità media del vento leggermente superiore alla media pluriennale (1.7 m s<sup>-1</sup> contro 1.4 m s<sup>-1</sup>). In figura 2.3 sono riportati gli andamenti della temperatura dell'aria e della velocità del vento per l'inverno 2019-2020. 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.

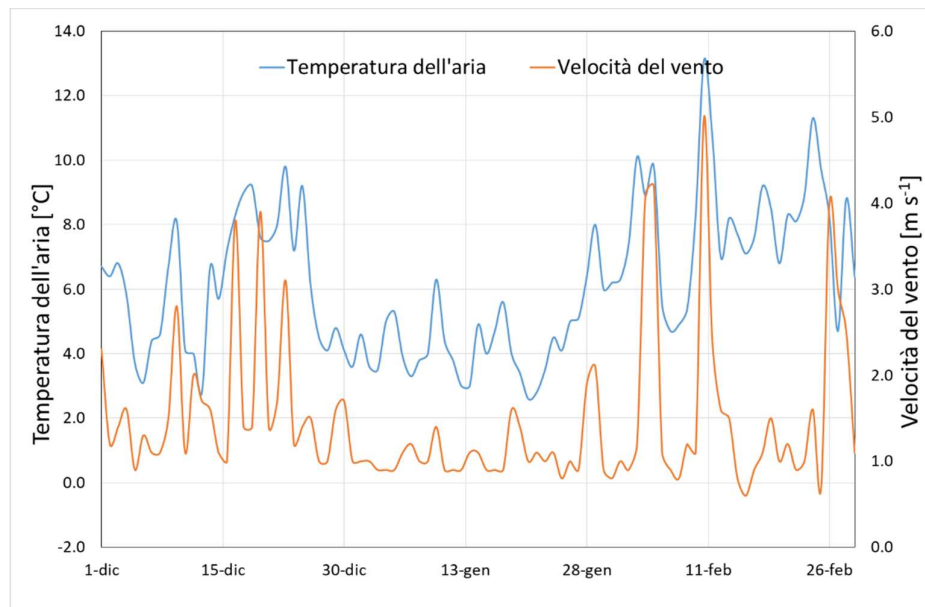


Fig. 2.3. Temperatura dell'aria e velocità del vento nell'inverno 2019-2020.

La figura mostra che a febbraio ci sono stati brevi periodi con picchi di vento importanti, tuttavia la durata non è stata sufficiente a provocare un'omogeneizzazione, in

aggiunta al fatto che la temperatura dell'aria è stata particolarmente elevata nel mese di febbraio. Come già specificato nello scorso rapporto, il periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è stato scelto il periodo 1999-2019 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 2020 è superiore rispetto a quello del 2019, con un valore di  $5920 \text{ MJ m}^{-2}$  rispetto ai  $5819 \text{ MJ m}^{-2}$  dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti  $6510 \text{ MJ m}^{-2}$ , nuovo massimo assoluto della serie storica dopo il record di  $6423 \text{ MJ m}^{-2}$  stabilito l'anno scorso. Si riporta in figura 2.4 la serie storica dell'andamento del contenuto di calore totale nel lago e in figura 2.5 l'andamento dei massimi e dei minimi annuali del contenuto di calore del Lago Maggiore.

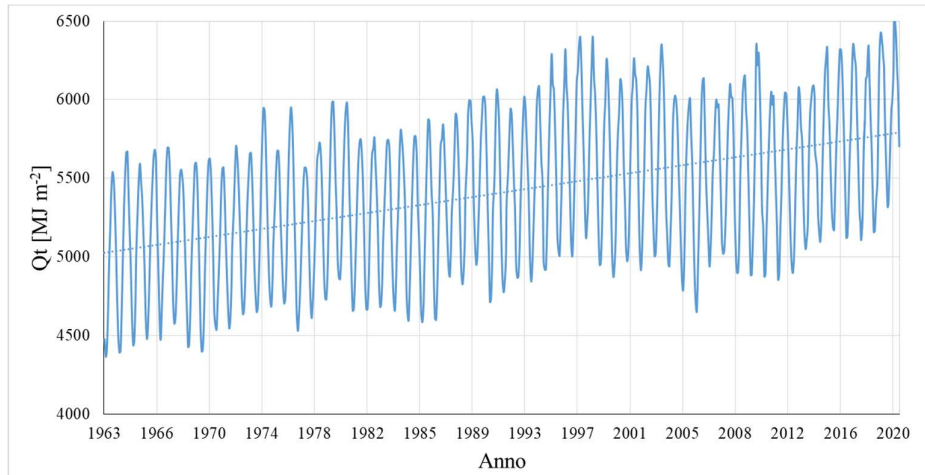


Fig. 2.4. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2020.

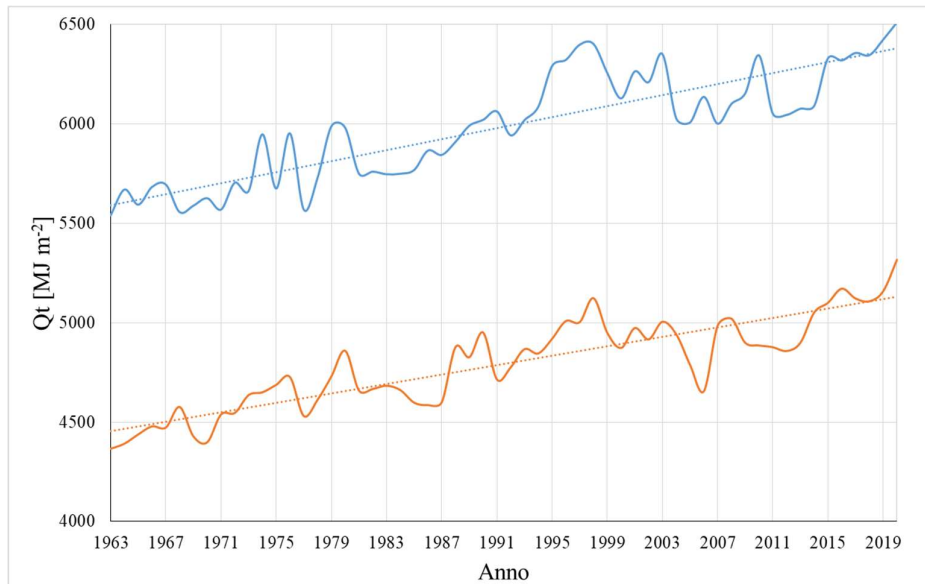


Fig. 2.5. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2020.

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

Come anticipato precedentemente, la profondità di mescolamento per moti convettivi alla fine dell'inverno 2019-2020 ha raggiunto circa i 50 m. In figura 2.6 si riportano i profili di temperatura e conducibilità a gennaio 2020, al momento della massima circolazione. Come si può notare, la massima omogeneizzazione riguarda uno strato del lago di circa 50 m di profondità.

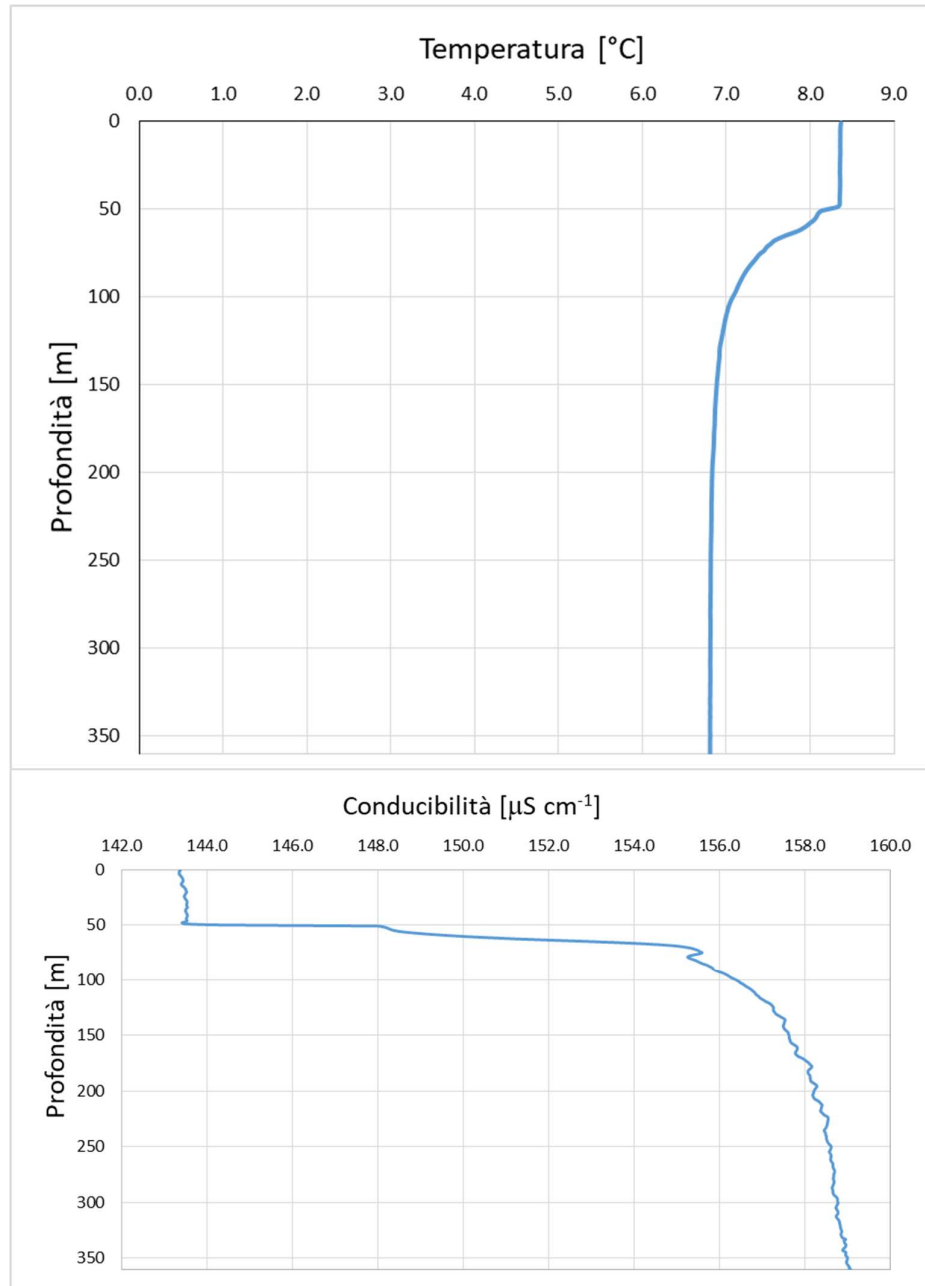


Fig. 2.6. Profili verticali di temperatura e conducibilità al momento della massima omogeneizzazione del lago (gennaio 2020).

Le Figure 2.7 e 2.8 mostrano la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto durante il 2020.

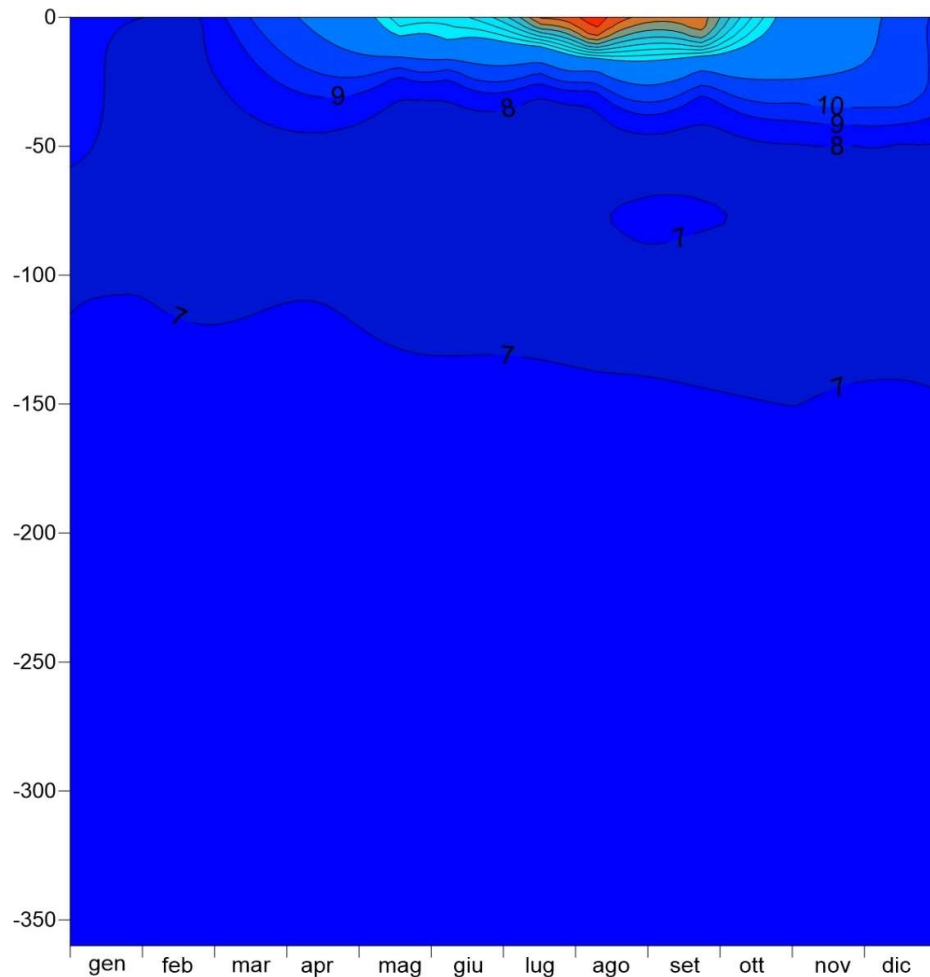


Fig. 2.7. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2020.

E' interessante notare che nello strato profondo, sotto i 200 m, la concentrazione di  $O_2$  per tutto l'anno si mantiene inferiore ai  $6 \text{ mg L}^{-1}$  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.

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.

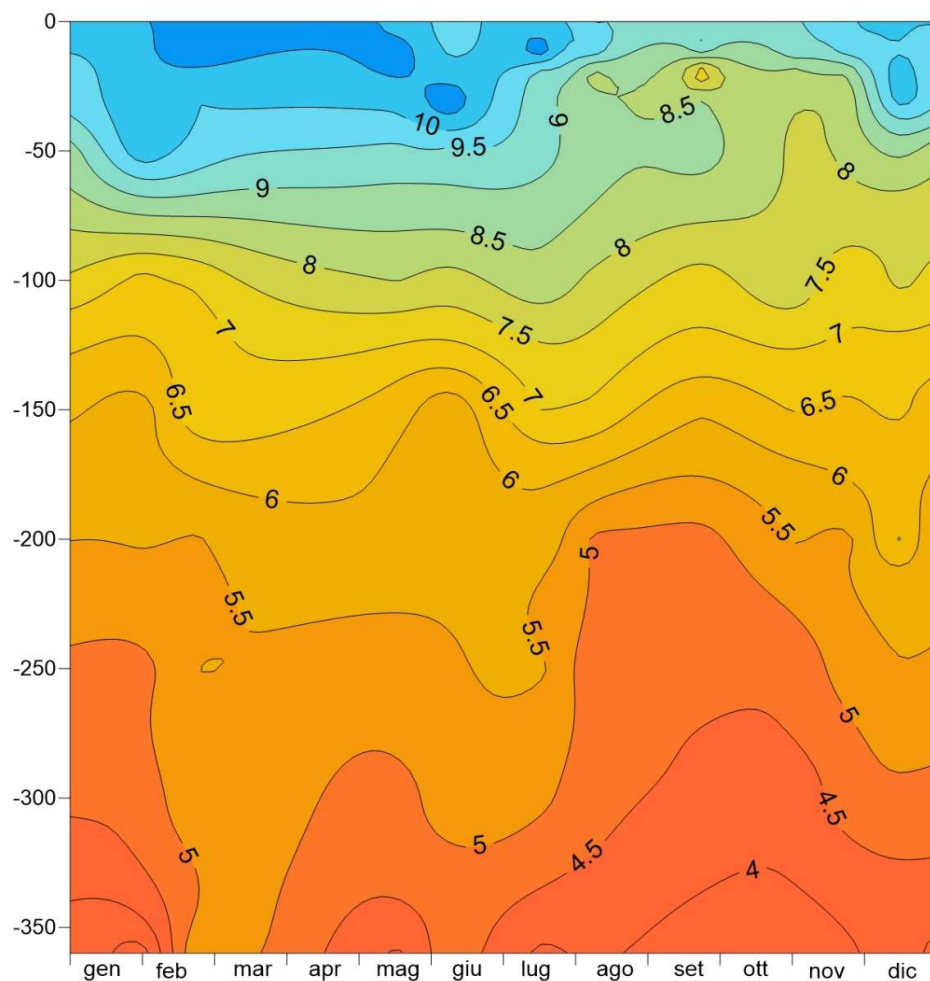


Fig. 2.8. Distribuzione verticale della concentrazione di  $O_2$  ( $mg L^{-1}$ ) nell'anno 2020.

La Figura 2.9 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2020 (dal 1981 i dati dei campionamenti sono regolari durante l'anno). Da essa si evince un chiaro trend in aumento di tale parametro, che conferma la difficoltà sempre maggiore ad ottenere una completa omogeneizzazione delle acque.

La Figura 2.10 riporta l'andamento dei minimi annuali della stabilità di Schmidt. Tali minimi vengono rilevati a fine inverno e, tanto più risultano bassi, tanto più è probabile che il lago si mescoli perché è sufficiente un vento moderato (purché duri almeno alcuni giorni) per innescare l'omogeneizzazione. Anche i minimi presentano un chiaro trend in aumento. Il valore calcolato per il 2020 risulta marcatamente più alto rispetto a quello del 2019 ed è lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago, risultando inferiore solo al valore del 2007.

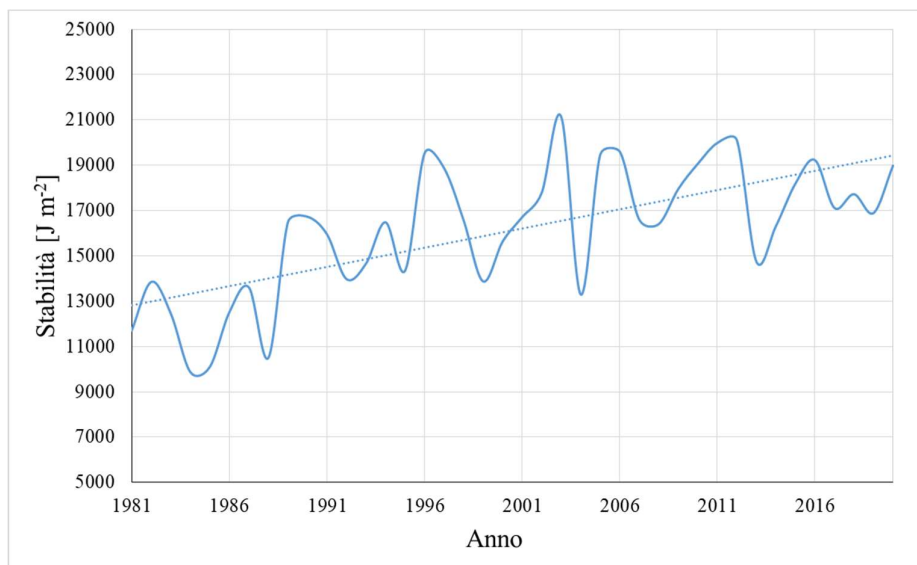


Fig. 2.9. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

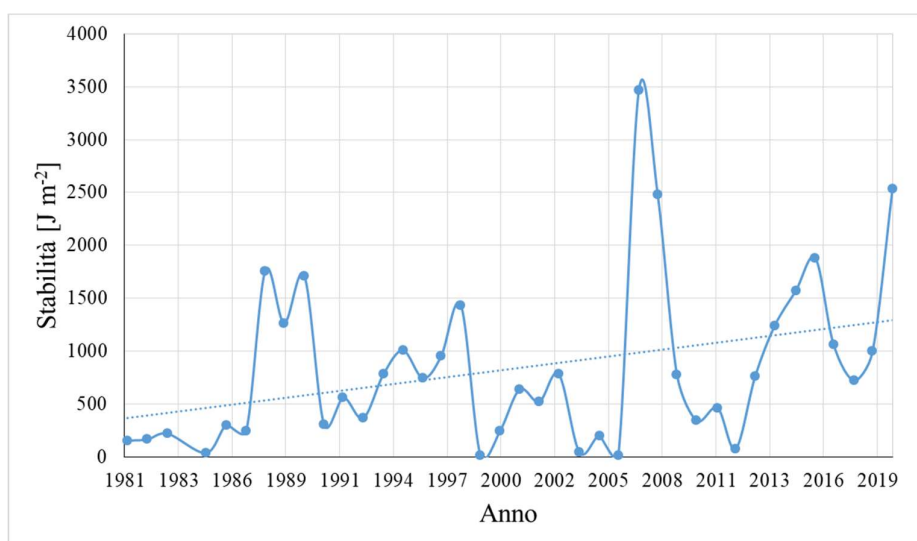


Fig. 2.10. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

## 2.2. Simulazioni con il modello ecologico-idrodinamico GLM/AED2

Il modello open-access accoppiato General Lake Model – Aquatic Ecodynamics (GLM-AED2, Hypsey et al., 2013, 2014) è stato utilizzato per simulare gli effetti dei cambiamenti climatici sul Lago Maggiore nel periodo 2020-2085, con particolare riferimento all'ossigeno e al fosforo in ipolimnio e all'evoluzione dei gruppi di fitoplancton. Gli scenari climatici utilizzati sono già stati descritti in precedenti rapporti CIP AIS, tuttavia si riporta per comodità una breve descrizione.

Gli scenari di cambiamento climatico considerati sono quelli CH2011 relativi alla temperatura dell'aria (CH2011, 2011; Fischer *et al.*, 2015), per il periodo 2020-2085 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 simulati con VG) per il periodo 2020-2085 sono stati usati con input per il modello General Lake Model – Aquatic Ecodynamics (GLM-AED2), per calcolare gli andamenti delle temperature dell'acqua, ossigeno disciolto, fosforo e degli altri parametri chimici di interesse, in particolare in ipolimnio. Si è inoltre analizzata l'evoluzione dei quattro gruppi funzionali di phytoplankton: cianofite (Cyanophytes), diatomee (Diatoms), dinofite (Dinophytes) e un gruppo chiamato “c3phytes”, che include clorofite, crisofite e criptofite. Per ciascuno scenario sono state effettuate 200 realizzazioni, poi mediate per avere proiezioni più affidabili.

Nelle figure seguenti si riportano alcuni dei risultati ottenuti, per 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.

La Figura 2.11 riporta la distribuzione della concentrazione media annua dei principali parametri chimici di interesse per l'ipolimnio, nell'ipotesi che il carico esterno dei nutrienti rimanga costante per il periodo 2020-2085. La Figura mostra un decremento asintotico di ossigeno O<sub>2</sub> per gli scenari A2\_upper and A1B\_medium, che con i valori mediani che raggiungono l'anossia alla fine del secolo. L'ossigeno disciolto diminuisce anche per lo scenario RCP3PD\_lower, con valori mediani attorno a 1 mg L<sup>-1</sup> attorno alla metà del secolo. Tuttavia, con tale scenario sembra possibile un'inversione del trend nell'ultima decade. Per quanto riguarda lo scenario STAT\_2016, non si raggiungono mai valori inferiori a 4 mg L<sup>-1</sup>.

Per quanto riguarda il fosforo reattivo PO<sub>4</sub> si può osservare un aumento per tutti gli scenari. L'andamento di tale incremento è circa lineare per gli scenari A2\_upper e A1B\_medium, con valori mediani attorno a 56 µg L<sup>-1</sup> simulati per la decade finale, risultando ~3 volte più grandi rispetto ai valori iniziali. L'aumento risulta invece più debole per gli scenari RCP3PD\_lower e STAT\_2016, con valori che si stabilizzano attorno a 26 µg L<sup>-1</sup>.

Relativamente agli altri parametri chimici si può invece osservare una riduzione dei nitrati, con valori che raggiungono 0.1 mg L<sup>-1</sup> per A2\_upper and A1B\_medium alla fine del secolo. Non si osservano grandi variazioni per l'ammonio, mentre la distribuzione

della silice risulta soggetta ad incertezze maggiori essendo il modello calibrato in particolare per riprodurre in maniera corretta fosforo e ossigeno.

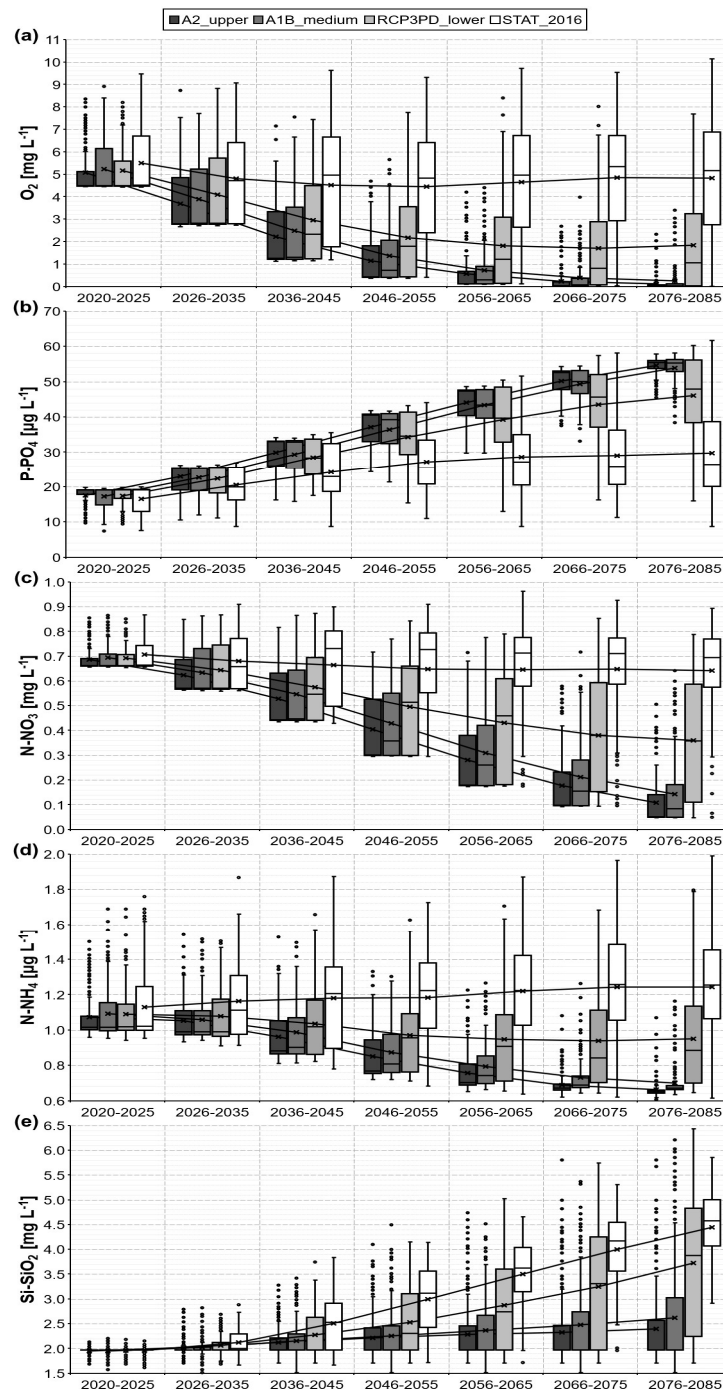


Figura 2.11: Distribuzione della concentrazione media annua per decade di ossigeno O<sub>2</sub> (a), fosforo reattivo PO<sub>4</sub> (b), nitrato NO<sub>3</sub> (c), ammonio NH<sub>4</sub> (d), silice SiO<sub>2</sub> (e) nello strato 200 – 370 m per carico costante di nutrienti in ingresso nel periodo 2020-2085 (le croci e le linee rappresentano il valore medio e i trend rispettivamente).



In Figura 2.12 si riportano gli andamenti delle variabili chimiche di interesse per lo strato 0-20 m. Le distribuzioni in epilimnio sono essenzialmente stazionarie e simmetriche per tutte le variabili per carico costante di nutrienti in ingresso. Sono poche le eccezioni: 1) PO<sub>4</sub> aumenta del +33% nel periodo 2020-2085 per lo scenario A2\_upper; (2) NO<sub>3</sub> aumenta per A2\_upper e A1B\_medium dalla decade 2046-2055 in poi, con incrementi finali del +76% e +55% rispettivamente; (3) SiO<sub>2</sub> aumenta per tutti gli scenari, con incrementi più marcati negli scenari di maggior aumento della temperature dell'aria.

La Figura 2.13 riporta gli andamenti di clorofilla e dei gruppi fitoplanctonici di interesse nello strato 0-20 m e per carico costante di nutrienti in ingresso.

Considerando la clorofilla totale, si può notare un aumento nel periodo 2020-2085 del +5% per lo scenario STAT\_2016, un andamento stazionario per RCP3PD\_lower e una diminuzione per gli scenari A2\_upper e A1B\_medium, aggiungendo -14% e -11% rispettivamente. Per quanto riguarda i gruppi fitoplanctonici, è interessante notare l'importante aumento nei cianobatteri per i due scenari di maggior aumento delle temperature dell'aria, a cui corrisponde una diminuzione delle diatomee. Si può quindi concludere che se non si interverrà subito per arrestare i cambiamenti climatici in corso i cianobatteri diventeranno preponderanti nel Lago Maggiore. A tal proposito, si può ricordare che l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) considera una soglia 10 µg L<sup>-1</sup> di Chl-*a* associata ai cianobatteri come valore superato il quale si ha un rischio di tossicità (Falconer et al., 1999). La Figura 2.14 riporta la distribuzione dei massimi di clorofilla per un aumento di carico esterno di nutrienti, un carico costante e una diminuzione lineare di nutrienti nel periodo 2020-2085. Dalla Figura si può osservare che il Lago Maggiore non sembra essere interessato da rischio di tossicità dovuta ai cianobatteri nel prossimo secolo. Tuttavia, bisogna ricordare che il modello utilizzato è un modello 1D, che assume che le proprietà orizzontali del lago siano costanti, quindi la concentrazione di clorofilla sia la stessa su tutta la superficie del lago. Essendo le fioriture invece generalmente circoscritte in una porzione limitata del lago, non si può escludere che in aree limitate la soglia di tossicità venga superata.

Per ulteriori approfondimenti si rimanda a Fenocchi et al. (2020).

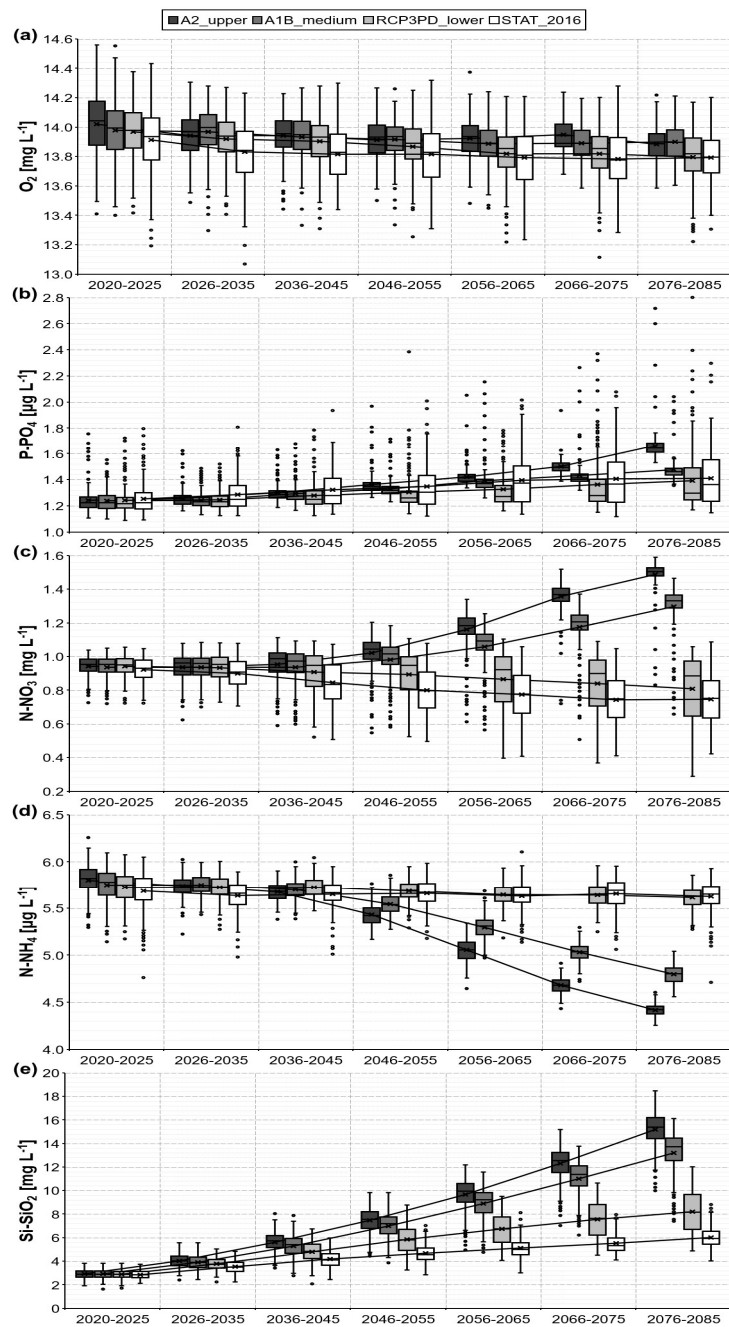


Figura 2.12: Distribuzione della concentrazione media annua per decadi di ossigeno O<sub>2</sub> (a), fosforo reattivo PO<sub>4</sub> (b), nitrato NO<sub>3</sub> (c), ammonio NH<sub>4</sub> (d), silice SiO<sub>2</sub> (e) nello strato 0 – 20 m per carico costante di nutrienti in ingresso nel periodo 2020-2085 (le croci e le linee rappresentano il valore medio e i trend rispettivamente).

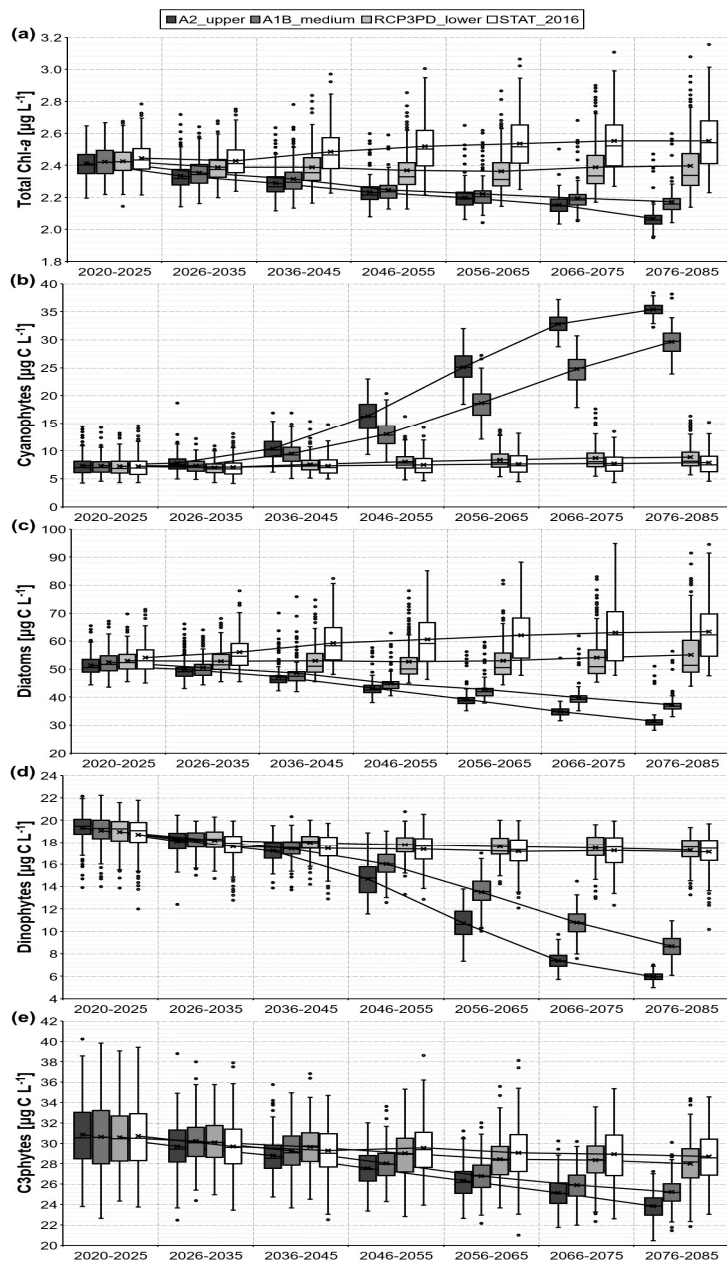


Figura 0.13: Distribuzione della media annua per decade di clorofilla totale Chl-a (a), cianoficee - cyanophytes (b), diatomee - diatoms (c), dinofite - dinophytes (d), c3phytes (e) nello strato 0 – 20 m per carico in ingresso costante nel periodo 2020-2085.

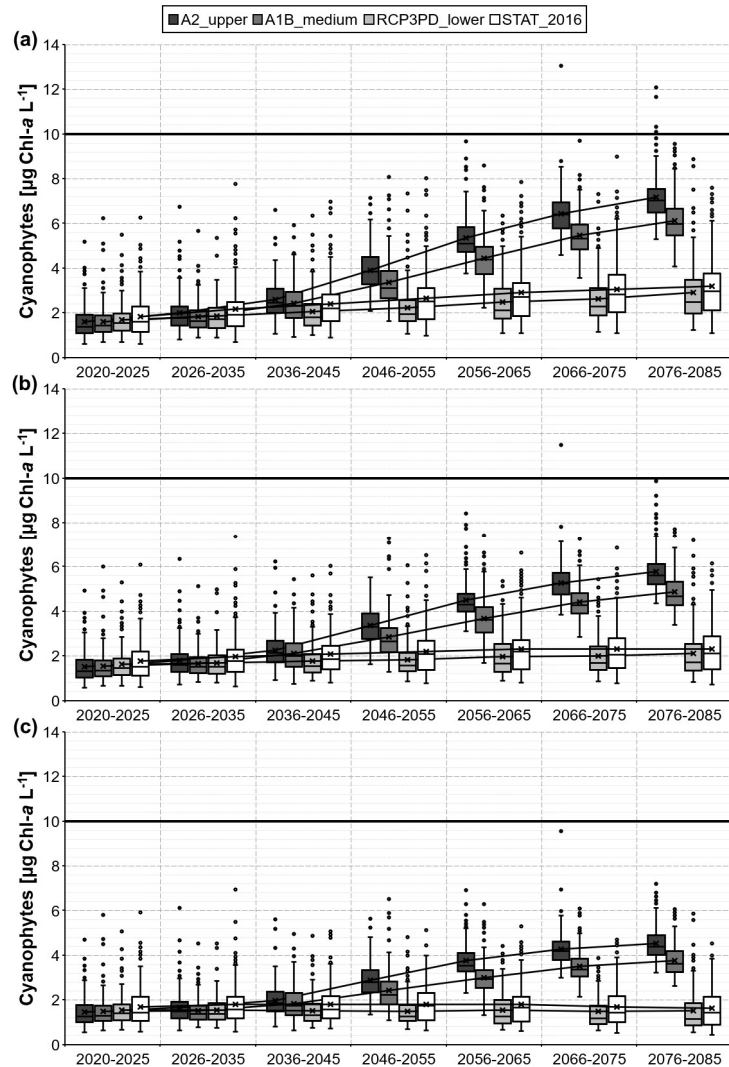


Fig. 2.14. Distribuzione dei massimi per decade di Chl-a dovuta a cianobatteri in superficie, per un aumento lineare di carico esterno di nutrienti di +30% nel periodo 2020-2085 (a), carico costante di nutrienti (b), riduzione lineare di carico esterno di nutrienti di -30% (c) (la linea orizzontale identifica la soglia di concentrazione di  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  per la Chl-a da cianobatteri assunta dalla (Falconer et al., 1999)).

## Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Andrea Fenocchi dell'Università degli Studi di Pavia, con il quale è stato sviluppato il modello GLM-AED2 per il Lago Maggiore.

## Bibliografia

- CH2011, 2011. Swiss climate change scenarios CH2011. C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC, Zurich, Switzerland: 88 pp.
- Falconer I, Bartram J, Chorus I, Kuiper-Goodman T, Utkilen H, Burch M, Codd GA, 1999. Safe levels and safe practices, p. 161-182. In: I. Chorus and J. Bartram (eds.),

- Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon.
- Fenocchi A, Rogora M, Marchetto A, Sibilla S, Dresti C, 2020. Model simulations of the ecological dynamics induced by climate and nutrient load changes for deep subalpine Lake Maggiore (Italy/Switzerland). *J. Limnol.* 79:221-237.
- Fischer AM, Liniger MA, Appenzeller C, 2015. Climate scenarios of seasonal means: extensions in time and space. CH2011 Extension Series No. 2, Zurich, Switzerland: 18 pp.
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Hamilton, D.P., 2013. Aquatic Ecodynamics (AED) Model Library: Science Manual. AED Report. The University of Western Australia, Perth, Australia.
- 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.
- 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>.
- 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 2020 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 e nella stazione di Pallanza, nel bacino omonimo, alle profondità 0, 20 e 100 m. Al momento del prelievo dei campioni sono state eseguite la misura della trasparenza con il disco di Secchi e un profilo di temperatura e conducibilità lungo la colonna d'acqua mediante la sonda multiparametrica Idronaut CTD304.

Su tutti i campioni raccolti nella stazione storica di Ghiffa 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). L'azoto organico ( $N_{org}$ ) è stato calcolato dalla differenza tra le concentrazioni di azoto totale (NT) e quelle di azoto inorganico ( $N_{in}=N-NH_4+N-NO_3$ ). Sui campioni raccolti nella stazione di Pallanza sono stati analizzati pH, conducibilità, alcalinità e nutrienti algali. Nel campionamento di marzo, per la stazione di Ghiffa, 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 2020. 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.

Le limitazioni agli spostamenti e all'accesso ai laboratori dovute al lockdown hanno causato un'interruzione dei campionamenti del lago nel mese di aprile 2020 e dei tributari a marzo ed aprile 2020. Le uscite complessive svolte nel corso dell'anno per il campionamento del lago sono state comunque 12, in quanto è stata svolta un'uscita aggiuntiva in novembre. I campionamenti dei tributari sono stati comunque in numero sufficiente da consentire il calcolo dei carichi totali veicolati a lago.

Tutte le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR IRSA di Verbania, con le metodiche analitiche in uso e già utilizzate nel corso delle precedenti campagne sul Lago Maggiore. Le metodiche in uso sono quelle standard previste per le acque superficiali (APAT IRSA-CNR 2003; APHA, AWWA, WEF, 2012). 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 dati dell'anno 2020 sono presentati e discussi nel presente rapporto mediante confronto con i dati pregressi disponibili dalle precedenti campagne, utilizzando 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). Nel caso di alcune variabili, come l'ossigeno

disciolto, viene inoltre considerato il valor medio ponderato dello strato profondo (al di sotto dei 200 m). Analogamente, nel caso dei tributari, i dati 2020 vengono considerati unitamente a quelli degli anni precedenti per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne i composti di fosforo e azoto veicolati a lago.

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 70% 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 rimanenti tributari 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).

### 3.1 Acque lacustri

#### 3.1.1. Confronto tra le stazioni di Ghiffa e Pallanza

In Tab. 3.1 e 3.2 sono riportati i valori medi sulla colonna d'acqua delle variabili chimiche analizzate mensilmente nel corso del 2020 nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza rispettivamente. Un confronto tra le due stazioni, considerando le tre profondità comuni ai campionamenti (0, 20 e 100 m) è riportato invece in figura 3.1 per quanto concerne fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati.

Tab. 3.1 – Valori medi sulla colonna d'acqua, da 0 a 360 m, ponderati sui volumi, delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa) nel corso del 2020. Cond: conducibilità elettrica a 20 °C. Alc: alcalinità. NT: azoto totale. PR: fosforo reattivo. PT: fosforo totale. Si: silicati.

		13.01	10.02	02.03	19.05	08.06	13.07	03.08	14.09	20.10	09.11	30.11	14.12
Temp.	°C	7.42	7.18	7.22	8.03	8.08	8.35	8.80	8.69	8.35	8.22	7.94	7.71
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	7.23	7.43	7.71	7.65	7.54	7.74	7.15	6.79	6.95	6.91	7.60	7.11
O <sub>2</sub>	%	61.8	63.1	65.5	66.8	65.9	68.3	64.0	60.5	61.1	60.6	66.1	61.3
pH		7.33	7.33	7.36	7.39	7.38	7.41	7.44	7.41	7.31	7.32	7.35	7.34
Cond.	µS cm <sup>-1</sup>	146.9	150.1	150.7	150.6	149.7	149.1	149.4	149.7	148.5	148.4	148.5	149.3
Alc.	meq L <sup>-1</sup>	0.82	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.83
N-NH <sub>4</sub>	µg L <sup>-1</sup>	3	3	6	6	7	8	5	4	5	3	4	4
N-NO <sub>3</sub>	µg L <sup>-1</sup>	762	775	766	767	774	736	724	741	736	742	739	733
NT	mg L <sup>-1</sup>	0.81	0.83	0.87	0.81	0.83	0.79	0.80	0.82	0.84	0.80	0.80	0.84
PR	µg L <sup>-1</sup>	11	11	10	8	10	9	9	10	9	10	10	10
PT	µg L <sup>-1</sup>	14	12	13	11	12	12	11	13	13	11	11	12
Si	mg L <sup>-1</sup>	1.90	1.90	1.83	1.71	1.77	1.61	1.60	1.76	1.83	1.82	1.82	1.81

Le caratteristiche chimiche delle acque risultano molto simili nelle due stazioni e presentano un andamento stagionale simile. Le concentrazioni di fosforo sia reattivo che totale sono risultate leggermente più elevate a Pallanza alle profondità di 20 e 100 m, mentre in superficie, in considerazioni anche dei bassi valori rilevati, prossimi al limite di detezione della metodica, sono del tutto confrontabili. (Fig. 3.1). La differenza tra le due stazioni, considerando i valori medi ponderati di Tab. 3.1 e Tab. 3.2, risulta significativa per le temperature e il fosforo reattivo e totale ( $p < 0.01$ ), i cui valori sono maggiori a Pallanza, soprattutto nei mesi estivi; la silice risulta invece leggermente

inferiore a Pallanza rispetto a Ghiffa ( $p < 0.05$ ). Nonostante queste differenze, i dati nel loro complesso confermano la rappresentatività della stazione di Ghiffa per lo studio delle caratteristiche chimiche e la valutazione dello stato trofico del lago. Anche l'analisi dei dati raccolti in una serie di stazioni pelagiche e litorali nel 2011 e 2012 sempre nell'ambito delle ricerche CIP AIS ha confermato la rappresentatività della stazione di massima profondità di Ghiffa per lo studio delle dinamiche fisiche, chimiche e biologiche del lago (Tanenzap et al., 2020).

Tab. 3.2 – Valori medi sulla colonna d'acqua, da 0 a 100 m, ponderati sui volumi, delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni prelevati nella stazione di Pallanza nel corso del 2020. Abbreviazioni come in Tab. 3.1.

	13.01	10.02	02.03	19.05	08.06	13.07	03.08	14.09	20.10	09.11	30.11	14.12
Temp. °C	7.41	7.28	7.21	8.23	8.61	8.67	9.39		8.87	8.92	8.32	7.90
pH	7.35	7.35	7.37	7.44	7.47	7.40	7.46	7.47	7.36	7.39	7.44	7.43
Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	147.1	150.3	150.8	149.3	147.5	150.2	147.1	149.4	147.6	146.5	147.9	148.2
Alc. $\text{meq L}^{-1}$	0.82	0.83	0.83	0.83	0.81	0.83	0.81	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
N-NH <sub>4</sub> $\mu\text{g L}^{-1}$	3	4	4	7	10	11	5	4	7	5	3	4
N-NO <sub>3</sub> $\mu\text{g L}^{-1}$	753	765	767	784	749	734	715	760	688	716	750	725
NT $\text{mg L}^{-1}$	0.80	0.82	0.86	0.78	0.78	0.86	0.79	0.86	0.82	0.79	0.79	0.86
PR $\mu\text{g L}^{-1}$	11	13	9	8	7	9	6	7	7	8	7	7
PT $\mu\text{g L}^{-1}$	13	13	13	10	8	12	8	10	12	10	9	10
Si $\text{mg L}^{-1}$	1.88	1.94	1.86	1.68	1.62	1.60	1.47	1.67	1.85	1.74	1.78	1.73

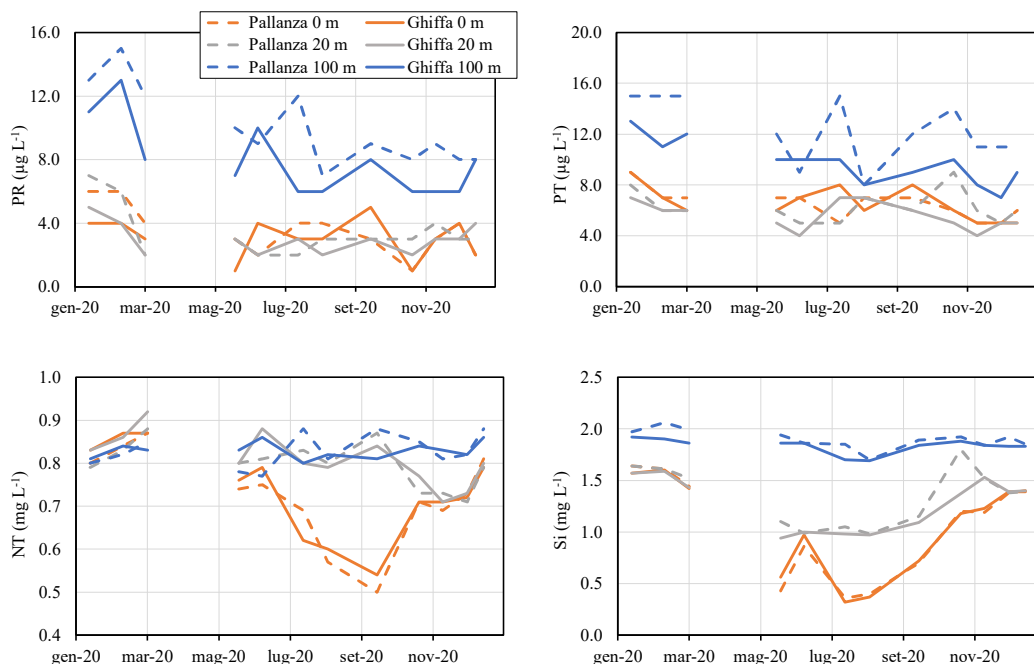


Fig. 3.1 Confronto tra le stazioni di Ghiffa e Pallanza: andamenti delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati alle profondità di 0, 20 e 100 m nel corso del 2020.



### 3.1.2 Temperatura, pH e ossigeno disciolto

La temperatura massima estiva in epilimnio nel 2020 è stata registrata in agosto (18,7 °C, media dello strato 0-25 m) e la minima in febbraio (7,74 °C), valori entrambi superiori rispetto a quello del 2019 (17,6 e 7,1 °C rispettivamente). Le temperature ipolimniche (25-360 m) sono risultate comprese tra 7,1 °C a febbraio e 7,5 °C in novembre, anche in questo caso leggermente superiori a quelli del 2019. Nel complesso per le temperature i dati del 2020 hanno confermato la tendenza ad un lieve ma costante aumento dei valori sia epilimnici che ipolimnici (vedi Cap. 2 sulla termica delle acque). Le temperature ipolimniche mostrano variazioni interannuali e a lungo termine più contenute rispetto quelle superficiali, come dimostrato anche da uno studio che ha considerato oltre 100 laghi in tutto il mondo, incluso il Lago Maggiore (Pilla et al., 2020). Il differente tasso di riscaldamento delle acque superficiali e profonde è alla base dell'aumento di stabilità della colonna d'acqua e della sempre maggior inerzia al mescolamento, con conseguenze sulla distribuzione verticale di nutrienti e ossigeno (Rogora et al., 2018; 2019).

I valori di pH e ossigeno nelle acque superficiali, mostrati in Fig. 3.2, presentano andamenti stagionali legati principalmente ai processi di produzione algale. Nel 2020 i massimi di pH (8,3-8,4) e saturazione di ossigeno (105%) si sono registrati in luglio-agosto mentre i minimi (7,6 e 87%) in gennaio-febbraio. La mancanza di dati per i mesi di aprile e inizio maggio non ha consentito di rilevare il picco che si ha generalmente in questo periodo in conseguenza delle fioriture algali primaverili, principalmente a carico del gruppo delle Diatomee. I valori non si sono discostati da quelli degli anni precedenti, anche se nel tempo si osserva una lieve tendenza ad un aumento dei valori minimi invernali di entrambe le variabili. Questo andamento, così come altri descritti in seguito, potrebbe derivare dal mancato mescolamento profondo delle acque, che normalmente comporta una diminuzione in questo momento dell'anno sia del pH che dell'ossigeno in superficie conseguente all'apporto di acque profonde.

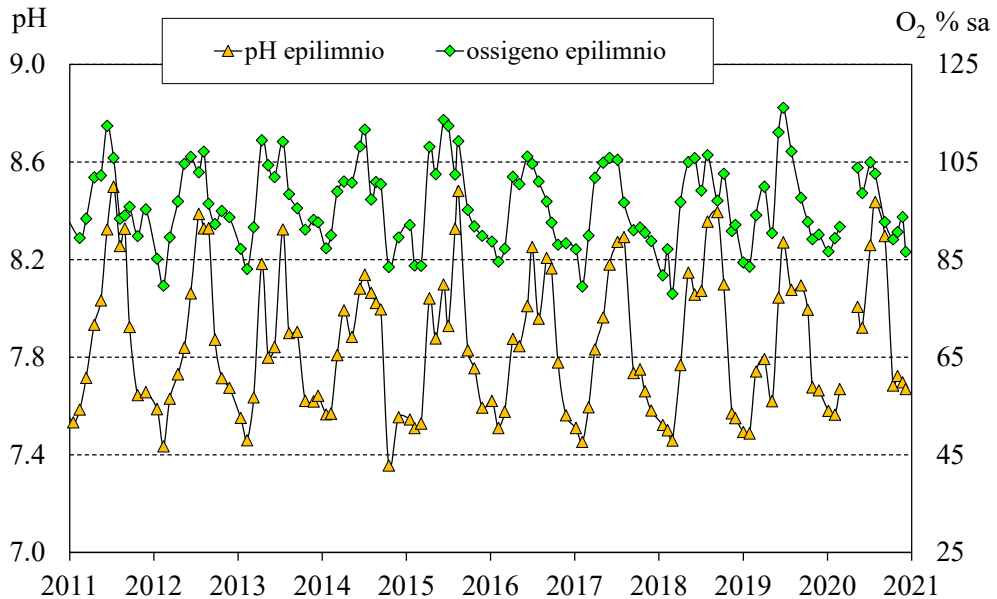


Fig. 3.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2011-2020 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Per l'ossigeno rivestono particolare interesse le tendenze temporali nelle acque ipolimniche e profonde, mostrate in Fig. 3.3. Dal 2015 in poi si è osservata una chiara diminuzione dei valori di ossigeno, passati da valori attorno a  $8,0 \text{ mg L}^{-1}$  a  $6,5\text{-}7,0 \text{ mg L}^{-1}$  in ipolimnio e da valori prossimi a  $7,0 \text{ mg L}^{-1}$  a concentrazioni comprese tra  $4,5$  e  $5,5 \text{ mg L}^{-1}$  nello strato profondo (al di sotto dei  $200 \text{ m}$ ). Nel 2019 i valori in profondità erano leggermente aumentati, segnando un'interruzione nella tendenza fino ad allora osservata. Nel 2020 invece i minimi, rilevati tra agosto e ottobre, si sono riportati al di sotto dei  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 3.3b).

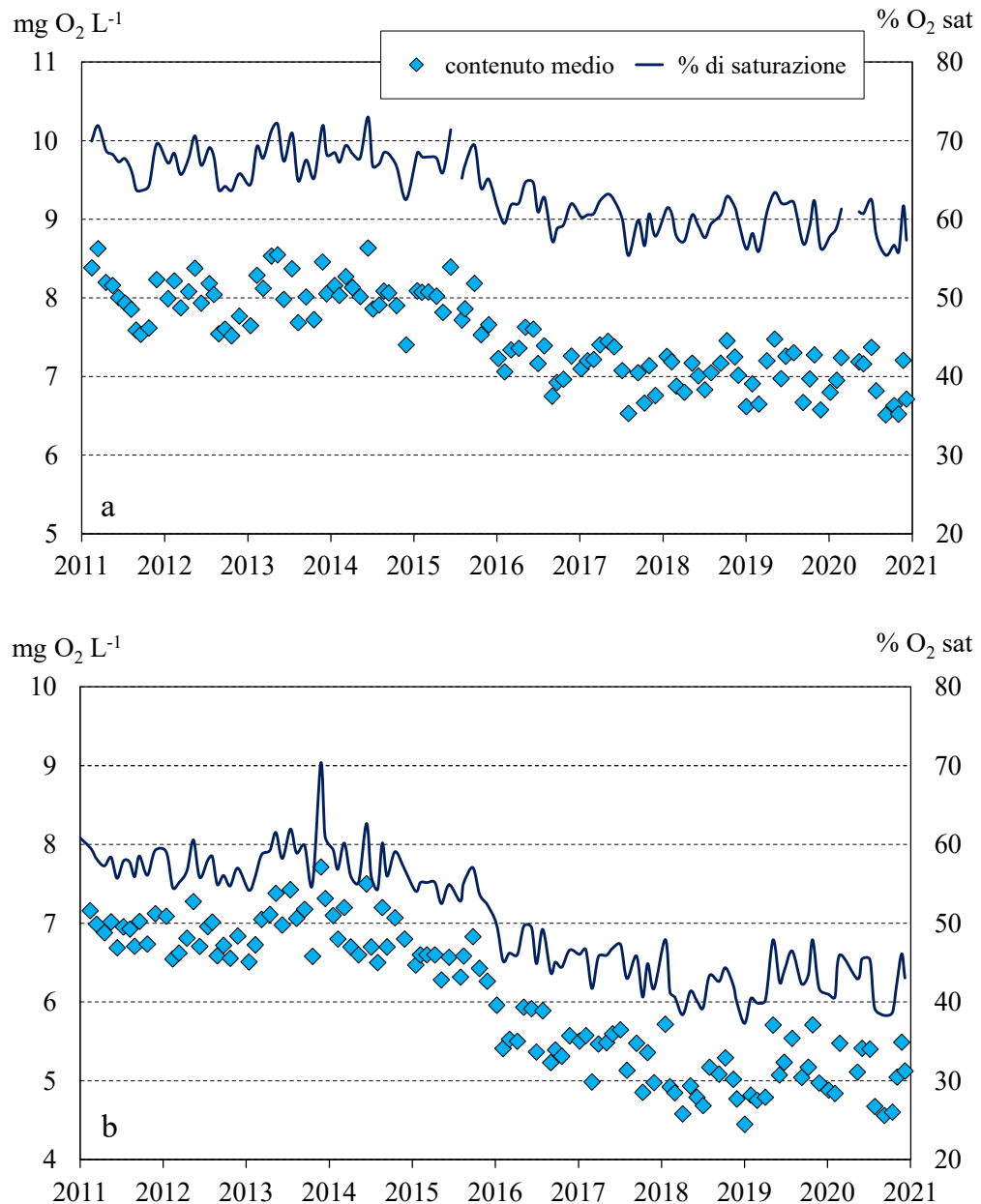


Fig. 3.3 Andamento nel periodo 2011-2020 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnio (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei  $200 \text{ m}$  di profondità (b) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

In termini di % di saturazione, i valori del 2020 sono risultati compresi tra 55% e 65% in epilimnio e tra 39% e 46% nello strato profondo. A fine inverno, nel momento in cui si dovrebbe assistere ad una ricarica di ossigeno nelle acque profonde a seguito del mescolamento, non si sono osservate variazioni rispetto ai valori dei mesi precedenti. Come già evidenziato nelle precedenti relazioni, questa situazione, pur non rappresentando ancora una criticità per il Lago Maggiore che continua ad avere acque sufficientemente ossigenate, è certamente da monitorare con continuità e attenzione in quanto destinata a permanere se non ad aggravarsi a fronte degli scenari di cambiamento climatico previsti per i prossimi decenni (Fenocchi et al., 2019, 2020).

### **3.1.3 Conducibilità, alcalinità e ioni principali**

Nelle figure 3.4 e 3.5 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2020 a confronto con l'ultimo decennio. Nel 2020 è mancante il dato di aprile, mese in cui spesso si osservano i massimi di entrambe le variabili. I valori in epilimnio a marzo sono stati pari rispettivamente a  $0,82 \text{ meq L}^{-1}$  e  $145 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  per alcalinità e conducibilità mentre i minimi, rilevati a ottobre, sono stati pari a  $0,77 \text{ meq L}^{-1}$  e  $133 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ . Nel 2019 e nel 2020 sia i minimi che i massimi sono stati meno accentuati rispetto a quelli degli anni precedenti: la diminuzione estiva dei valori epilimnici di alcalinità, e conseguentemente di conducibilità, si verifica per effetto della precipitazione del carbonato di calcio. Per quanto riguarda invece i valori medi sulla colonna, non si osservano tendenze temporali nell'andamento dei valori, che oscillano attorno a  $0,82 \text{ meq L}^{-1}$  per l'alcalinità e  $150 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  per la conducibilità (Fig. 3.4 e 3.5).

L'andamento dei valori mensili degli ioni principali è riportato in Fig. 3.6. I dati del 2020 indicano un'inversione di tendenza nell'andamento delle concentrazioni di sodio e cloruri, che erano andate progressivamente aumentando a partire dagli anni 2000 e il cui incremento era stato messo parzialmente in relazione all'utilizzo del sale come antigelo sulle strade nel periodo invernale (Rogora et al., 2015). La diminuzione del 2020 non sembra poter essere collegata a questo fattore: essendo il lockdown iniziato da marzo, non dovrebbero esserci stati effetti sull'utilizzo del sale che è massimo nei mesi invernali (dicembre-febbraio). Sali come sodio e cloruri possono però derivare anche da altre fonti tra cui scarichi industriali non sufficientemente depurati; le limitazioni alle attività produttive del 2020 potrebbero aver avuto un ruolo nella diminuzione dei valori nelle acque tributarie e nel lago. Questa ipotesi potrà essere confermata dal confronto con i valori del 2021.

Le altre variabili non hanno mostrato scostamenti significativi dai valori usuali, se non un minimo accentuato di calcio e magnesio a ottobre 2020 conseguente ad un evento di precipitazione particolarmente intensa (vedi paragrafo 3.3).

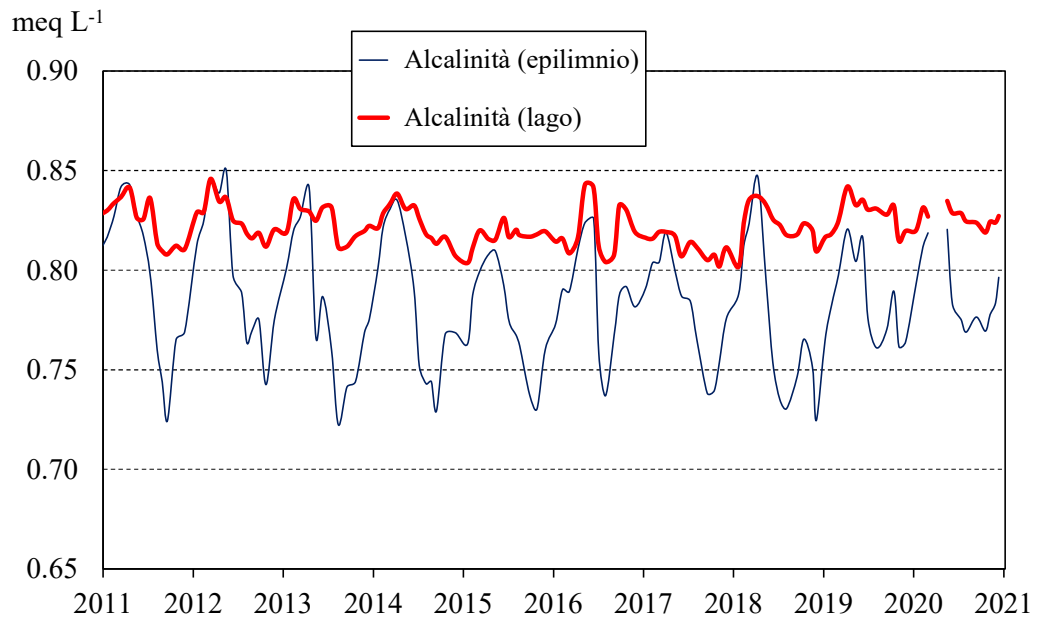


Fig. 3.4 Andamento nel periodo 2011–2020 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

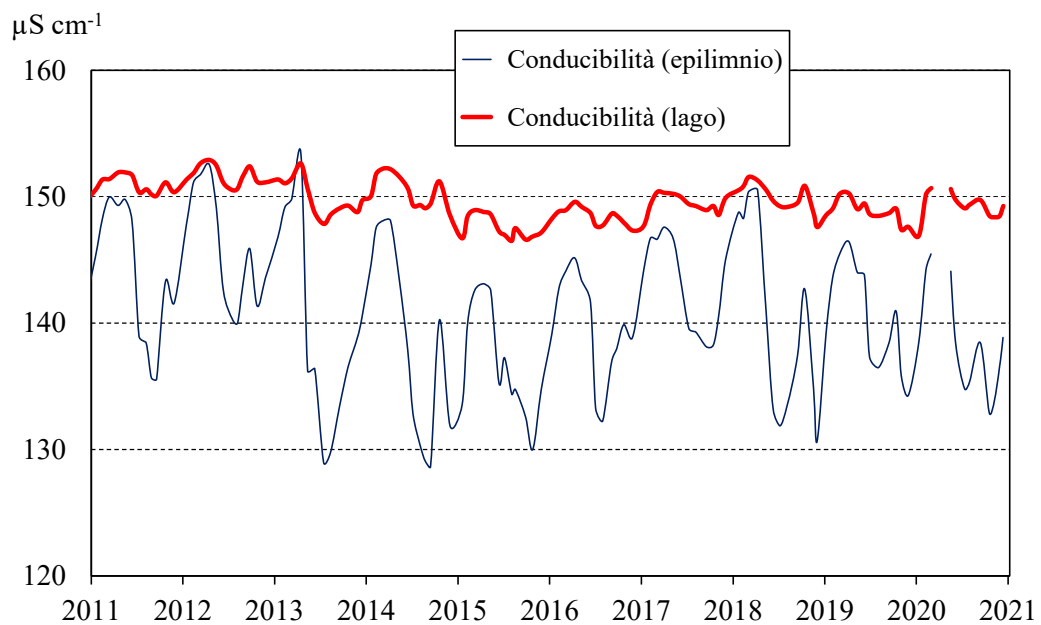


Fig. 3.5 Andamento nel periodo 2011–2020 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

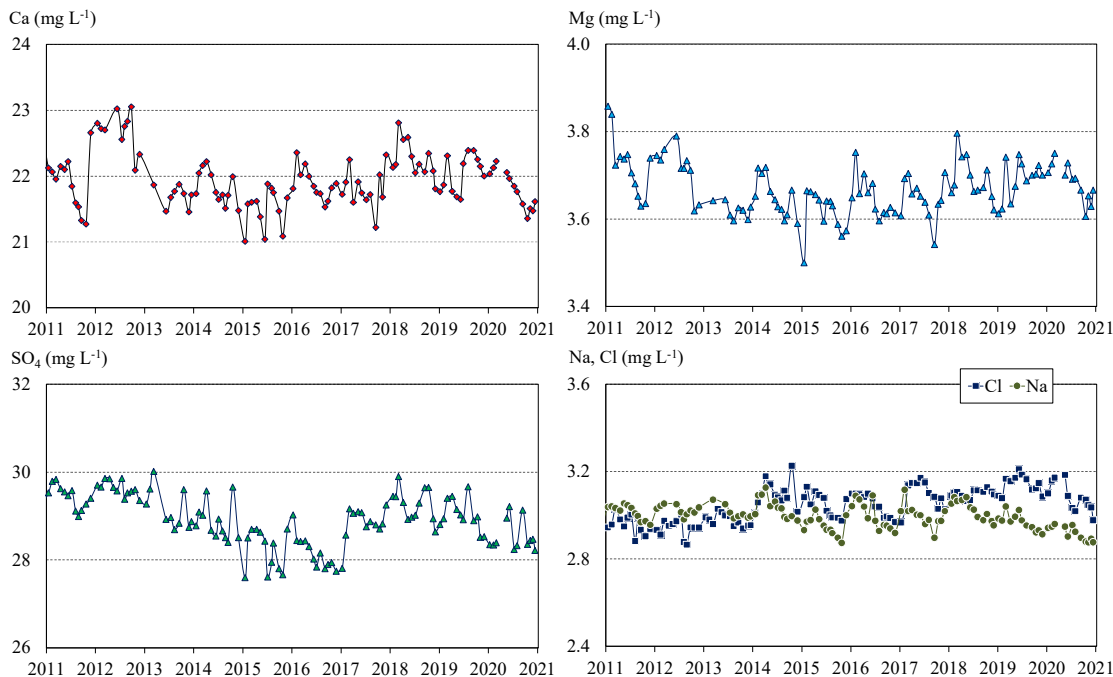


Fig. 3.6 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2011-2020. Valori medi ponderati sulla colonna d'acqua (0-360 m).

### 3.1.4 Composti del fosforo e dell'azoto e silicati

Nel Lago Maggiore l'azoto è presente prevalentemente nella forma nitrica (circa il 90%), mentre l'azoto organico contribuisce per il restante 10% e ammonio e nitriti hanno concentrazioni generalmente molto basse, attorno a 5 e 1  $\mu\text{g N L}^{-1}$  rispettivamente. Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate mensilmente nel 2020 sono riportate in Fig. 3.7 a confronto con i valori dell'ultimo decennio mentre il confronto tra epilimnio e ipolimnio per quanto concerne le diverse forme di azoto (organico, nitrico e totale) è mostrato in figura 3.8.

I massimi di azoto nitrico e totale nel 2020 si sono registrati a marzo (0,78 e 0,87  $\text{mg N L}^{-1}$  rispettivamente) mentre i valori minimi a luglio (0,72 e 0,79  $\text{mg N L}^{-1}$ ), quando è massimo il consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche. I valori del 2020 sono risultati inferiori a quelli del 2019 pressoché in tutti i mesi dell'anno e hanno confermato la tendenza alla diminuzione delle concentrazioni evidente nell'ultimo decennio: da valori di circa 0,95  $\text{mg N L}^{-1}$  si è passati agli attuali 0,82-0,83  $\text{mg N L}^{-1}$  per l'azoto totale e da 0,85 a 0,72-0,74  $\text{mg N L}^{-1}$  per la forma nitrica (Fig. 3.7). Particolarmente accentuato nel 2020 è stato il valore minimo estivo dei nitrati, che sono rimasti piuttosto bassi anche nei mesi successivi (0,73  $\text{mg N L}^{-1}$  a dicembre), a differenza di quanto accadeva negli altri anni in cui i valori tendevano ad aumentare nei mesi autunnali.

I dati relativi al solo epilimnio confermano il verificarsi di minimi estivi sempre più accentuati di nitrati, e conseguentemente di azoto totale: nel 2020 i valori estivi sono stati attorno a 0,50  $\text{mg N L}^{-1}$  (0,66  $\text{mg N L}^{-1}$ ), tra i più bassi dell'ultimo decennio. Diminuiscono progressivamente anche i massimi che si osservano alla circolazione tardo-inverale (febbraio-marzo) e che sono passati, nel caso dei nitrati, da circa 0,85 a 0,76  $\text{mg N L}^{-1}$  (Fig. 3.8a). L'azoto organico presenta variazioni contenute nel corso

dell'anno e in generale valori bassi, tra 0,10 e 0,20 mg N L<sup>-1</sup> in epilimnio e tra 0,05 e 0,10 mg N L<sup>-1</sup> in ipolimnio, per i quali è difficile individuare una tendenza temporale.

Nelle acque ipolimniche i valori dei composti dell'azoto mostrano una maggior stabilità interannuale, in quanto non direttamente influenzati dai processi di consumo algale. Anche per questi valori si ravvisa una tendenza alla diminuzione, da 0,88-0,90 mg N L<sup>-1</sup> all'inizio del decennio agli attuali 0,75 mg N L<sup>-1</sup> per i nitrati e da 0,95-1,0 mg N L<sup>-1</sup> a 0,80-0,85 mg N L<sup>-1</sup> per l'azoto totale (Fig. 3.8b).

Come già evidenziato nelle analisi del triennio precedente, la riduzione delle concentrazioni di azoto, in particolare della forma nitrica, nelle acque del Lago Maggiore è da mettere in relazione alle variazioni negli apporti atmosferici di azoto in questo areale (Rogora et al., 2019), che hanno mostrato una fase recente di diminuzione conseguente alla riduzione delle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto (Rogora et al., 2016). La variabilità stagionale recentemente osservata porta però a ipotizzare un ruolo importante dei processi a lago, in particolare del consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche, nel determinare un'ulteriore diminuzione dei nitrati, soprattutto nei mesi di massima produttività, che verrà approfondito una volta disponibile tutti i dati del triennio.

Un altro fattore che potrebbe aver contribuito ai bassi valori di azoto nelle acque immissarie e nel lago nel 2020 è il minor apporto di azoto sia dalle deposizioni atmosferiche che da scarichi legati ad attività produttive: il lockdown e le limitazioni alla circolazione della prima metà del 2020 hanno comportato una riduzione delle emissioni di ossidi di azoto derivati dal traffico veicolare nel bacino Padano, documentata dai dati sulla qualità dell'aria (si veda ad esempio lo studio realizzato nell'ambito del progetto LIFE PREPAIR: [https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/09/Sintesi\\_rapporto\\_2\\_QA\\_Lockdown\\_Aug2020\\_no\\_rev.pdf](https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/09/Sintesi_rapporto_2_QA_Lockdown_Aug2020_no_rev.pdf)).

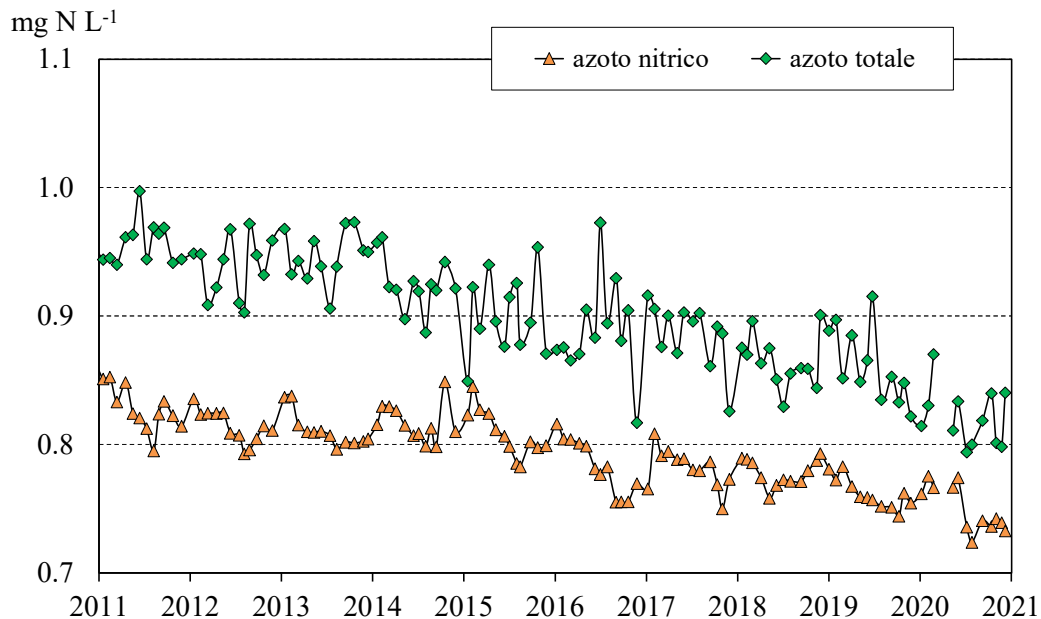


Fig. 3.7 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2011-2020 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

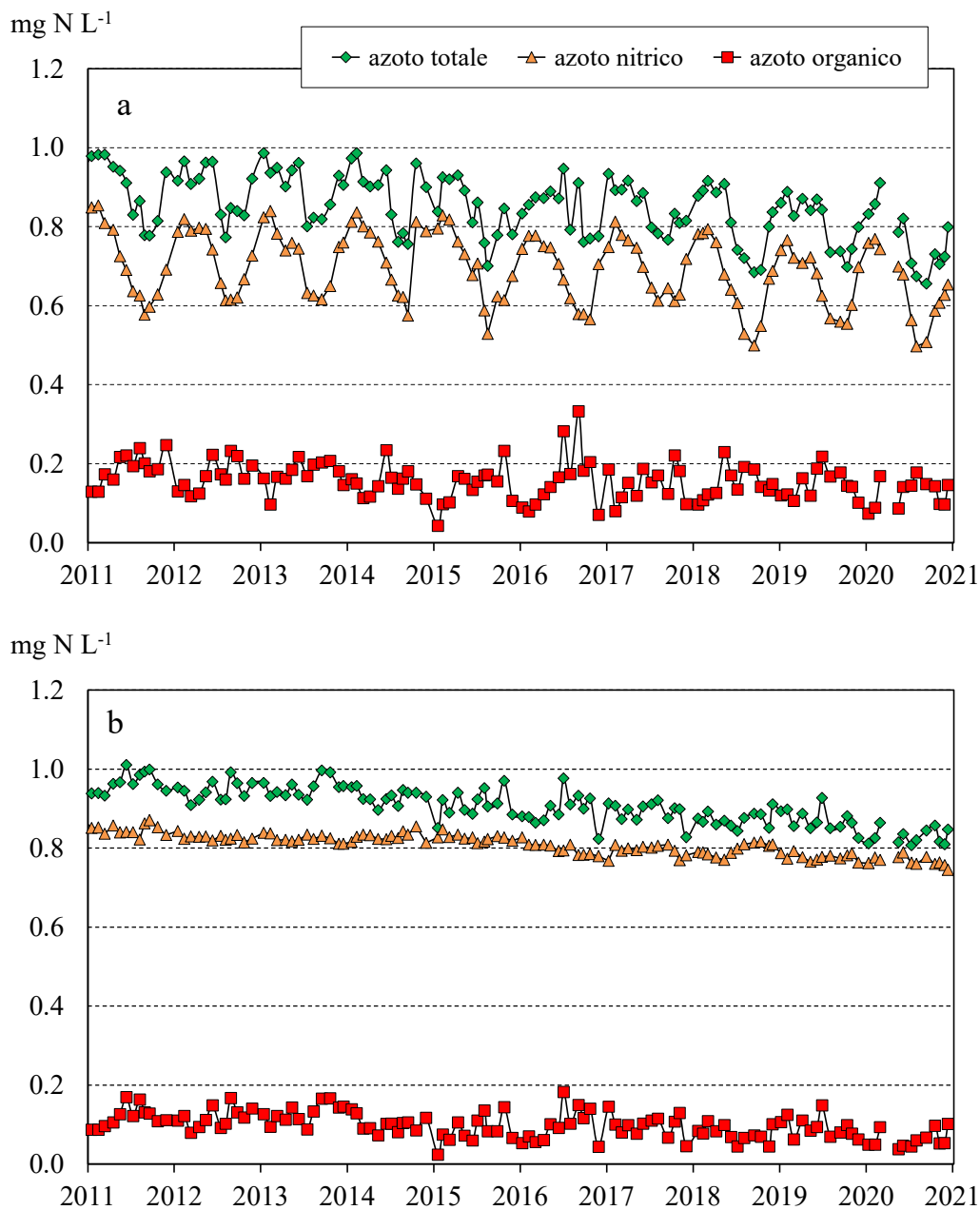


Fig. 3.8 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2011-2020.

Molto probabilmente anche le deposizioni di azoto sono state influenzate da queste variazioni nelle emissioni, e conseguentemente gli apporti di azoto alle acque superficiali. È attualmente in corso un'analisi di raffronto delle deposizioni 2020 con quelle medie di lungo periodo monitorate nell'areale del Lago Maggiore per verificare questa ipotesi; oggetto di indagine sono anche i dati sui livelli di azoto nelle acque superficiali di ambienti remoti o poco antropizzati, per i quali gli apporti atmosferici di azoto

rappresentano il veicolo principale di questo elemento e che si restano quindi a verificare più facilmente gli effetti di variazioni nelle emissioni in atmosfera.

La figura 3.9 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel 2020 a confronto con quelle dell'ultimo decennio, mentre in Fig. 3.10 sono riportate le concentrazioni medie di fosforo totale negli strati epilimnico ed ipolimnico. I dati recenti hanno infatti dimostrato come gli andamenti del contenuto di P nelle acque del Lago Maggiore siano diversificati tra acque superficiali e profonde: in particolare è in corso un accumulo progressivo del P in ipolimnio mentre viene meno il rifornimento di questo elemento agli strati superficiali alla circolazione tardo-invernale. Questa tendenza è stata evidenziata anche per altri laghi profondi subalpini e messa in relazione agli effetti del riscaldamento climatico (Rogora et al., 2018; Salmaso et al., 2020).

I valori medi annui di fosforo nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2020 sono stati pari rispettivamente a 3, 11 e 10  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per il fosforo reattivo e a 6, 13 e 12  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per il fosforo totale. Il valore medio sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo-invernale è stato pari a 11 e 12.1  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per fosforo reattivo e totale, in linea con i valori degli ultimi anni e a conferma dell'attuale condizione di oligomesotrofia del lago.

Nel 2020 le concentrazioni di P nel loro complesso sono state simili a quelle del 2019, non evidenziando quindi un ulteriore aumento: i valori massimi di febbraio sono stati pari a 11 e 14  $\mu\text{g P L}^{-1}$  per reattivo e totale. Un minimo relativo di P reattivo è stato rilevato a maggio (9  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ) (Fig. 3.9). Considerando i valori epilimnici, si osservano bassi valori di P totale nei mesi di novembre e dicembre (5  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ), in contrasto con quanto generalmente osservato.

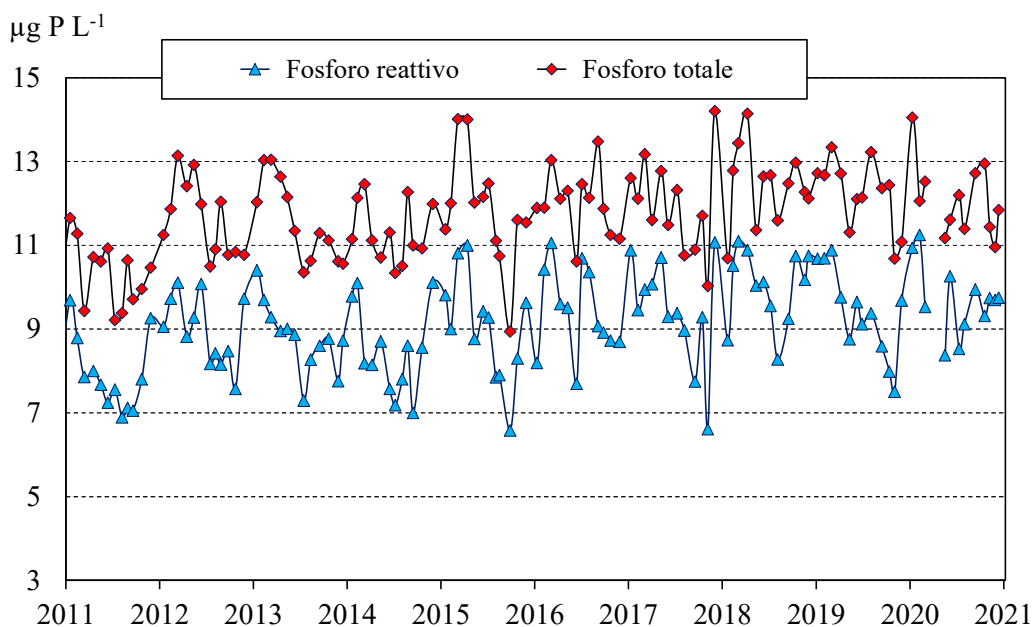


Fig. 3.9 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2011-2020 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).



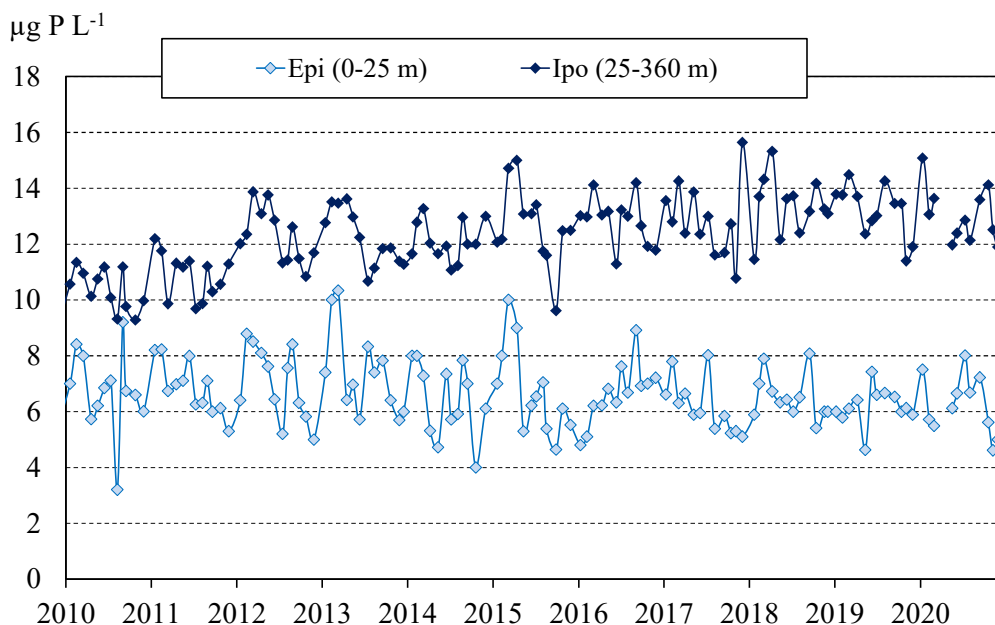


Fig. 3.10 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2011-2020.

Nel complesso i dati del biennio 2019-2020 sembrano indicare una stabilizzazione dei valori medi di fosforo sulla colonna d'acqua così come di quelli in ipolimnio. Nel caso del 2020 bisogna però tenere in considerazione due fattori, ovvero la mancanza di dati per il periodo di aprile-inizio maggio e il possibile effetto che la riduzione delle attività produttive conseguente al lockdown potrebbe aver avuto sui carichi dal bacino, come di seguito descritto nei paragrafi relativi alle acque immissarie. Infine bisogna considerare il possibile ruolo di eventi meteorologici particolarmente intensi, come quello che si è verificato ad inizio ottobre 2020.

La figura 3.11 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e ipolimnici (25-360 m) dei silicati nel periodo 2011-2020. Nel 2020 si è registrato un massimo piuttosto accentuato in febbraio ( $1,59 \text{ mg Si L}^{-1}$ ); il valore minimo ( $0,68 \text{ mg Si L}^{-1}$ ) è stato rilevato ad agosto, preceduto da un minimo relativo a maggio ( $0,72 \text{ mg Si L}^{-1}$ ), in corrispondenza delle fioriture primaverili di diatomee. I valori ipolimnici presentano una variabilità limitata (tra  $1,75$  e  $1,92 \text{ mg Si L}^{-1}$ ); inoltre le concentrazioni nel 2020 sono risultate molto simili a quelle del 2019, ad indicare una stabilizzazione dei valori rispetto all'aumento che era stato osservato negli anni precedenti. Come per le altre variabili, anche nel caso dei silicati questo aspetto dovrà essere confermato dai dati del 2021, date le condizioni particolari che hanno caratterizzato l'anno 2020.

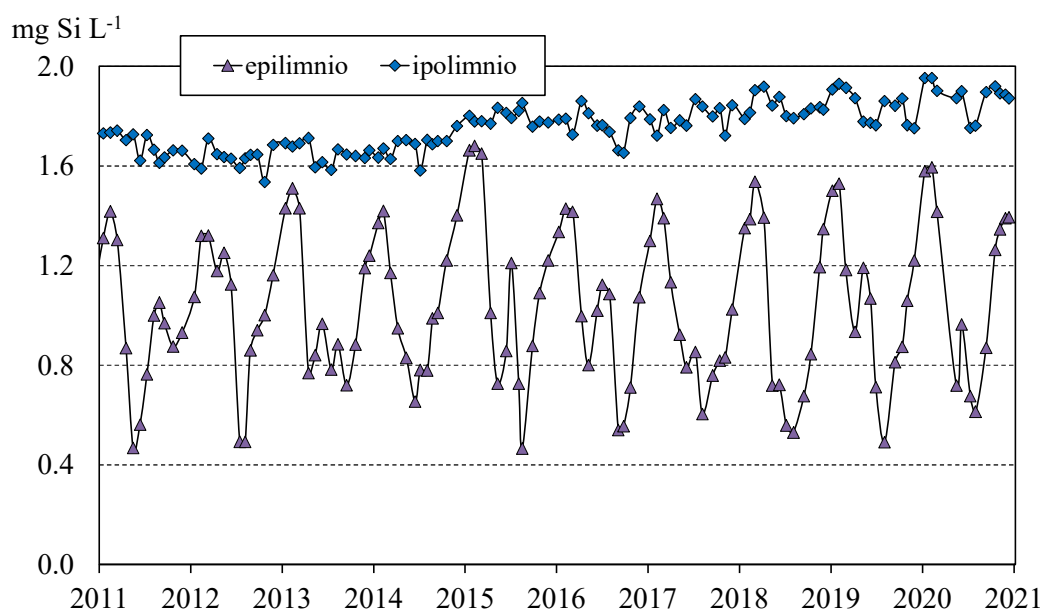


Fig. 3.11 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2011-2020.

### 3.1.5 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti di marzo e settembre 2020, rappresentativi delle condizioni di circolazione 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 come di consueto al di sotto del LOD. Anche Al, Cu e Ni, elementi che potrebbero comportare qualche criticità, sono risultati nel 2020 al di sotto del LOD o comunque presenti in concentrazioni molto basse, sia a marzo che a settembre. Non si sono osservate differenze tra i due mesi in termini di concentrazioni.

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 2020. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

		Al	Ba	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	Zn
<b>02.03.20</b>	<b>Epi</b>	7,7	10,2	<	4	<	0,3	<	209	1,4
	<b>Ipo</b>	4,7	9,1	<	5	<	0,3	<	228	1,5
	<b>Lago</b>	5,1	9,2	<	4	<	0,3	<	225	1,4
<b>14.09.20</b>	<b>Epi</b>	11,0	9,6	<	3	<	0,5	<	202	1,0
	<b>Ipo</b>	3,2	9,4	<	2	<	0,4	<	227	1,7
	<b>Lago</b>	4,3	9,4	<	2	<	0,4	<	224	1,6
<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

I valori medi annui, ottenuti dai campionamenti mensili, delle principali variabili chimiche nei 14 principali tributari del Lago Maggiore e nel Ticino emissario sono riportati in Tab. 3.4. La variabilità mensili delle concentrazioni di P e N totale è mostrata nelle Fig. 3.12 e 3.13.

Tab. 3.4 Valori medi annui delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2020. Alc.: alcalinità. Cond.: conducibilità elettrica a 20 °C. N<sub>org</sub>: azoto organico. NT: azoto totale. PT: fosforo totale. Si: silicati.

	Acronimo	Alc. meq L <sup>-1</sup>	Cond. μS cm <sup>-1</sup>	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>	NT mg N L <sup>-1</sup>	PT μg P L <sup>-1</sup>	Si mg Si L <sup>-1</sup>
Boesio	BOE	4.814	534.0	0.23	4.02	0.36	4.61	208	3.91
Bardello	BAR	2.767	325.3	0.19	1.73	0.33	2.25	143	1.95
Tresa	TRE	1.697	199.9	0.05	0.94	0.26	1.25	25	0.94
Giona	GIO	0.397	79.0	0.01	0.94	0.14	1.10	24	4.43
Veveva	VEV	1.536	226.1	0.02	2.61	0.23	2.86	23	5.57
Strona	STR	0.459	80.4	0.06	0.99	0.16	1.21	26	2.42
Toce	TOC	0.867	173.8	0.04	0.47	0.10	0.62	22	2.54
San Giovanni	SGI	0.298	60.7	0.01	1.07	0.18	1.27	13	4.86
Erno	ERN	0.349	132.0	0.01	1.66	0.16	1.83	20	4.28
San Bernardino	SBE	0.339	56.3	0.01	0.78	0.15	0.94	8	3.46
Cannobino	CAN	0.250	43.3	0.01	0.48	0.14	0.63	6	3.78
Maggia	MAG	0.531	71.9	0.01	0.67	0.11	0.79	4	3.39
Ticino immissario	TIM	1.087	242.6	0.01	0.69	0.07	0.77	5	2.73
Verzasca	VER	0.265	42.6	0.01	0.63	0.12	0.76	5	2.60
Ticino emissario	TEM	0.801	137.2	0.01	0.55	0.19	0.75	10	1.05

L'alcalinità, i cui valori dipendono principalmente dalla presenza di rocce carbonatiche nel bacino, nel 2020 è risultata compresa tra 0,25 e 0,35 meq L<sup>-1</sup> nei tributari con bacino a composizione prevalentemente silicica come San Giovanni, San Bernardino, Cannobino e Verzasca; le concentrazioni più elevate (1,50-1,70 meq L<sup>-1</sup>) si sono rilevate invece nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Tresa, Vevveva). La conducibilità ha presentato come di consueto un ampio range di valori, da quelli di acque a basso grado di mineralizzazione (40-50 μS cm<sup>-1</sup> per Verzasca, Cannobino, San Bernardino e San Giovanni) fino a valori superiori a 300 μS cm<sup>-1</sup> a 20 °C (Boesio e Bardello). Anche i silicati presentano un'ampia variabilità, da valori prossimi a 1,0 mg Si L<sup>-1</sup> nel Tresa e nel Ticino emissario, come conseguenza del fatto che si tratta di emissari di laghi, a oltre 4,0 mg Si L<sup>-1</sup> (San Giovanni, Erno) (Tab. 3.4). I valori particolarmente elevati di alcalinità e conducibilità negli immissari Boesio e Bardello risentono della contaminazione delle acque di questi tributari da scarichi non sufficientemente depurati. Boesio e Bardello presentano anche le concentrazioni medie più elevate di P totale e dei composti dell'azoto: il P totale nel 2020 è risultato pari a 143 e 208 μg P L<sup>-1</sup> nel Bardello e Boesio rispettivamente, nettamente superiore ai livelli degli altri tributari.

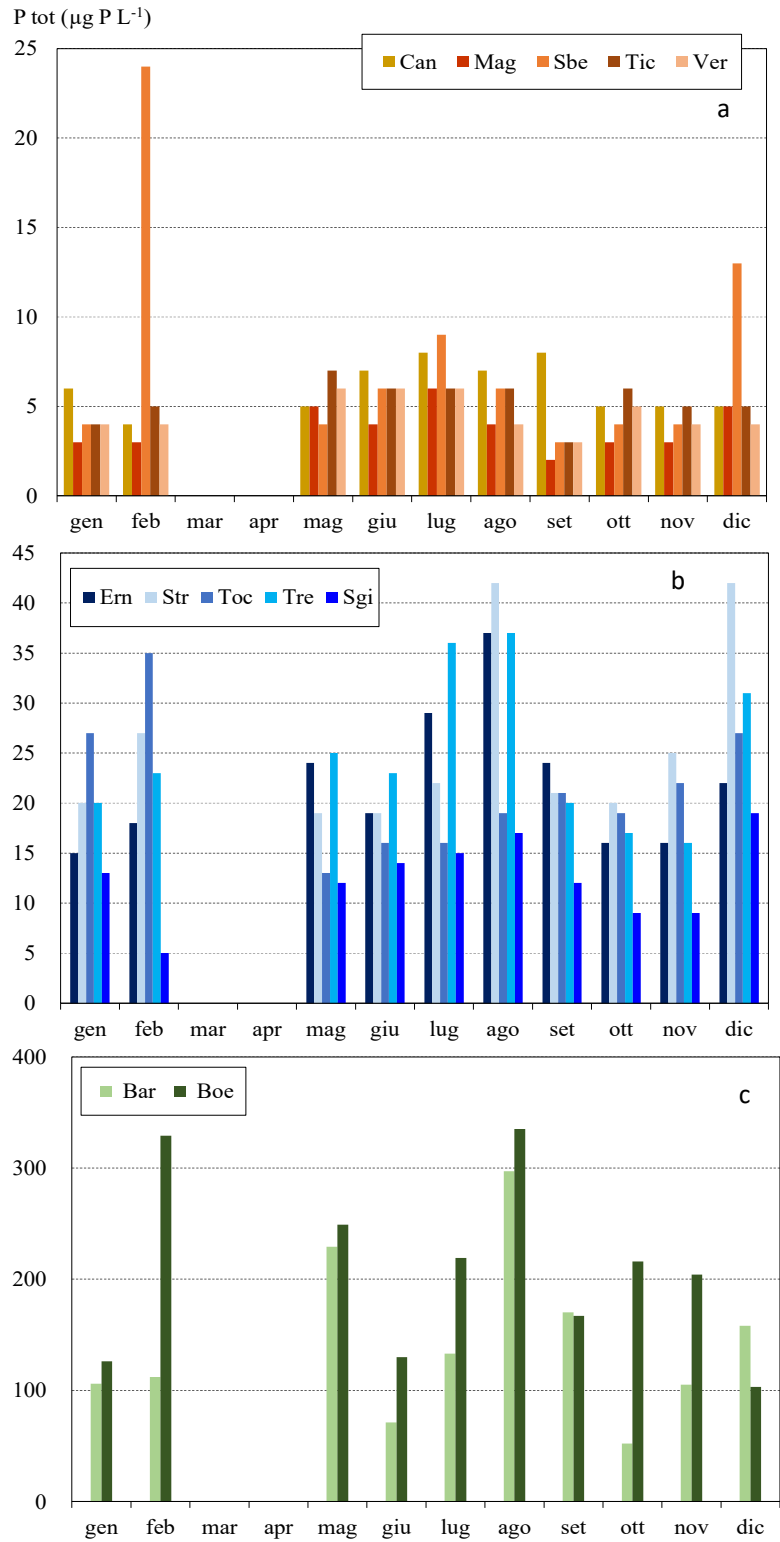


Fig. 3.12 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2020.

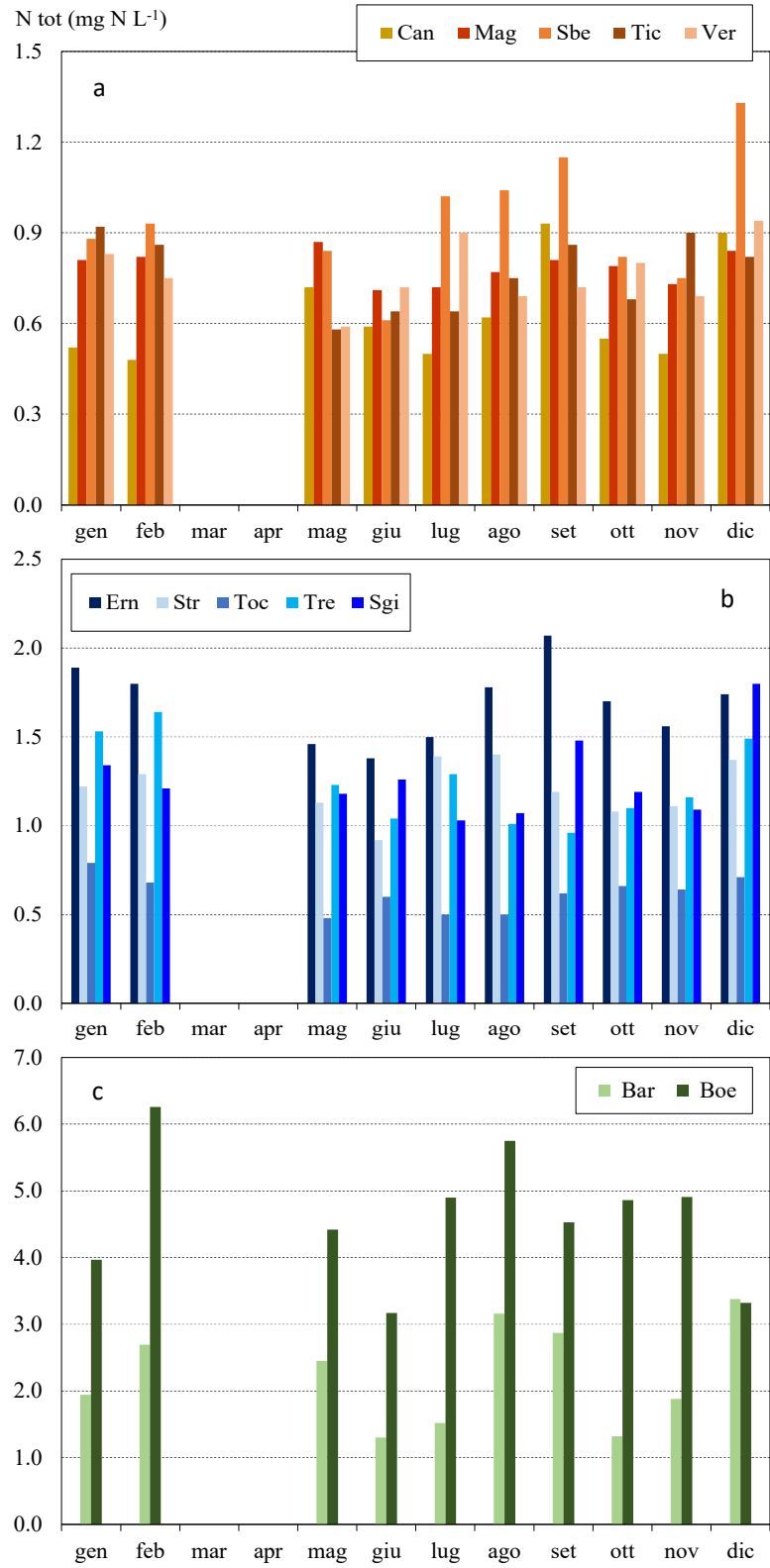


Fig. 3.13 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2020.

La maggior parte degli immissari presenta infatti concentrazioni medie comprese tra 10 e 26  $\mu\text{g P L}^{-1}$  e alcuni (San Bernardino, Cannobino, Maggia, Verzasca) al di sotto dei 10  $\mu\text{g P L}^{-1}$ .

L'azoto ammoniacale nel 2020 ha presentato concentrazioni prossime o superiori a 0,20  $\text{mg N L}^{-1}$  nel Bardello e Boesio, rispetto a 0,01-0,06 negli altri tributari, e valori di azoto organico di oltre 0,30  $\text{mg N L}^{-1}$ . L'azoto totale, che risente dei contributi delle diverse forme di azoto, è risultato pari a 2,25 e 4,61  $\text{mg N L}^{-1}$  nel Bardello e Boesio; anche altri tributari hanno però concentrazioni abbastanza elevate di azoto, tra cui Vevera e Erno, a causa soprattutto dell'elevato tenore di nitrati. Questi due tributari, insieme allo Strona, sono quelli che presentano una situazione intermedia, con probabile presenza lungo il corso d'acqua di scarichi non adeguatamente depurati.

Nel 2020 la maggior parte dei tributari ha presentato un andamento stagionale delle concentrazioni parzialmente influenzato dagli eventi di precipitazione intensa che si sono verificati in giugno e ottobre. Come già riscontrato nel 2019, il San Bernardino mostra occasionalmente concentrazioni di P totale superiori alla media (es. 24  $\mu\text{g P L}^{-1}$  a febbraio 2020), ma nel complesso le concentrazioni nelle sue acque si mantengono basse (attorno a 5  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ) come quelle di Cannobino, Maggia, Ticino e Verzasca (Fig. 3.12a). Una maggior variabilità interannuale si può osservare nei tributari che presentano concentrazioni più elevate di P e N: Erno, Strona, Toce, Tresa e Giona hanno presentato le concentrazioni di P più elevate in luglio-agosto e in dicembre e i minimi in ottobre (Fig. 3.12b), ovvero con una relazione inversa rispetto alle portate. Nel caso del Bardello si sono rilevati due minimi accentuati di concentrazione in giugno e ottobre (71 e 52  $\mu\text{g P L}^{-1}$  rispettivamente), in concomitanza di portate molto elevate a seguito di eventi di precipitazioni particolarmente abbondanti, mentre ad agosto le concentrazioni hanno quasi raggiunto i 300  $\mu\text{g P L}^{-1}$ . Nel caso del Boesio i valori hanno oscillato tra circa 130 e oltre 300  $\mu\text{g P L}^{-1}$  (Fig. 3.12c).

L'azoto totale non ha mostrato una stagionalità evidente nei tributari caratterizzati da concentrazioni medio-basse (Fig. 3.13a, b). Si deve tener conto del fatto che, mentre per il P precipitazioni e portate elevate comportano in genere un effetto di diluizione, per l'N le precipitazioni stesse sono un veicolo importante di questo elemento. Solo nel caso del Bardello si osserva una certa variabilità delle concentrazioni, con massimi di oltre 3,0  $\text{mg N L}^{-1}$  in agosto e dicembre e minimi (1,3  $\text{mg N L}^{-1}$ ) a giugno e ottobre (Fig. 3.13 c).

Per il Bardello, dato il marcato effetto del fattore meteo-idrologico sull'andamento delle concentrazioni del 2020, non si ritiene che i valori più elevati di P e N rilevati ad agosto possano essere messi in relazione con le prime sperimentazioni del prelievo ipolimnico del Lago di Varese eseguite tra giugno e novembre 2020. Concentrazioni estive elevate (oltre 300  $\mu\text{g P L}^{-1}$ ) erano state misurate in questo corso d'acqua anche nel 2019. Il Bardello, emissario del Lago di Varese, è stato individuato come corpo idrico recettore dell'acqua ipolimnica prelevata dal lago nel contesto degli interventi di risanamento previsti dall'AQST Lago di Varese (per approfondimenti: [www.lagodivarese.regione.lombardia.it](http://www.lagodivarese.regione.lombardia.it)). Nel 2021, ad emunzione avviata, i dati relativi al Bardello potranno essere analizzati per meglio valutare i possibili effetti del rilascio sugli apporti di P e N al Lago Maggiore attraverso questo tributario.

I dati mensili confermano nel loro complesso la marcata differenza qualitativa tra le acque dei diversi tributari, in particolare per quanto concerne il P totale. Oltre alle già citate concentrazioni elevate di Boesio e Bardello, altri tributari presentano in modo abbastanza regolare concentrazioni comprese tra 20 e 30  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , indicative della presenza lungo il corso d'acqua di apporti non sufficientemente depurati (Fig. 3.12b).

Un confronto tra i dati del 2020 e quelli 2019 e con i valori medi del triennio 2016-2018 è riportato in Fig. 3.14. Tenendo conto dell'areale drenato, sono state inoltre calcolate le concentrazioni medie areali, ovvero i valori medi di P e N delle acque tributarie nel loro complesso; il dato del 2020 è messo a confronto con quelli pregressi in Fig. 3.15. I dati del 2020 sono risultati per il P totale inferiori a quelli del 2019 e del triennio 2016-2018 pressoché per tutti i tributari e in misura più marcata per Bardello e Boesio (Fig. 3.14a). Rispetto al valore del triennio 2016-18, la concentrazione media del 2020 è risultata inferiore di oltre il 30% per Boesio e Strona e di circa il 20% per il Tresa; per gli altri tributari le differenze sono state dell'ordine del 5-10%. Come sopra descritto, potrebbero aver contribuito a questa tendenza gli eventi di pioggia abbondante, soprattutto quello di ottobre 2020, che hanno determinato un abbassamento, anche se temporaneo, delle concentrazioni di P in alcuni tributari. Non si può però escludere che abbia avuto un ruolo anche la situazione che si è venuta a creare nel 2020 a seguito del lockdown, ovvero una diminuzione delle attività produttive, che potrebbe aver avuto effetti sulla qualità delle acque dei tributari. Nel caso del P le immissioni nelle acque dovrebbero derivare principalmente da scarichi domestici non collettati, scolmatori e eventuali scarichi di impianti di depurazione ma in generale il contributo dovrebbe essere imputabile soprattutto alla popolazione e quindi non risentire in modo marcato degli effetti del lockdown. Eventuali contributi da attività industriali possono comunque essere presenti, soprattutto in tributari come Strona e Boesio, e in questo caso il lockdown potrebbe aver in effetti comportato una riduzione, soprattutto nella prima metà dell'anno. Questa ipotesi sembrerebbe confermata dai dati di maggio-giugno, soprattutto dei tributari con tenori intermedi di fosforo (Fig. 3.12b), per i quali i valori più bassi sono stati rilevati in maggio per andare poi ad aumentare nei mesi successivi. Nella valutazione pesa però la mancanza di dati per una parte del periodo maggiormente influenzato dal lockdown (marzo-aprile), quando il campionamento non ha potuto essere eseguito.

Nel caso dell'N totale le differenze tra il dato del 2019 e quello 2020 o del triennio 2016-18 appaiono meno evidenti, anche se si confermano concentrazioni minori nel 2020 in tutti i tributari con l'eccezione dell'Erno (Fig. 3.14b). Rispetto al triennio 2016-18, le concentrazioni di azoto totale nel 2020 sono risultate inferiori in misura compresa tra il 10 e il 20%, con le differenze maggiori nel caso di Toce e Strona. La diminuzione ha interessato tutte le tre forme di azoto (ammoniacale, nitrico e organico). Valori leggermente più bassi in maggio seguiti da un progressivo aumento fino a settembre si osservano anche nel caso dell'N totale (Fig. 3.13).

La conferma di valori medi areali inferiori nel 2020 rispetto agli anni precedenti si ha dal confronto con i dati a lungo termine delle concentrazioni medie areali nelle acque tributarie nel loro complesso: il dato del 2020 segna infatti un'ulteriore diminuzione e risulta il valore minimo della serie storica sia per il P che per l'N totale, pari rispettivamente a  $18 \mu\text{g P L}^{-1}$  e  $0,89 \text{ mg N L}^{-1}$  (Fig. 3.15).

L'ipotesi di un possibile effetto del lockdown sulla qualità delle acque immissarie nel 2020 verrà approfondita una volta disponibili i dati per il 2021.

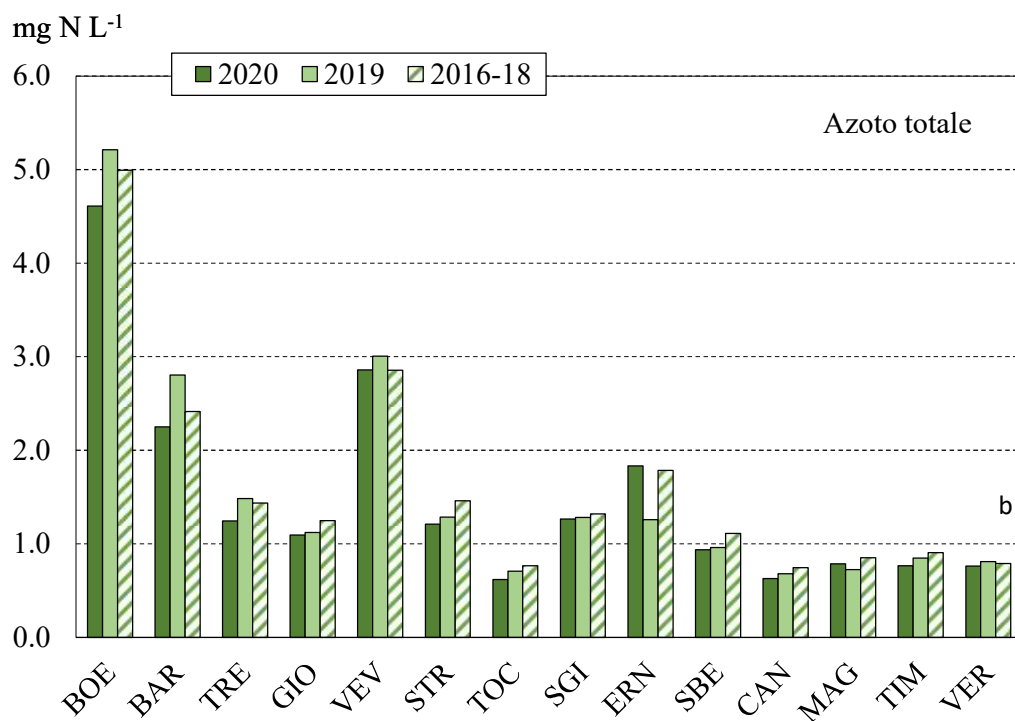
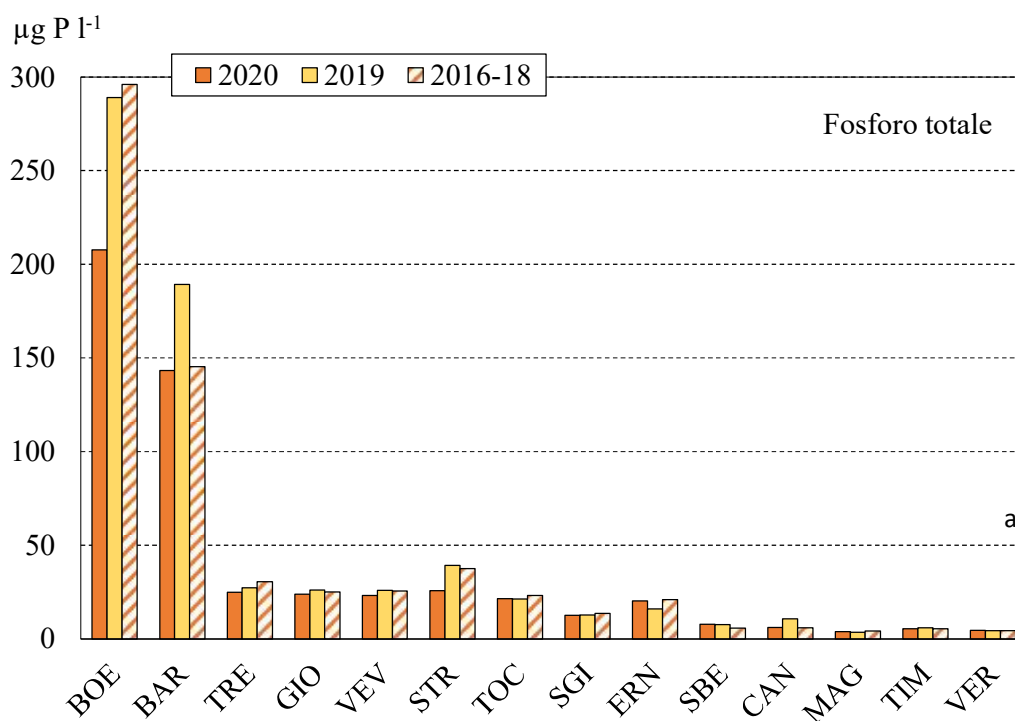


Fig. 3.14 Concentrazioni medie annue di P totale (a) e N totale (b) misurate nei principali tributari del Lago Maggiore nel 2019, a confronto con i valori medi del 2019 e del triennio 2016-18. Per gli acronimi si veda Tab. 3.4.



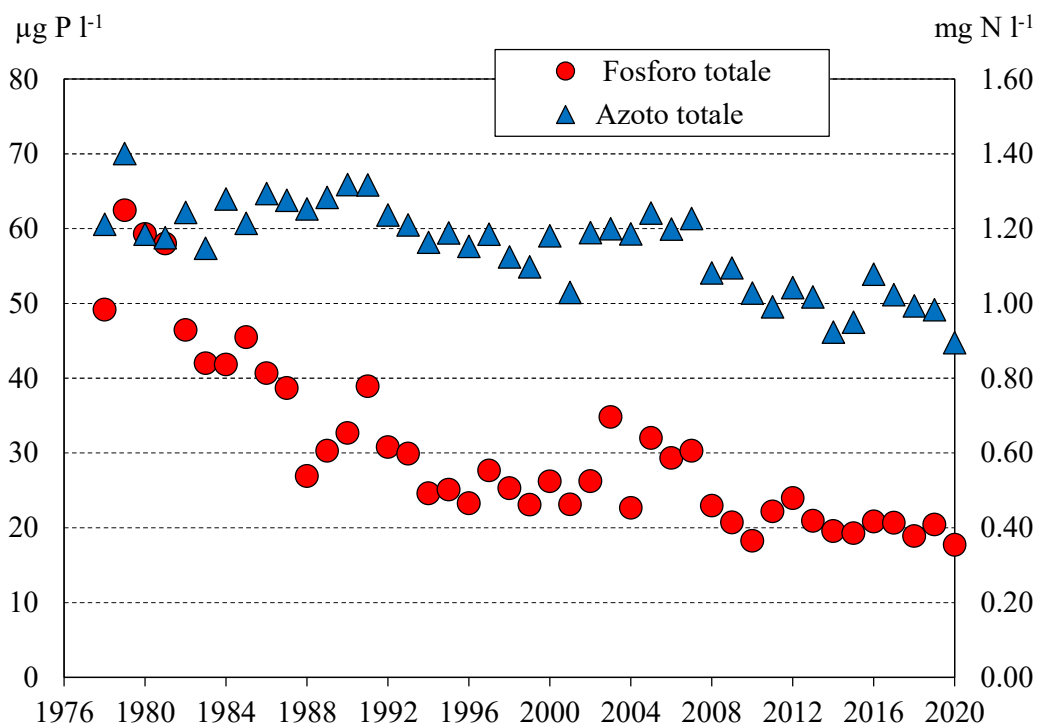


Fig. 3.15 Concentrazioni medie areali di P e N totale veicolate al Lago Maggiore dai tributari nel periodo 1978-2020.

### 3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi per l'anno 2020 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. I carichi maggiori sia di fosforo che di azoto sono quelli di Ticino Immissario, Toce, Maggia e Tresa, compresi rispettivamente tra circa 5 e 40 t P a<sup>-1</sup> e 800 e 1700 t N a<sup>-1</sup>. Nel caso del fosforo un contributo importante è anche quello veicolato dal Bardello, pari a 10 t P a<sup>-1</sup> nel 2020. Per azoto ammoniacale ed organico, i carichi maggiori sono quelli di Toce (75 e 203 t N a<sup>-1</sup>), Ticino Immissario (14 e 170 t N a<sup>-1</sup>) e Tresa (37 e 136 t N a<sup>-1</sup>); apporti abbastanza elevati di questi composti provengono anche da Bardello e Strona (rispettivamente 16 e 39 t N a<sup>-1</sup> e 15 e 40 t N a<sup>-1</sup>). Gli altri tributari contribuiscono con valori sensibilmente inferiori sia per quanto riguarda il fosforo, con carichi inferiori a 2 t P a<sup>-1</sup>, che l'azoto (tra circa 40 e 200 t N a<sup>-1</sup>).

In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona al carico totale di fosforo nel 2020 è stato pari a oltre il 47%, seguito da quello del Tresa (17%), Ticino Immissario (13%) e Bardello (10%). Anche per l'ammonio, il contributo più importante è quello di Toce e Strona, pari quasi al 50% del totale, seguito da Tresa (21%) e Bardello (10%), mentre per l'azoto organico le differenze tra Toce e Strona (28%) e Ticino Immissario e Tresa (21 e 19% rispettivamente) appaiono più contenute. I carichi di azoto nitrico presentano sostanzialmente le stesse differenze tra tributari descritte per l'azoto totale, essendo questa ala forma di azoto predominante nelle acque immissarie. Sulla base dei dati del 2020 si può osservare come cinque tributari (Ticino Immissario, Maggia, Toce, Bardello e Tresa) contribuiscano alla quasi totalità degli apporti nel caso dell'azoto

ammoniacale (95% del totale) o comunque ad una % prossima o superiore al 90% del totale (es. 92% per il P totale).

Tab. 3.5 Apporti annuali ( $t a^{-1}$ ) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali per il 2020.

	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N <sub>org</sub>	TN	TP
Ticino Immissario <sup>(a)</sup>	14	1541	170	1725	13
Maggia <sup>(b)</sup>	6.9	743	133	882	5.1
Verzasca <sup>(b)</sup>	1.8	180	38	220	1.5
Cannobino <sup>(a)</sup>	0.4	46	13	60	0.5
San Giovanni <sup>(b)</sup>	0.9	77	9.3	87	0.8
San Bernardino <sup>(a)</sup>	1.5	148	30	180	1.4
Toce Ossola <sup>(a)</sup>	75	936	203	1215	41
Strona <sup>(a)</sup>	15	263	40	317	6.1
Erno <sup>(b)</sup>	0.2	51	1	52	0.6
Vevera <sup>(b)</sup>	0.5	64	0	64	0.5
Bardello <sup>(a)</sup>	16	136	39	191	10
Boesio <sup>(a)</sup>	2.1	33	3	39	2
Tresa <sup>(a)</sup>	37	697	186	919	17
Giona <sup>(b)</sup>	0.7	56	7	63	1.2
<b>Totale</b>	<b>174</b>	<b>4973</b>	<b>875</b>	<b>6014</b>	<b>99</b>

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

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

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2020 con le stesse modalità degli anni precedenti e sono riportati rispettivamente nelle Tab. 3.6 e 3.7. Nelle stesse tabelle sono riportati a titolo di confronto i valori dell'ultimo decennio. Il dato del 2019 è stato aggiornato rispetto al rapporto precedente, in quanto lo scorso anno il dato era parziale a causa della mancanza del carico del Torrente Boesio, dovuta all'impossibilità di disporre dei dati di portata alla data di consegna del rapporto.

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. Nelle tabelle 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 2020 sono stati pari a  $166 t P a^{-1}$  e  $7500 t N a^{-1}$ , inferiori a quelli del 2019 e tra i più bassi dell'ultimo decennio (valori più bassi a quelli del 2020 si erano registrati nel 2015 e, per l'azoto totale, nel 2017, anni caratterizzati da precipitazioni e portate inferiori alla media). Sulla base delle uscite

attraverso il Ticino emissario, la ritenzione % è risultata nel 2020 pari al 47% per il fosforo e al 12% per l'azoto, valori leggermente inferiori agli anni precedenti soprattutto nel caso dell'azoto.

Il carico di fosforo si mantiene quindi anche nel 2020 al di sotto delle 200 t P a<sup>-1</sup>, considerato l'obiettivo per il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque del lago. I valori dal 2015 in poi sono risultati attorno a 170-180 t P a<sup>-1</sup>, inferiori a quelli del periodo precedente che superavano invece le 200 t P a<sup>-1</sup>. Il basso valore del 2020 potrebbe dipendere da una concomitanza di fattori: le concentrazioni medie nei singoli tributari sono risultate inferiori a quelle degli anni immediatamente precedenti, in parte a causa dei bassi valori rilevati in alcuni mesi dell'anno caratterizzati da portate elevate (giugno e ottobre); in altri periodi dell'anno (maggio-luglio) i valori potrebbero essere stati influenzati dalla diminuzione delle attività produttive conseguente al lockdown (Fig. 3.13). La mancanza dei dati di marzo-aprile non consente però di approfondire ulteriormente questa ipotesi.

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2011-2020 di azoto totale (t N a<sup>-1</sup>).

	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20
<b>Tributari campionati</b>	<b>7414</b>	<b>7283</b>	<b>7891</b>	<b>9387</b>	<b>6032</b>	<b>6488</b>	<b>5243</b>	<b>7324</b>	<b>7121</b>	<b>6014</b>
Areale non campionato	635	624	676	804	517	556	449	628	610	515
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>8049</b>	<b>7907</b>	<b>8567</b>	<b>10192</b>	<b>6549</b>	<b>7044</b>	<b>5692</b>	<b>7951</b>	<b>7731</b>	<b>6530</b>
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	309	472	498	465	420	549	451	428	552	370
<b>Totale apporti</b>	<b>8948</b>	<b>8969</b>	<b>9656</b>	<b>11247</b>	<b>7559</b>	<b>8184</b>	<b>6733</b>	<b>8969</b>	<b>8873</b>	<b>7490</b>
Uscite da emissario	7447	7809	8484	10497	7202	6142	5399	7080	7624	6566
Ritenzione % in lago	17	13	12	7	5	25	20	21	14	12

Tab. 3.7 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2011-2020 del fosforo totale (t P a<sup>-1</sup>).

	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20
<b>Tributari campionati</b>	<b>154</b>	<b>178</b>	<b>159</b>	<b>185</b>	<b>117</b>	<b>104</b>	<b>86</b>	<b>110</b>	<b>120</b>	<b>99</b>
Areale non campionato	13	15	14	16	10	9	7	9	10	8
<b>Totale bacino emerso</b>	<b>168</b>	<b>194</b>	<b>173</b>	<b>201</b>	<b>127</b>	<b>113</b>	<b>94</b>	<b>119</b>	<b>130</b>	<b>107</b>
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
<b>Totale apporti</b>	<b>227</b>	<b>253</b>	<b>232</b>	<b>260</b>	<b>186</b>	<b>172</b>	<b>153</b>	<b>178</b>	<b>189</b>	<b>166</b>
Uscite da emissario	104	105	83	135	74	82	58	86	91	87
Ritenzione % in lago	54	59	64	48	60	52	62	52	52	47

I contributi areali, ovvero i carichi rapportati al territorio drenato dai singoli corsi d'acqua (Tab. 3.8) permettono un confronto tra lo stato qualitativo dei diversi tributari. I contributi areali del 2020 sono inoltre messi a confronto con quelli del 2019 e del triennio 2016-2018 in Fig. 3.16. I contributi areali più elevati per quanto riguarda il fosforo totale sono risultati essere quelli del Bardello (0,074 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), seguito dal Boesio (0,034 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>). Toce e Strona, Tresa, Vevera, Erno e Giona presentano valori compresi tra 0,021 e 0,027 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> mentre i rimanenti corsi d'acqua si attestano al di sotto di 0.015 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>.

<sup>2</sup> a<sup>-1</sup>. I composti dell'azoto presentano anch'essi differenze abbastanza marcate tra i tributari, con i valori più elevati per l'azoto totale nel caso di Vevera (oltre 3.0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) e Erno (circa 2,1 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>); gli altri tributari presentano valori per lo più attorno a 1,0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Ticino Immissario, Maggia, Verzasca e Cannobino si confermano i corsi d'acqua con i contributi areali inferiori, sia di fosforo che di azoto, prossimi o al di sotto di 0,008 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> e 1,0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> rispettivamente (Tab. 3.8).

Tab. 3.8 Contributi areali annuali (g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati.

	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.009	0.953	0.105	1.067	0.008
Maggia	0.007	0.802	0.143	0.953	0.005
Verzasca	0.007	0.760	0.160	0.928	0.006
Cannobino	0.004	0.420	0.121	0.545	0.005
San Giovanni	0.015	1.271	0.153	1.439	0.014
San Bernardino	0.011	1.135	0.229	1.375	0.011
Toce Ossola	0.042	0.529	0.115	0.686	0.023
Strona	0.067	1.177	0.177	1.421	0.027
Erno	0.010	1.952	0.192	2.154	0.021
Vevera	0.026	3.044	0.216	3.286	0.024
Bardello	0.118	1.009	0.291	1.419	0.074
Boesio	0.046	0.734	0.068	0.849	0.034
Tresa	0.049	0.924	0.246	1.219	0.022
Giona	0.014	1.119	0.133	1.266	0.025
<b>Totale campionati</b>	<b>0.029</b>	<b>0.845</b>	<b>0.150</b>	<b>1.024</b>	<b>0.017</b>

Nel complesso i carichi areali confermano il diverso livello qualitativo delle acque dei tributari ma anche la buona qualità complessiva: nel 2020 i contributi totali per l'areale drenato sono risultati attorno a 1,0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> per l'azoto totale e pari a 0,017 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> per il fosforo totale. Dal confronto con i dati del 2019 e del triennio 2016-18 emerge una generale diminuzione dei contributi areali, soprattutto per alcuni tributari (Boesio, Toce e Strona), che confermano quanto osservato per le concentrazioni. Nel caso del Bardello il carico di P calcolato per il 2020 ha segnato un lieve aumento rispetto ai valori degli anni precedenti (Fig. 3.16a). Si tratta però di un dato che risente delle portate particolarmente elevate di giugno e ottobre 2020, a seguito delle ingenti precipitazioni di questi periodi. Analogo effetto si ha nel caso dell'azoto, per il quale i contributi areali del Bardello nel 2020 sono stati leggermente superiori a quelli degli anni precedenti (Fig. 3.16b).

Negli altri tributari il valore 2020 è risultato inferiore a quello del 2019 ma in linea con quello del triennio 2016-18 (Fig. 3.16b). I dati del periodo recente confermano ulteriormente la differenza tra i carichi areali di P particolarmente elevati di alcuni tributari lombardi (Bardello e Boesio) e quelli estremamente contenuti (stabilmente inferiori a 0,02 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) di Cannobino, San Bernardino, San Giovanni, Ticino Immissario, Verzasca e Maggia. Si collocano in una situazione intermedia Tresa, Giona, Vevera, Erno, Strona e Toce, con valori che oscillano tra 0,02 e 0,04 g P m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (Fig. 3.16a). Nel caso dell'azoto le differenze tra tributari appaiono meno marcate: i valori più elevati sono quelli del Vevera (circa 3,0 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), che associa concentrazioni elevate

ad un bacino di dimensioni limitate; gli altri tributari mostrano valori per lo più compresi tra 1,0 e 1,5 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (Fig. 3.16b).

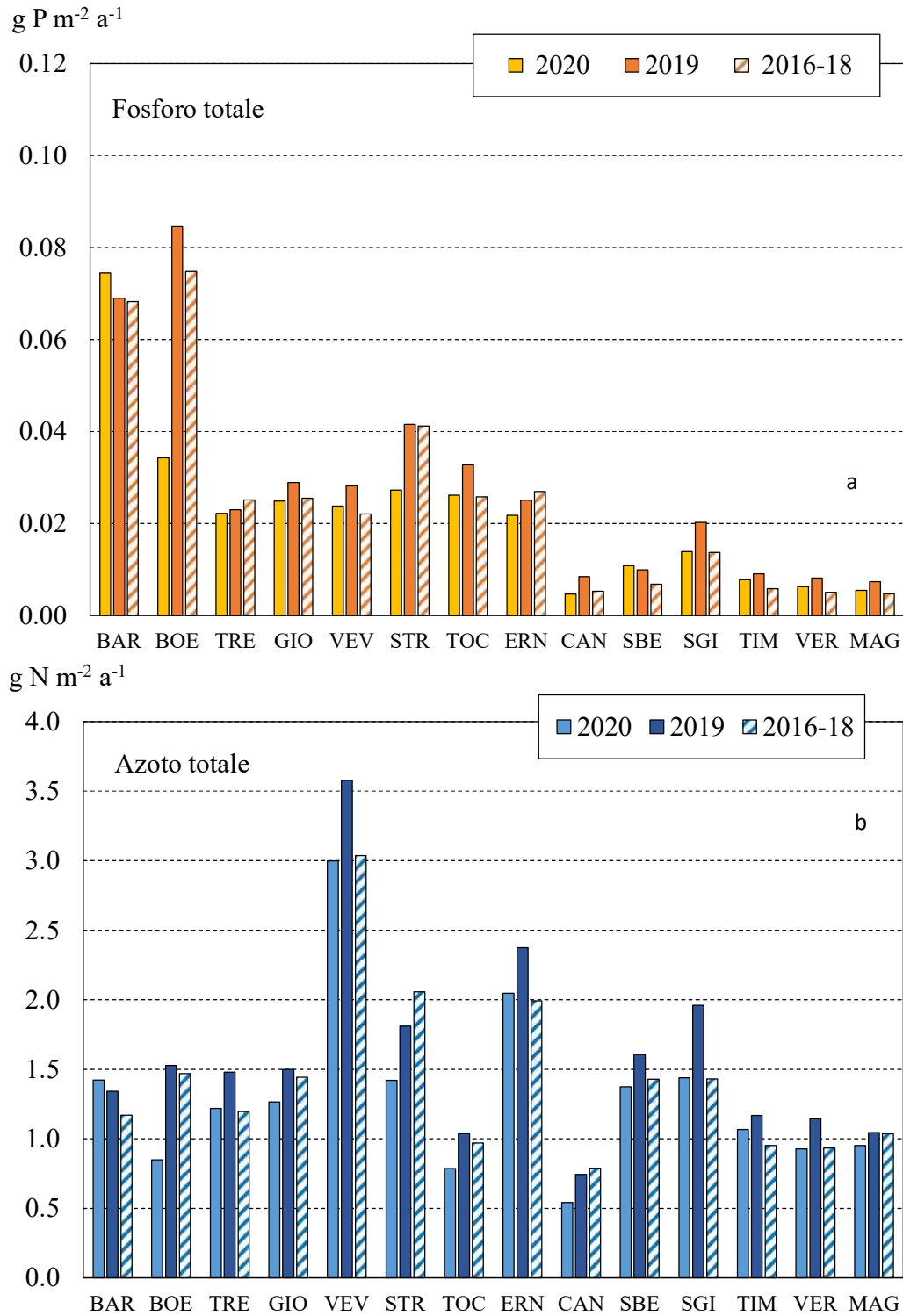


Fig. 3.16 Contributi medi areali annue di P totale (a) e N totale (b) nei principali tributari del Lago Maggiore nel 2020, a confronto con i valori medi del 2019 e del triennio 2016-18.

### 3.3 Considerazioni sull'evento dell'ottobre 2020

Ad inizio ottobre 2020 si è verificato un evento di precipitazione particolarmente intensa, concentrato in pochi giorni e con volumi che hanno rappresentato in alcune stazioni più del 50% della precipitazione media annuale. Le piogge hanno generato onde di piena eccezionali che, nel bacino del Toce, hanno superato i livelli di riferimento storici dell'evento di ottobre 2000 (dati ARPA Piemonte). Nel complesso gli apporti dal Toce al Lago Maggiore hanno prodotto un innalzamento significativo del livello del lago ma relativamente contenuto, in quanto le precipitazioni sono state limitate ad un periodo breve. Si è trattato ad ogni modo di un evento eccezionale, che ha determinato effetti sia sui tributari che sul lago.

Per quanto riguarda le acque immissarie, come descritto nel paragrafo 3.2, la maggior parte dei tributari ha mostrato una diminuzione dei valori di concentrazione dei soluti principali, incluso il fosforo, in ottobre, in conseguenza della diluizione determinata dalle abbondanti piogge. Questo non ha interessato le concentrazioni di nitrati (e conseguentemente di azoto totale), essendo le precipitazioni stesse un veicolo di questo elemento. A livello di apporti, la temporanea diminuzione delle concentrazioni viene controbilanciata dalle portate elevate: nella maggior parte dei tributari il valore del carico di fosforo veicolato nel mese di ottobre è stato superiore a quello dei restanti mesi dell'anno. L'effetto è stato marcato soprattutto per alcuni corsi d'acqua, tra cui il Toce, il cui carico di ottobre è stato pari al 16% di quello totale annuo, e il Bardello (23%), a causa della distribuzione non omogenea delle precipitazioni sull'areale. Per quanto riguarda invece i carichi complessivi veicolati a lago, l'evento di ottobre non ha determinato un aumento rispetto ai valori medi, come era accaduto ad esempio in anni con eventi di piena come 2000, 2002 e 2014. Questo perché, con l'eccezione dell'evento di ottobre e di piogge abbondanti nel mese di giugno, il 2020 è stato nel complesso un anno con precipitazioni inferiori alla media. Se il carico calcolato su base annua risente solo marginalmente di un evento estremo come quello di ottobre, diverso è però il potenziale effetto a breve termine sull'idrochimica dei corsi d'acqua e del lago. I dati raccolti con frequenza mensile non consentono un'analisi di dettaglio di tali effetti; i campionamenti eseguiti ad ottobre e novembre 2020 hanno però consentito di evidenziare alcune variazioni riconducibili all'evento meteorologico. Le concentrazioni di soluti conservativi come calcio e magnesio hanno mostrato un minimo relativo nelle acque lacustri ad ottobre (Fig. 3.6), per effetto della diluizione operata dalle piogge abbondanti. Accentuati sono stati anche i minimi di Na e Cl nelle acque epilimniche, così come quello della conducibilità (Fig. 3.5). Un effetto opposto si è avuto invece per i silicati che ad ottobre sono aumentati nelle acque epilimniche ( $1,26 \text{ mg Si L}^{-1}$ ) facendo registrare un valore piuttosto elevato per questo mese dell'anno in cui le concentrazioni sono in genere attorno a  $0,80 \text{ mg Si L}^{-1}$  (Fig. 3.11). Nel caso della silice è ipotizzabile che i valori siano aumentati per l'apporto dagli immissari ma anche per un arresto nel consumo di questo elemento da parte delle diatomee: l'evento di ottobre ha infatti comportato un'interruzione anticipata della produzione algale, come dimostrato dal calo dei valori di clorofilla che ha fatto registrare in ottobre il valore più basso dell'anno ( $1,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Queste considerazioni nel loro complesso dimostrano come gli eventi meteorologici intensi possano influenzare le caratteristiche chimiche delle acque, sia in modo diretto (temporanea diluizione delle acque epilimniche e diminuzione delle concentrazioni) che indiretto, agendo sulla qualità delle acque immissarie e sui processi a lago. Purtroppo una frequenza di campionamento seppur elevata come quella mensile non consente di indagare in dettaglio gli effetti di tali eventi. In supporto in tal senso potrà venire da

misure di parametri limnologici ad alta frequenza, tramite sensori montati su boe e piattaforme, come quelle in via di realizzazione nell'ambito del progetto INTERREG I-CH SIMILE (Sistema Informativo per il Monitoraggio Integrato dei Laghi insubrici e dei loro Ecosistemi; <https://progetti.interreg-italiasvizzera.eu/it/b/78/sistemainformativoperilmonitoraggiointegratodeilaghiinsubriciedeiloroe>)

## RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il personale della SUPSI (Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana) per l'assistenza e il supporto forniti nel campionamento dei tributari svizzeri del Lago Maggiore nel periodo del lockdown.

## BIBLIOGRAFIA

- APAT IRSA-CNR. 2003. Metodi analitici per le acque. APAT Manuali e Linee Guida 29/2003.
- APHA, AWWA, WEF, 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 22nd Edition, American Public Health Association, Washington DC.
- 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., Rogora M., Marchetto A., Sibilla S., Dresti C. 2020. Model simulations of the ecological dynamics induced by climate and nutrient load changes for deep subalpine Lake Maggiore (Italy/Switzerland). *J. Limnol.* 79(3): 221-237.
- 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., 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., P. Giacomotti, R. Mosello, A. Orrù, G.A. Tartari. 2019. Considerazioni generali sull'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore, con particolare riferimento al triennio 2016-2018. In: CNR Istituto di Ricerca sulle Acque. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016 – 2018. Campagna 2018 e rapporto triennale 2016-18. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzeri (Ed.): 109-124.
- Salmaso, N., F. Buzzi, C. Capelli, L. Cerasino, B. Leoni, F. Lepori, M. Rogora. 2020. Responses to local and global stressors in the large southern perialpine lakes: Present status and challenges for research and management. *Journal of Great Lakes Research*, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.01.017>.

- Pilla R.M, C.E. Williamson, B.V. Adamovich, et al., 2020. Deeper waters are changing less consistently than surface waters in a global analysis of 102 lakes. *Sci Rep* 10, 20514 (2020).
- Tanentzap, A.J., Morabito G., Volta P., Rogora M., Yan N.D., Manca M. 2020. Climate warming restructures an aquatic food web over 28 years. *Glob Change Biol.* 2020; 26: 6852– 6866.
- Salmaso, N., F. Buzzi, C. Capelli, L. Cerasino, B. Leoni, F. Lepori, M. Rogora. 2020. Responses to local and global stressors in the large southern perialpine lakes: Present status and challenges for research and management. *Journal of Great Lakes Research* 46(4): 752-766.



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

*Martina Austoni, Lyudmila Kamburska, Ester M. Eckert, Aldo Marchetto*

### 4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2020, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 13 gennaio ed il 14 dicembre 2020, sopralluoghi con prelevamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con la frequenza mensile per l'intero anno come stabilito 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 2020 è stato di 114 unità, valore di molto aumentato rispetto sia alle 103 unità del 2019 che le 107 dell'anno 2018 e in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche.

Nel 2020 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 47 aumentando di 3 unità rispetto l'anno precedente ed inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità. Il numero totale dei taxa algali censiti nel corso del 2020 risulta quindi ulteriormente aumentato rispetto al 2019, a conferma della elevata diversità raggiunta dalla comunità algale.

Anche 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 una crescita rispetto al 2019 (34), con ben 45 specie, valore assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. È 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 leggere differenze rispetto al 2019: il gruppo con la maggiore diversità è ancora quello delle diatomee, rappresentate da 32 specie (rispetto alle 28 dell'anno precedente) a cui seguono le 27 specie sia per il gruppo delle cloroficee che sono quindi in aumento rispetto gli anni precedenti che per il gruppo dei cianobatteri. Nel 2020 osserviamo un aumento in generale in numero di specie sia per le cloroficee che per i cianobatteri.

Da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, come evidenziato precedentemente, sebbene i rapporti reciproci di importanza, in numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 11 unità al pari del 2019, le criptoficee con 8 unità e le dinoficee con 7 unità tassonomiche che 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 dinoficee, mentre

per le criptoficee la variazione in aumento è stata di 1 unità. Essa dipende fortemente dalla maggiore o minore uniformità di distribuzione degli individui tra le specie ("evenness"), e quindi dal numero di specie che abbiamo denominato significative o dominanti, nonché dal numero totale delle specie presenti nei singoli campioni.

La successione stagionale si è svolta, nel 2020, con una dinamica diversa da quanto osservato negli ultimi anni. Infatti il 2020 si potrebbe definire un anno "a diatomee" ma senza la solita predominanza di *Fragilaria crotonensis*. Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti (Fig. 4.1).

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha visto, come di norma, la dominanza delle diatomee, che cominciano a svilupparsi già dall'inizio dell'anno intorno a marzo, subendo una flessione in seguito, per poi mostrare una crescita nel periodo estivo, che si protrae fino alla fine di luglio, raggiungendo un picco di biovolume di  $1660,2 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Un contributo significativo è poi venuto anche dai dinoflagellati, tra la tarda estate e l'autunno. Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in gennaio e si è protratto fino a novembre, con una stagione vegetativa più lunga di quanto osservato in anni passati, ad eccezione del 2012 e 2008. Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con *Plagioselmis nannoplanctica*, *Katablepharis ovalis*, *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas ovata* presenti pressoché lungo l'arco dell'intero anno.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2020, poco significativa: oltre alla presenza continuativa e ormai consueta di *Chrysochromulina parva*, non si segnalano altre presenze degne di nota.

*Fragilaria crotonensis*, specie che colonizza probabilmente la nicchia metalimnetica, secondo la strategia descritta in Morabito *et al.* (2012), è presente da gennaio a dicembre, con abbondanze minori rispetto agli anni scorsi, ma con un picco in luglio (Fig. 4.2). Durante i primi mesi dell'anno, si sono aggiunte le diverse specie di *Aulacoseira spp.* e *Asterionella formosa* insieme alle diatomee centriche piccole.

*A. formosa* è presente da gennaio a giugno. Il genere *Rhizosolenia*, la cui presenza rimane comunque timida, è presente nei mesi freddi dell'anno andando da novembre a febbraio. I primi due mesi dell'anno sono caratterizzati da un biovolume mensile ridotto e parte di questo è occupato dalla significativa presenza di *Plagioselmis nannoplanctica* e *Crysochromulina spp.*, rispettivamente criptoficea e crisoficea che, generalmente, caratterizzano i popolamenti invernali del Lago Maggiore.

A partire dal mese di marzo si assiste a un incremento massiccio di diatomee iniziando con il genere *Aulacoseira* con *A. granulata* e con *A. formosa* presenti già da gennaio a cui si aggiungerà *F. crotonensis* in seguito; in estate un contributo significativo è venuto anche da *Cyclotella bodanica* ma anche da diatomee centriche di più piccole dimensioni.

Rispetto all'anno precedente, i dinoflagellati di grandi dimensioni come *Ceratium hirundinella* e *Gymnodinium spp.* hanno contribuito in volumi più importanti. Accanto a queste, merita una segnalazione il ritorno delle piccole Chroococcali unitamente alle classiche Oscillatoriali (per la maggior parte rappresentate generi *Tyconema* e *Planktothrix*) unitamente ai generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena* e *Planktolybbya*.

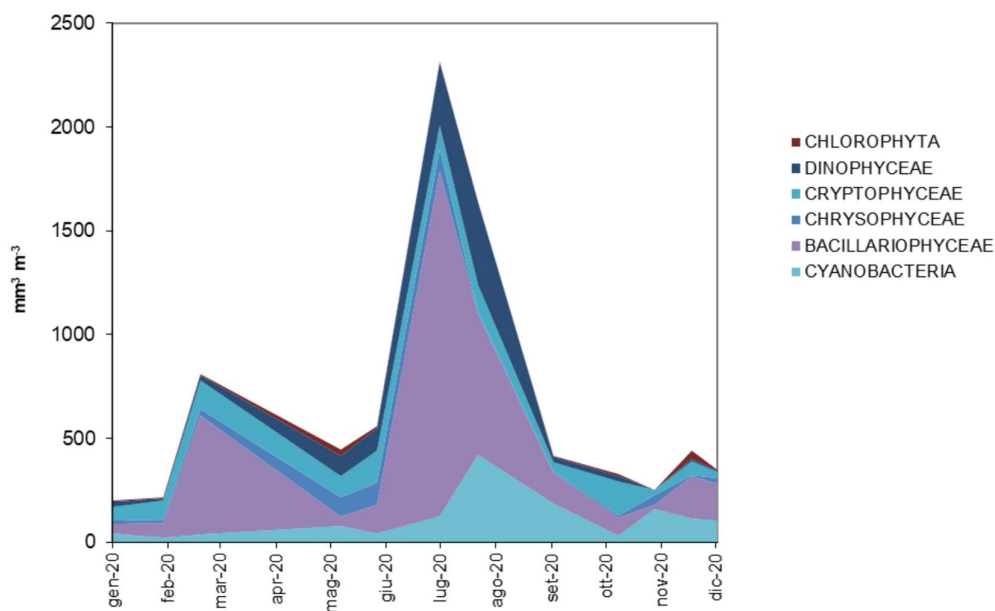


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2020.

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-aprile e giugno-luglio.

Diversamente dagli anni precedenti i picchi non sono accompagnati dallo sviluppo preponderante di *F. crotonensis* dominante (fino al 75% del biovolume totale) unitamente ad *A. formosa* durante le fasi di sviluppo delle fioriture.

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha avuto inizio, nel 2020, già dal mese di marzo con il primo picco di diatomee tra cui *Aulacoseira granulata*, *Synedra spp* e alcune diatomee centriche come *Cyclotella comensis*. La compresenza equilibrata delle due pennales continua fino a marzo per poi declinare ad aprile lasciando libero spazio a *F. crotonensis* accompagnata da *A. formosa* che sono in parte responsabili della biomassa algale di giugno. Con il mese di giugno, si assiste ad una importante presenza della crisoficea *Dinobryon divergens* che possiede adattamenti vantaggiosi in particolari condizioni oligotrofiche e che va a occupare temporaneamente spazio all'associazione a diatomee. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo delle ciclotelle quali *C. comensis* e *C. pseudostelligera* rappresentate durante l'anno con picchi nella stagione estiva (giugno e luglio) sempre in associazione a *F. crotonensis*.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata, iniziando con una significativa biomassa da febbraio la simultanea presenza di *A. granulata* e *A. formosa*. Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di questa costante dominanza anche nel 2020 potrebbe essere dovuta al contributo delle precipitazioni. Infatti, come è stato osservato in rapporti precedenti e come evidenziato da uno studio sui fattori di controllo della fenologia 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 risultata 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). Le precipitazioni particolarmente abbondanti che hanno avuto luogo nel mese di giugno 2020 (vedi Capitolo 1) potrebbero aver contribuito al picco di biomassa delle diatomee nei mesi di giugno e luglio (Fig. 4.1). Da rilevare l'assenza di *Tabellaria flocculosa* presente timidamente nel 2019 ma ormai pressoché scomparsa negli ultimi anni, la cui presenza appare maggiormente correlata a fattori fisici, soprattutto all'intensità del vento, piuttosto che a condizioni trofiche (Morabito et al., 2012). Si tratta di una 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 *F. crotonensis* in situazioni di ridotto mescolamento (Morabito et al., 2012).

Nel mese di maggio si assiste ad una probabile competizione per la presenza della crisoficea *Dynobryon divergens* che riesce a competere efficacemente in ambienti oligotrofi e può eventualmente dominare temporaneamente il plancton durante i periodi di esaurimento dei nutrienti (Lehmann, 1976). Infatti nel 2020, la presenza delle *Crisoficee* in termini di biovolume è stata significativa nel mese di giugno con *D. divergens*, a maggio e giugno con l'ormai consueto genere *Chrysochromulina* tra cui *C. parva* nel gruppo delle dominanti e con un isolato picco invernale nel mese di dicembre di *Mallomonas caudata*.

Le *Criptoficee* oltre alla già menzionata *Plagioselmis nannoplanctica*, danno un contributo con alcune specie di *Cryptomonas* tra cui *Cryptomonas reflexa* e *C. ovata*, prevalentemente concentrate tra la primavera e la tarda estate fino a dicembre.

Analogamente all'anno passato, l'importanza delle *Cloroficee* risulta drasticamente ridotta: in pratica, delle 26 specie rinvenute, solo *Closterium aciculare* e il genere *Staurastrum* entrano a settembre nel gruppo delle dominanti.

In conclusione, dalle osservazioni compiute, le *Criptoficee* danno un contributo durante tutto l'anno con *Plagioselmis nannoplanctica* e con *Cryptomonas spp.* durante il periodo tardo invernale fino a inizio primavera e dal mese di agosto al periodo invernale. Tra le *Crisoficee* la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina spp.* L'importanza delle *Cloroficee* risulta diminuita: in pratica, le 27 specie rinvenute sono aumentate rispetto al 2018 ma si sono ridotte rispetto agli anni precedenti, solo i generi *Staurastrum* (con specie già di per sé di grandi dimensioni) e *Closterium* contribuiscono significativamente alla biomassa.

Nel 2020, la clorofilla *a* media è risultata essere di 3,9  $\mu\text{g L}^{-1}$  in linea con i valori dell'anno precedente ma diminuita se confrontata ai 4,8  $\mu\text{g L}^{-1}$  del 2017. Il valore massimo assoluto si è registrato il 13 luglio (8,1  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in corrispondenza alla fioritura delle diatomee pennate *Asteronella formosa*, *Aulacoseira spp.* e *F. crotonensis* unitamente alle centriche.

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 è stata verso una forte riduzione delle *Chroococcales* di piccole dimensioni, Questa tendenza sembra essersi leggermente invertita già con il 2018, come si deduce dalla ricomparsa di specie appartenenti a questo ordine tra le dominanti. Da notare la presenza tra le dominanti di *Aphanocapsa spp.*, *Aphanothece spp.*, *Cyanodictyon imperfectum* e *Snowella lacustris*. Contrariamente all'anno precedente, *Microcystis aeruginosa* non è mai rientrata tra le specie dominanti.

Il contributo delle Chroococcali di piccole dimensioni (picocianobatteri, vedi capitolo 6 per ulteriori dettagli) 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).

Le Oscillatoriali rimangono tra le specie significative con *Aphanizomenon spp.* nei mesi da ottobre a dicembre e il gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore soprattutto nei mesi invernali.

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): in sintesi al gruppo appartengono sia le *Oscillatoriales* del complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, seppur in quantità più ridotte anche nel 2019, *Aphanizomenon flos-aquae*, presente con biomasse ridotte dai mesi estivi a tardo estivi; trascurabile è la biomassa dei generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena*, contrariamente a quanto avvenuto nel 2016 e delle *Chroococcali* di piccole dimensioni.

Anche *Dolichospermum lemmermannii*, protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è ripresentata nel 2020, ma lo ha fatto molto timidamente (come nel 2019) e diversamente da come ultimamente si caratterizza (presenza dai primi di luglio anziché nel periodo tardo estivo). *D. lemmermannii* ha avuto il suo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, solo nel mese di luglio per continuare in agosto (13,7 e 0,28 mm<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>).

La presenza nel 2020 dei cianobatteri di piccole dimensioni, quali le *Chroococcali* dei generi *Aphanocapsa*, *Aphanothece* e *Cyanodictyon* potrebbe essere legata alla crescente stabilità della colonna d'acqua attribuibile al riscaldamento climatico e confermata dai dati a lungo termine (vedi Capitolo 2).

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.

La biomassa di questi piccoli cianobatteri viene valutata separatamente con una differente metodologia (citometro a flusso Accuri C6; vedi Capitolo 6). Il conteggio del picoplancton insieme agli organismi fitoplanctonici più grandi con il microscopio invertito può sovrastimare o sottostimare delle forme più piccole, che però inficia in modo marginale la stima del biovolume totale del fitoplancton, dal momento che le *Chroococcales* ne rappresentano una proporzione minima. Si può, peraltro, ritenere trascurabile l'errore data la scarsa biomassa che questi raggiungono nel Lago Maggiore nel corso della successione stagionale.

Il valore di biovolume ottenuto con il microscopio invertito, conforme alle norme CEN 15204:2006, è di grande utilità nel contesto delle attività CIP AIS perché permette un confronto con la serie temporale di lungo periodo, e anche perché è il valore necessario per la valutazione della qualità ecologica del lago ai sensi del Decreto Ministeriale 260/2010. Inoltre, trattandosi di un metodo con una elevata riproducibilità, che non dipende dagli algoritmi di taratura della strumentazione, i risultati ottenuti possono essere direttamente confrontati con quelli provenienti da altri laghi europei.

Per quanto i valori prodotti con i due metodi non siano perfettamente sovrapponibili, entrambe le metodiche indicano una tendenza alla diminuzione della biomassa del picoplancton.

In uno studio precedente delle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore (Kamenir & Morabito, 2009) indicava che l'aumento delle piccole chroococcali coincide con gli anni di minor trofia del lago: quindi un loro ritorno potrebbe indicare una tendenza positiva. Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

#### 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  $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Dal 2016 si sta assistendo ad una contrazione nel biovolume algale. Nel 2018, sia il biovolume medio annuo che la concentrazione media di clorofilla *a* erano diminuiti rispetto all'anno precedente, rispettivamente con valori di  $0,75 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$  e  $3,6 \text{ mg m}^{-3}$ . Nel 2020 è avvenuto un comportamento analogo seppur con un lieve incremento: il biovolume medio annuo e la concentrazione media di clorofilla *a* hanno presentato valori rispettivamente di  $0,7 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$  e  $3,9 \text{ mg m}^{-3}$ . Occorre tenere presente che il mancato campionamento di aprile potrebbe aver influito sul valore totale del biovolume.

Essendo stato un anno caratterizzato dalla presenza costante e quasi esclusiva delle diatomee, la successione delle specie di diatomee riflette quasi esattamente la successione stagionale del fitoplancton (Fig. 4.2).

La fase estiva della successione vede la dominanza delle piccole diatomee centriche (*Cyclotella comensis*, *C. pseudostelligera* e altre), fatto non più accaduto ultimamente, unitamente a diatomee pennate quali *Fragilaria crotonensis*, *Asteronella formosa* e *Synedra spp.*, *Rhizosolenia spp.*. Che, pur essendo state presenti durante tutto l'anno, hanno avuto un ruolo significativo nel novembre 2020.

La crescita dei cianobatteri, rimasta contratta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto uno sviluppo degno di nota da luglio a ottobre, più per il contributo delle piccole cianofite Chroococcali che delle filamentose rappresentato dalle *Oscillatoriales* come *Planktothrix rubescens/agardhii* e in misura ridotta da *Aphanizomenon spp.*. Quest'ultima, sebbene sempre presente tra i cianobatteri quantitativamente significativi, non è mai stata dominante se non nel 2002. Appare aumentata la biomassa dei generi *Pseudanabaena* e *Geitlerinema* che, unitamente a *Planktolyngbya*, dal 2016 erano state una presenza alle volte significativa che poteva essere spiegata dall'elevata tolleranza per le alte temperature (Pearl, 1988). L'aumentata biomassa nel 2020 potrebbe dipendere dall'andamento meteo-climatico dell'anno in corso, con intense precipitazioni concentrate in alcuni mesi dell'anno (es. giugno e ottobre) accompagnate da alte temperature.

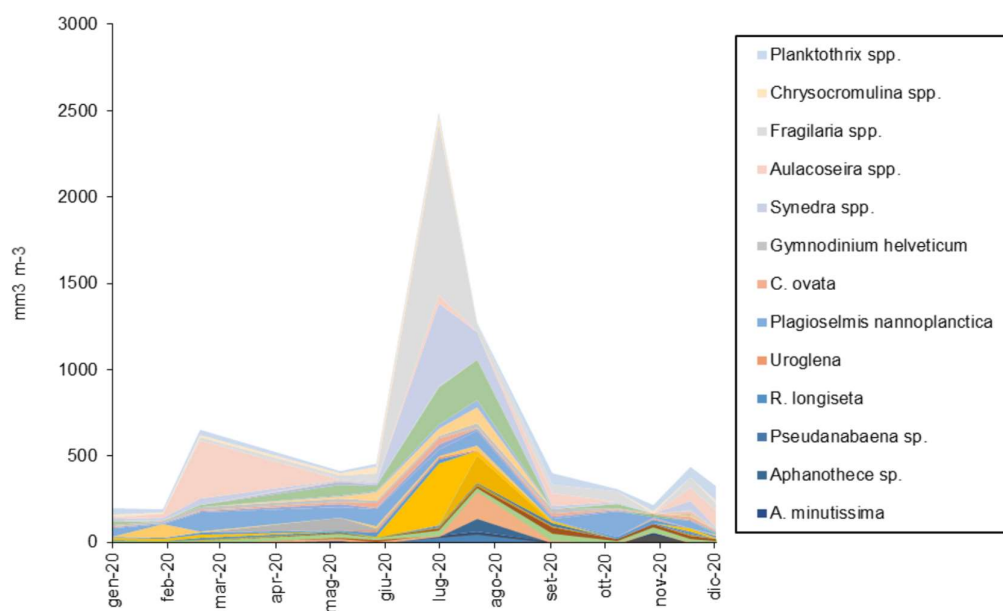


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significativi per il 2020.

Le Criptoficee danno contributo con la solita *Plagioselmis nannoplanctica* presente lungo l'arco dell'intero anno (Fig. 4.2), con una biomassa media annua per l'intera classe di  $92,9 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ .

Diversamente dall'anno precedente *Katablepharis ovalis* è annoverata nell'elenco delle specie significative solo nei mesi di febbraio e ottobre.

La presenza delle Crisoficee in termini di biovolume è stata generalmente modesta eccetto che nel mese di giugno a cui abbiamo assistito a uno sviluppo importante di *D. divergens* ( $1220,37 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e di *Mallomonas caudata* nel mese di dicembre ( $27,32 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Questo gruppo compete con le diatomee per i silicati, quindi la loro crescita potrebbe essere stata limitata dal forte sviluppo delle diatomee.

Tra le Chrysophyceae, *Chrysochromulina parva* e *Chrysochromulina sp.* sono presenti tutto l'anno nel gruppo delle dominanti ma anche *Dynobryon divergens* con *Uroglena sp* che hanno avuto una presenza significativa in termini di biomassa nel mese di maggio e in minor misura nel mese di giugno.

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. Tra le cloroficee il genere *Staurastrum*, specie già di per sé di grandi dimensioni, è tra le specie significative nel mese di febbraio con un biovolume di  $8,60 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  mentre *Closterium aciculare* è presente significativamente solo nel mese di novembre con una biomassa di  $23,00 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Assente o quasi *Mougeotia sp.* organismo con abbondanze relativamente basse che 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 delle acque e l'aumentata stabilità della colonna d'acqua abbiano causato



una riduzione del rifornimento di nutrienti negli strati superficiali, condizionando così la biomassa fitoplanctonica (Goldman & Jassby, 1990)

Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti in corso nel Lago Maggiore. L'importanza degli studi a lungo termine è confermata dall'analisi dei dati del 2020, che ha presentato alcune articolari rispetto agli anni precedenti dimostrando la rilevanza di disporre di una lunga serie storica di dati per interpretare i cambiamenti in corso.

### 4.3 Metabarcoding

Il metabarcoding è stato condotto sui 12 campioni di fitoplancton raccolti nel 2019: l'estrazione ha prodotto un'eccellente qualità e quantità di DNA e quindi il sequenziamento Illumina Miseq del gene rRNA 18S ha prodotto da un minimo di 21'115 sequenze fino a un massimo di 193'224 per campione (media 47'816). Dopo la pulizia dei dati e la definizione delle varianti di sequenza (1941), le sequenze sono state assegnate a taxa specifici utilizzando i seguenti due database:

- SILVA (<https://www.arb-silva.de/documentation/silva-taxonomy/>)
- PR2 (<https://pr2-database.org/>).

Nel primo caso la maggior parte delle sequenze (89%) sono state identificate tassonomicamente, tuttavia il 31% è stato assegnato non a gruppi fitoplanctonici specifici ma a "Chloroplastida" e non è stato quindi possibile identificare le alghe a un livello tassonomico utile (Fig. 4.3).

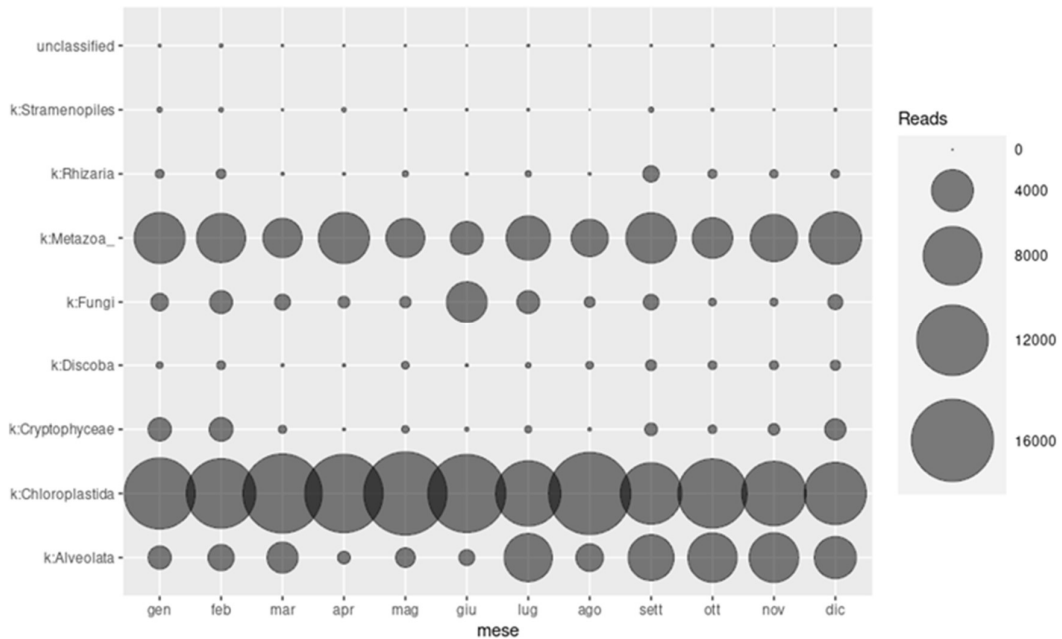


Fig. 4.3. Classificazione delle sequenze utilizzando il database SILVA.

Utilizzando il secondo database (PR2), solo il 20% delle sequenze è stato assegnato tassonomicamente. Tuttavia, sono stati trovati molti più gruppi correlati al fitoplancton.



La profondità dell'identificazione qui di solito raggiungeva il livello di famiglia e solo molto raramente potevano essere identificate singole specie (Fig. 4.4).

Per ottenere una migliore identificazione verrà utilizzato in futuro un gene target diverso e la scelta del database sarà ottimizzata.

Finora il metabarcoding non è stato in grado di fornire una definizione della comunità di fitoplancton confrontabile con il conteggio manuale.

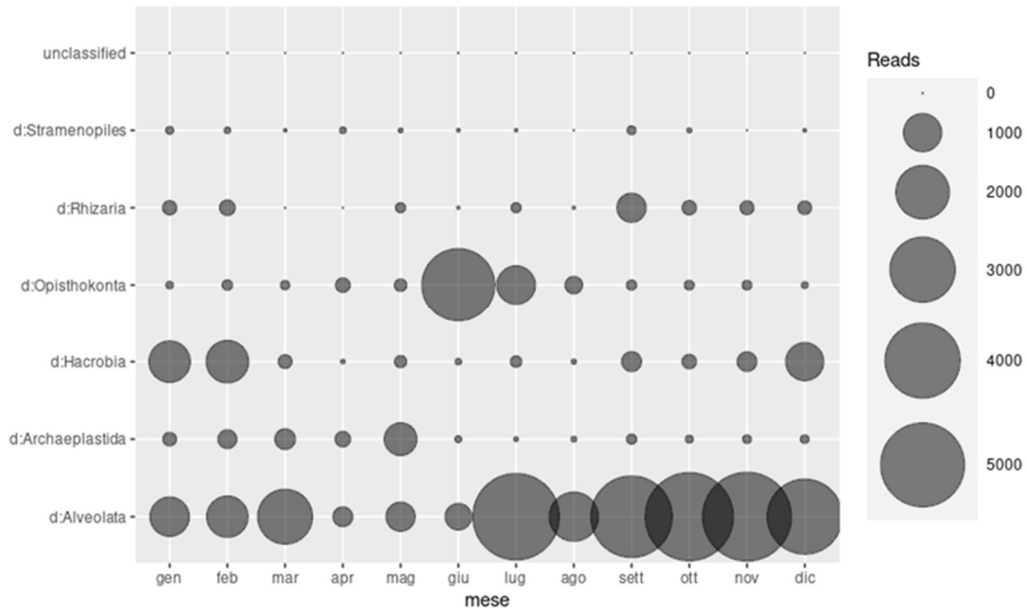


Fig. 4.4. Classificazione delle sequenze utilizzando il database PR2.

## Bibliografia

- Callieri, C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. *FEMS Microbiol. Lett.* 364, fnx229.
- Goldman, C. R. & A. Jassby, 1990. Spring mixing depth as a determinant of annual primary production in lakes. In Tilzer, M. M. & C. Serruya (eds), *Large Lakes. Ecological Structure and Function*, Springer, New York: 125–132.
- 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.
- Lehmann, J. T. (1976). Ecological and nutritional studies on *Dinobryon Ehrenb.*: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. *Limnology and Oceanography*, 21, 646–658.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni. 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia*, 698: 47-60.
- Pearl, H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (Ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press: 261-315.

- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- Salmaso, N., G. Morabito, R. Mosello, L. Garibaldi, M. Simona, F. Buzzi & D. Ruggiu. 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, 62: 207-227.
- 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.

## 5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE

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

### 5.1 Popolamento zooplanctonico

Nel corso del 2020, come programmato, il prelievo dei campioni del popolamento zooplanctonico pelagico è stato effettuato con frequenza mensile presso la stazione situata a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé, in corrispondenza della zona di massima profondità. Tuttavia, a causa dell'interruzione delle attività di campagna a seguito della pandemia non è stato possibile eseguire il campionamento ad aprile, pertanto è stato effettuato un campionamento aggiuntivo a settembre nella zona litorale antistante il canneto di Fondotoce. I campioni fissati con etanolo al 96%, sono stati raccolti con retinate verticali nello strato d'acqua compreso tra 0 e 50 m di profondità con un campionatore di plancton dotato di flussimetro e armato con una rete a maglia di 76  $\mu\text{m}$  di luce. Successivamente, tramite analisi microscopica è stata effettuata l'identificazione tassonomica e la determinazione della densità di popolazione e della biomassa.

Complessivamente è stato riscontrato un decremento del 20% circa del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale, rispetto al 2019. Tale diminuzione, che è risultata a carico del popolamento a rotiferi e a copepodi (ciclopi + diaptomidi), potrebbe essere dovuta all'assenza del campione di aprile, mese nel quale solitamente si registra un buon sviluppo numerico della componente micro-zooplanctonica (rotiferi e primi stadi di sviluppo dei copepodi; Tab. 5.5.1).

Tab. 5.1.1. Confronto tra i valori medi annui della densità di popolazione del biennio 2019-2020 e i valori medi del triennio precedente.

	2016-2018	2019	2020
	ind. $\text{m}^{-3}$	ind. $\text{m}^{-3}$	ind. $\text{m}^{-3}$
Diaptomidi	13332	12622	10522
Ciclopidi	3950	9735	6973
Cladoceri	2114	2559	2965
Rotiferi	9179	19316	13865
Popolamento totale	28575	44232	34987

Nel corso del 2020 è stato osservato un graduale aumento del popolamento totale da gennaio a marzo, periodo nel quale sono stati rilevati i valori minimi di abbondanza numerica, a carico soprattutto dei copepodi e in misura minore dei rotiferi (Fig. 5.1.1). Successivamente nel periodo maggio-dicembre le variazioni della densità numerica del popolamento totale sono state determinate soprattutto dai rotiferi, mentre i valori dei copepodi si sono attestati nell'intervallo compreso tra 15000 e 26000 ind  $\text{m}^{-3}$ . Il picco

massimo registrato a maggio dell'entità di ca. 100000 ind m<sup>-3</sup> (75% rotiferi) è stato seguito da un dimezzamento del valore totale a giugno (rotiferi = 26400 ind m<sup>-3</sup>, ciclopidi = 26000 ind m<sup>-3</sup>) e da una graduale diminuzione del popolamento fino a ottobre, mese caratterizzato da valori simili a quelli registrati a marzo (ca. 17000 ind m<sup>-3</sup>), mentre a novembre i valori sono risultati del tutto comparabili a quelli del periodo estivo (luglio-agosto).

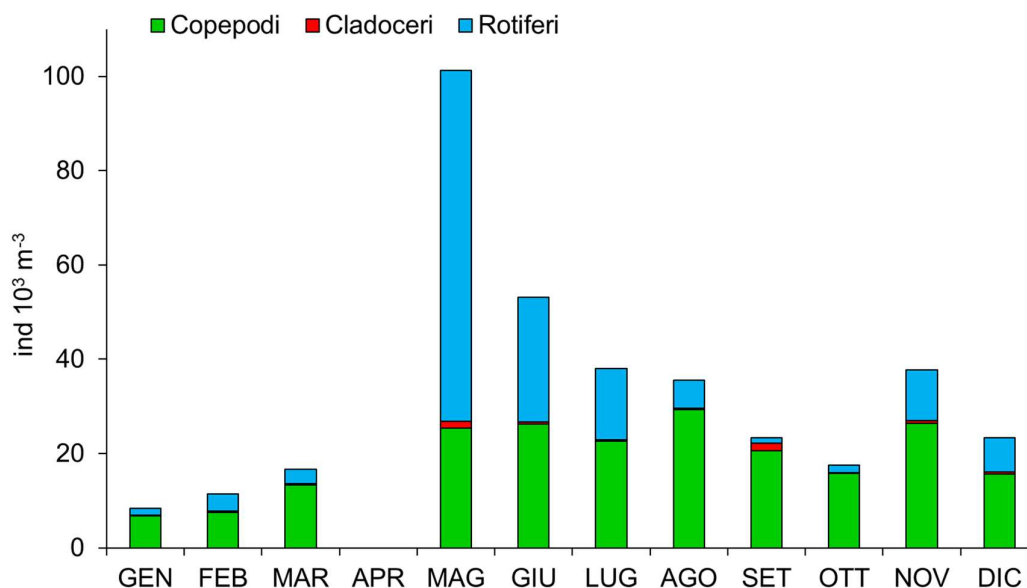


Fig. 5.1.1. Densità di popolazione dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 µm di luce nel corso del 2020 del Lago Maggiore.

Lo sviluppo numerico degli stadi immaturi dei copepodi (naupli + copepoditi) ha ricalcato le variazioni già descritte per il popolamento totale in quanto costituiscono la frazione numericamente più abbondante di questi crostacei (Fig. 5.1.2A e B). Sia per i ciclopidi che per i diaptomidi i valori minimi relativi alla densità numerica di naupli e copepoditi sono stati registrati nei primi due mesi dell'anno, mentre sono state osservate differenze fra le due componenti nella restante parte dell'anno. I diaptomidi hanno sostanzialmente dominato numericamente da marzo a dicembre. In particolare, sono stati registrati due picchi, il primo nel periodo giugno-agosto con valori compresi tra 14000 e 16800 ind m<sup>-3</sup>, il secondo a novembre, pari a 15000 ind m<sup>-3</sup> (Fig. 5.1.2B). I valori massimi di abbondanza numerica dei ciclopidi è perdurato un po' più a lungo, con un'espansione massima nel periodo maggio-settembre compresa nell'intervallo tra 8000 e 11500 ind m<sup>-3</sup> e un secondo picco a novembre (9500 ind m<sup>-3</sup>, Fig. 5.1.2A).

Tra i copepodi i taxa rinvenuti sono stati, per i ciclopidi, *Cyclops abyssorum* gr. e *Mesocyclops leukarti*, per i diaptomidi, *Eudiaptomus padanus* e *Mixodiaptomus laciniatus* (Fig. 5.1.2A e B). Come nel 2019 erano presenti in quantità apprezzabile, e anche superiore a *Cyclops abyssorum* gr., individui adulti di *Mesocyclops leukarti*, specie assente nei campioni del 2018 e presente nel 2017 solo a febbraio con pochi individui (Fig. 5.1.2A; Piscia et al. 2018, 2019, 2020). Per entrambi sono stati rilevati due picchi numerici della stessa entità (450 ind m<sup>-3</sup>), ma in mesi diversi, a marzo per *C. abyssorum* gr. e a novembre per *M. leukarti*. Per quanto riguarda gli organismi adulti dei diaptomidi,

come è stato osservato negli ultimi anni, *E. padanus* ha dominato numericamente (min = ca. 420 ind m<sup>-3</sup> a gennaio-febbraio, max = 2600 ind m<sup>-3</sup> a maggio) mentre il diaptomide di taglia maggiore (*Mixodiaptomus laciniatus*) era presente solo in 8 campioni su 12 e con pochi individui (min = ca. 9 ind m<sup>-3</sup> a febbraio, max = 200 ind m<sup>-3</sup> a gennaio; Piscia et al. 2019, 2020).

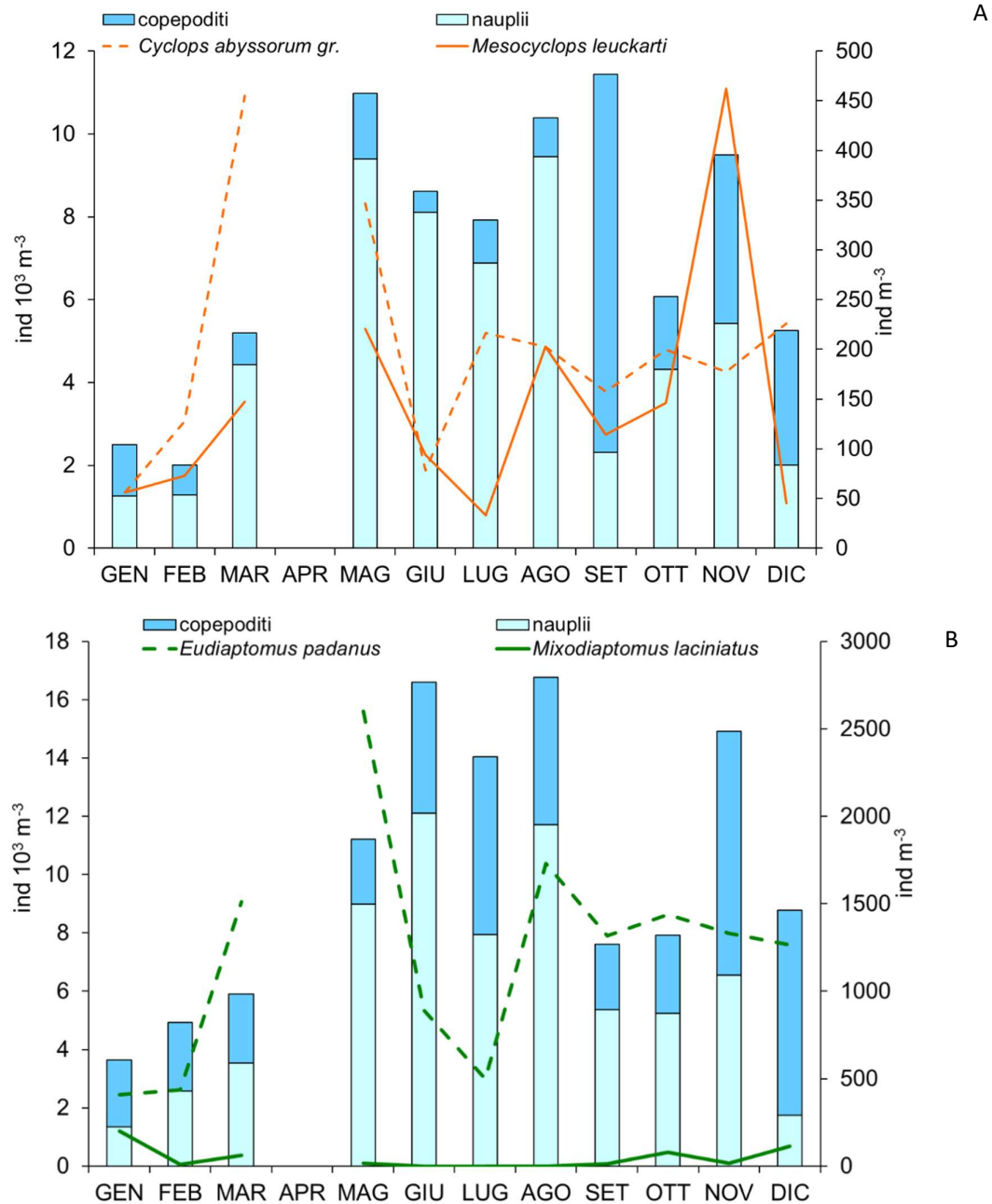


Fig. 5.1.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2020 nel Lago Maggiore (i valori delle linee e dei simboli vanno riferiti all'asse di destra).

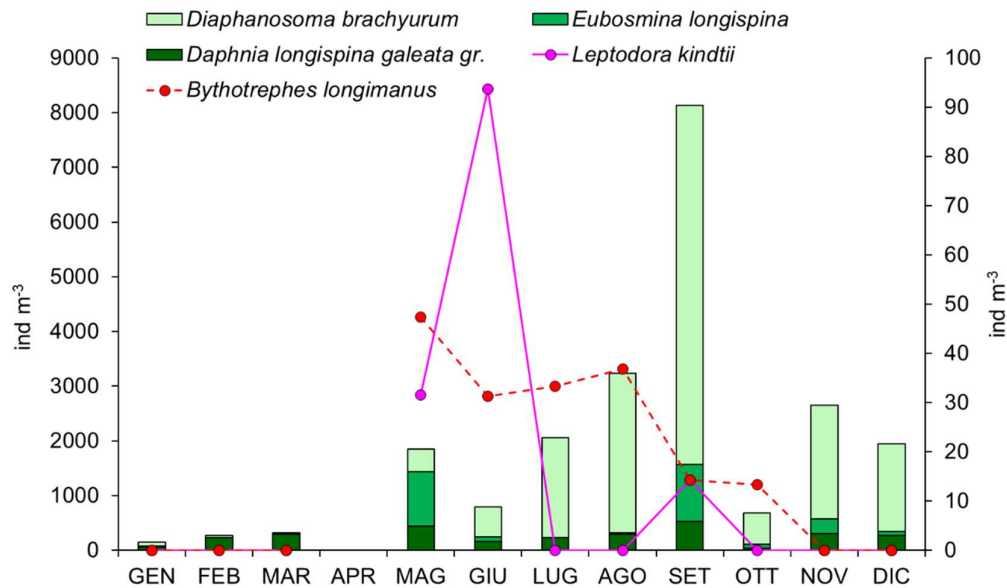


Fig. 5.1.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 µm di luce nel Lago Maggiore nel corso del 2020 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Piuttosto contenuto è stato lo sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri, con valori inferiori a 2000 ind m<sup>-3</sup>, nel periodo gennaio-giugno e nei mesi di ottobre e dicembre (Fig. 5.1.3). La massima densità numerica, pari a 8170 ind m<sup>-3</sup> è stata rilevata a settembre in coincidenza con il picco massimo di *Diaphanosoma brachyurum* (6570 ind m<sup>-3</sup>), organismo che predilige le acque calde e stratificate (Manca et al. 1990) che ha dominato numericamente da giugno a dicembre. I valori di densità numerica del filtratore non selettivo *Daphnia* sono risultati molto contenuti e compresi tra 40 e 300 ind m<sup>-3</sup>. È verosimile supporre che il mancato campionamento ad aprile e il tardivo campionamento a fine maggio non abbiano consentito di rilevare il consueto picco primaverile di espansione massima di questo organismo. Tra i consumatori primari anche *Eubosmina* è risultata presente in quantità apprezzabile solo in due occasioni, maggio e settembre, con valori simili dell'ordine di 1000 ind m<sup>-3</sup>. Nella parte centrale dell'anno, da maggio a ottobre, è stata osservata anche la fase di sviluppo numerico dei predatori *Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*. Il primo è stato rinvenuto solo in 3 campioni (maggio, giugno e settembre) con un picco a giugno pari a ca. 100 ind m<sup>-3</sup>. La presenza di *Bythotrephes* è, invece, perdurata più a lungo e in quantità pressoché costante (ca. 50 ind m<sup>-3</sup>, da maggio ad agosto).

I principali taxa che hanno costituito il popolamento a rotiferi nel corso del 2020 sono stati: *Asplanchna priodonta*, *Notholca acuminata-labis*, *Polyarthra* spp., *Kellicotia longispina*, *Keratella* spp., *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., *Filinia longiseta*, *Pompholyx* spp., *Euchlanis dilatata*, *Ploesoma* spp. e *Synchaeta* spp. (Fig. 5.1.4). La massima abbondanza numerica è stata rilevata a maggio (74400 ind m<sup>-3</sup>) sostanzialmente a carico di *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr. (49800 ind m<sup>-3</sup>) e *Keratella* spp. (16900 ind m<sup>-3</sup>), ma anche nei mesi di giugno, luglio e novembre il popolamento ha raggiunto valori considerevoli compresi tra 10820 e 28100 ind m<sup>-3</sup>. Valori bassi, inferiori ai 2000 ind m<sup>-3</sup> sono stati osservati a gennaio, settembre e ottobre.

Come per il 2019, il 2020 è stato caratterizzato da una cospicua presenza di taxa per campione, minima a settembre e a marzo (9 taxa), massima nel bimestre maggio-giugno (14 taxa) e con un valore medio per campione pari a 10 taxa.

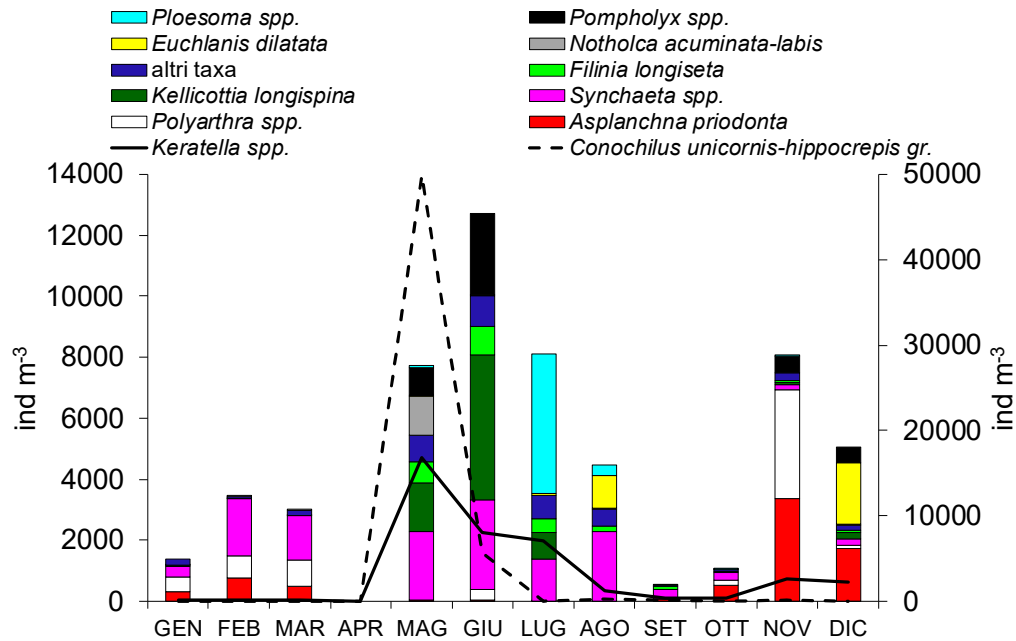


Fig. 5.1.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton pelagico prelevato con rete da 76  $\mu\text{m}$  di luce di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2020 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Il confronto tra il campione pelagico e quello litorale prelevati nel mese di settembre ha mostrato una densità di popolazione doppia nel campione di Fondotoce rispetto a quello pelagico, a carico dei cladoceri (Ghiffa = 8200 ind  $\text{m}^{-3}$ , Fondotoce = 19700 ind  $\text{m}^{-3}$ ) e dei rotiferi (Ghiffa = 1000 ind  $\text{m}^{-3}$ , Fondotoce = 8500 ind  $\text{m}^{-3}$ ) e in misura minore dei copepodi (Ghiffa = 20700 ind  $\text{m}^{-3}$ , Fondotoce = 28800 ind  $\text{m}^{-3}$ ; Fig. 5.1.5A). In particolare per questi ultimi, la maggior densità di popolazione della stazione litorale è stata determinata da una più cospicua presenza dei copepoditi dei diaptomidi (Fig. 5.1.5B e C). Inoltre nel campione di Fondotoce gli individui adulti sono stati identificati come appartenenti ad un singolo taxa sia per i ciclopidi che per i diaptomidi, nella fattispecie *Cyclops abyssorum* gr. e *Eudiaptomus padanus*, rispettivamente. Per quanto riguarda i cladoceri, la maggior abbondanza numerica che ha caratterizzato il campione litorale è risultata a carico dei consumatori primari, ovvero *Daphnia longispina-galeata* gr., *Diaphanosoma brachyurum* e *Eubosmina longispina*, ma anche la densità del popolamento dei grandi predatori *Bythotrephes* e *Leptodora* è risultata raddoppiata (Fig. 5.1.5D). Infine, le maggiori differenze sono state riscontrate nel popolamento a rotiferi. L'analisi microscopica ha rilevato nel campione litorale, oltre ad una più cospicua abbondanza numerica anche una minore diversità. Infatti, il campione litorale non solo è risultato caratterizzato dalla presenza di pochi taxa (5), ma anche dalla netta dominanza numerica (89%) di *Keratella* spp.

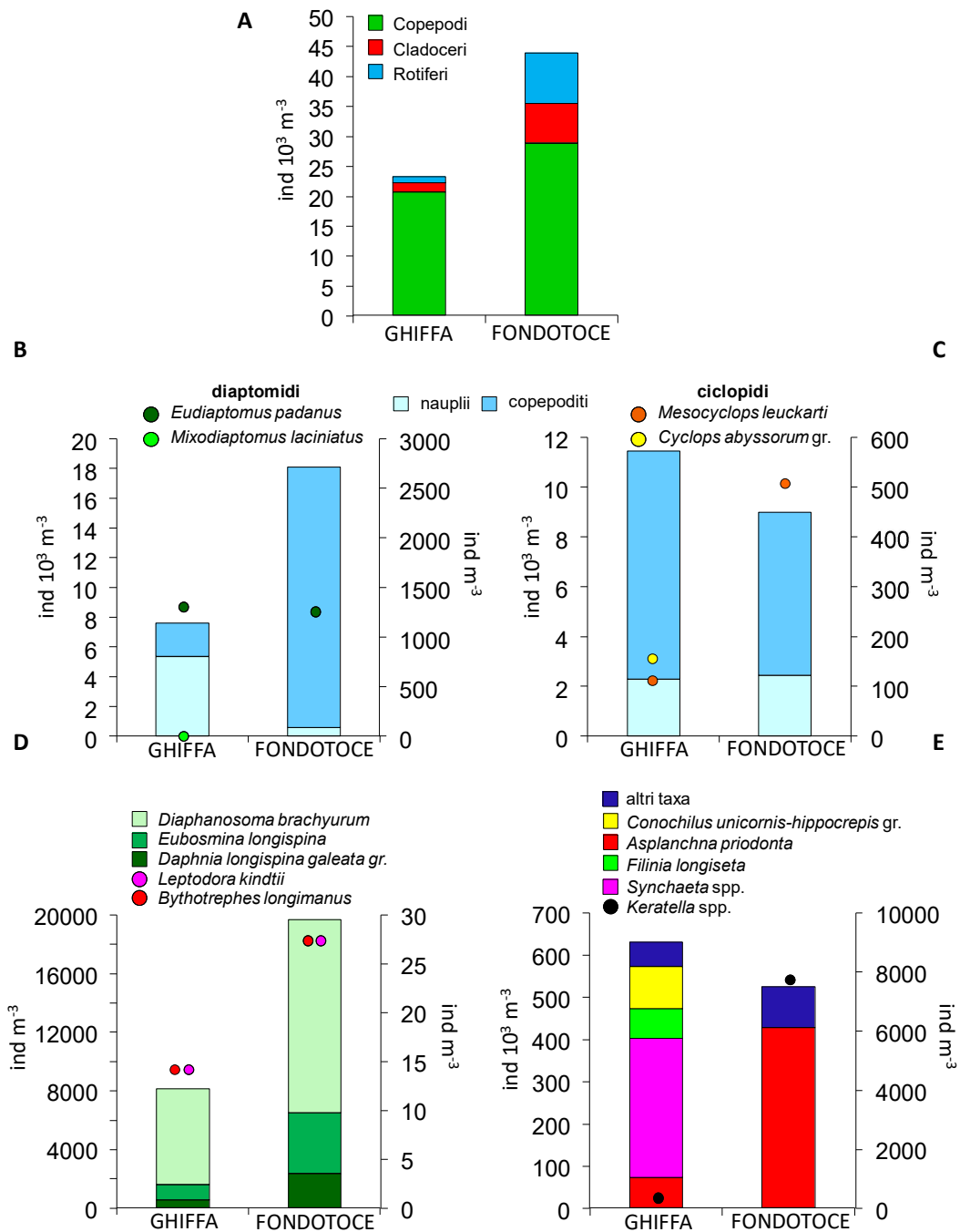


Fig. 5.1.5. Confronto tra la densità del popolamento costituente lo zooplancton di rete pelagico (Ghiffa) e quello litorale (Fondotoce) nel mese di settembre. **A:** popolamento totale; **B:** diaptomidi; **C:** ciclopidi; **D:** cladoceri; **E:** rotiferi. I valori dei simboli (○) vanno riferiti all'asse di destra.



## 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, secondo due differenti linee di ricerca. Da una parte abbiamo estratto il DNA da singoli individui, continuando e concludendo quanto iniziato nel triennio precedente, ovvero la creazione di una libreria di riferimento di sequenze di DNA di due comuni marcatori, chiamati COI e 18S, per i crostacei dello zooplancton pelagico del lago; riportiamo qui la continuazione di questo studio, con ulteriori dettagli aggiunti a quanto concluso già nel 2019. Dall'altra parte, abbiamo iniziato l'applicazione del metabarcoding dello zooplancton, estraendo il DNA da campioni non smistati, amplificando i due marcatori molecolari in modo massivo, e confrontando i dati ottenuti con i risultati delle indagini morfologiche; riportiamo qui i primi risultati relativi all'utilizzo del metabarcoding nel Lago Maggiore.

Per il **barcoding**, gli animali sono stati isolati, conservati in etanolo, poi sciacquati in acqua distillata prima dell'estrazione del DNA, che è avvenuta mediante protocolli ottimizzati per piccoli invertebrati acquatici (Tang et al., 2014). Ci siamo focalizzati sull'aggiunta di dati per due marcatori molecolari: 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/>); un frammento della subunità ribosomale nucleare corta (SSU, Small SubUnit), nota come 18S. Per tutte le specie di crostacei planctonici note nel lago le librerie di riferimento sono state completate nel 2019. Lo scopo del lavoro nel 2020 è stato quello di aggiungere ulteriori potenziali specie, presenti nelle zone litorali o in raccolte d'acqua lungo le rive del lago, il cui DNA potrebbe entrare nel lago come DNA ambientale e le cui tracce potrebbero essere rinvenute usando tecniche di metabarcoding.

Le ricerche effettuate con campionamenti dalla barca lungo le zone litorali non hanno permesso di rinvenire ulteriori specie di crostacei cladoceri e copepodi planctonici: sono state rinvenute solo le specie già note e già sequenziate al 2019, raccolte nella colonna d'acqua corrispondente alle zone profonde del lago. Le ricerche effettuate nelle raccolte d'acqua intorno al lago hanno invece permesso di raccogliere due ulteriori specie, *Simocephalus vetulus* e *Polyphemus pediculus*. Per la prima specie, *S. vetulus*, la sequenza di COI è stata ottenuta con successo e depositata in GenBank con numero di accesso MT852954, mentre per la seconda, *P. pediculus*, non siamo riusciti ad ottenere sequenze. Per entrambe le specie esistono ulteriori sequenze in GenBank e l'identificazione della loro eventuale presenza in risultati di sequenziamento massivo con metabarcoding non dovrebbe risultare problematica, grazie alla loro presenza in banche dati generali, anche se non in quelle locali.

Per il **metabarcoding**, i campioni di zooplancton raccolti senza selezione ed estrazione degli organismi sono stati sciacquati e concentrati utilizzando filtri da 32 micron e poi preservati in un tampone liquido prima dell'estrazione del DNA, che è avvenuta mediante protocolli ottimizzati per DNA ambientale (Martínez et al., 2020). Per il sequenziamento massivo, abbiamo usato gli stessi due marcatori molecolari del barcoding: un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), e un frammento della subunità ribosomale nucleare corta (SSU, Small SubUnit), nota come 18S, ma che amplificassero una regione più corta. I campioni di DNA sono stati spediti per il sequenziamento massivo, e migliaia di sequenze sono state ottenute per ogni campione.

Le successive analisi bioinformatiche sono state focalizzate a: ripulire le sequenze da potenziali errori o problemi tecnici e poi rimuovere minimi errori in modo da produrre sequenze uniche attendibili chiamate zOTU, ovvero zero-radius Operative Taxonomic Unit, che hanno costituito le basi delle analisi successive. Dopo questa prima fase, effettuata con le pipeline di UPARSE e USEARCH (Edgar, 2010, 2013) e con ulteriori aggiustamenti secondo le modalità suggerite da Edgar & Flyvbjerg (2015), come in Martínez et al. (2020), le analisi successive sono state rivolte all'identificazione tassonomica delle sequenze, in modo da concentrarsi solo sulle specie target, ovvero i crostacei. L'identificazione delle sequenze è stata effettuata mediante un confronto preliminare con i database generali di GenBank per identificare i gruppi principali, e poi, per i crostacei, in maniera esaustiva mediante un confronto con le sequenze delle librerie di riferimento locali del Lago Maggiore, costruite negli anni precedenti del progetto. Tutte le sequenze sono state inserite in un allineamento con una sequenza per specie delle librerie di riferimento locali, costruendo poi un albero filogenetico mediante l'approccio neighbour joining, NJ.

I risultati del metabarcoding con 18S sono stati deludenti: la maggior parte delle migliaia delle sequenze ottenute si sono rivelate essere di ciliati o altri eucarioti unicellulari con pochissime sequenze relative ai crostacei. Il metodo usato e la scelta dei primer si sono rivelati fallimentari per lo zooplankton, ma potrebbero essere interessanti per argomenti di ricerca relativi a ciliati e ad altri eucarioti unicellulari, pochissimo studiati al momento nel Lago Maggiore. Una soluzione alternativa per il metabarcoding dello zooplankton con 18S potrebbe essere quella di utilizzare primer diversi per lo stesso marcatore molecolare per provare a risolvere il problema, oppure abbandonare l'idea di usare il 18S per il metabarcoding dello zooplankton del lago e concentrarsi solo su COI.

I risultati del metabarcoding con COI sono stati, al contrario, molto positivi, anche se qualche ulteriore aggiustamento potrebbe migliorarne l'efficacia. La maggior parte delle sequenze ottenute si sono rivelate essere attendibili biologicamente (ad esempio, senza segnale di codoni di stop nella traduzione degli amminoacidi, senza presenza di indels, ecc.) e sono state attribuite per la maggior parte a crostacei e rotiferi (Figura 5.2.1).

Per le specie di crostacei cladoceri, delle specie note e sequenziate nel lago, il complesso di specie *Daphnia galeata* e *Daphnia longispina* (zotus intorno a DLA1 e DLW2 segnate in giallo in Figura 5.2.1), *Leptodora kindtii* (LKA1 in giallo) e *Bythotrephes longimanus* (BLA1 in giallo) sono state identificate senza ambiguità (Figura 5.2.1), mentre non sono state rinvenute sequenze relative alle altre due specie presenti e precedentemente sequenziate, *Eubosmina longispina* (nessuna zotu relativa a ELA1) e *Diaphanosoma brachyurum* (DBA1 in giallo) (Figura 5.2.1). Tale assenza non è relativa ad una loro potenziale assenza dai campioni, dato che i sottocampioni degli stessi prelievi utilizzati per le analisi morfologiche hanno rivelato che le due specie fossero presenti e in alcuni casi anche abbondanti. Per una delle due specie, un ulteriore controllo di dettaglio dei primer utilizzati ha rivelato che un nucleotide non corrispondeva esattamente e le analisi in programma per l'anno successivo del triennio utilizzeranno dei nuovi primer volti ad ottimizzare anche la potenziale inclusione di questa specie. Nel caso i nuovi primer risultassero efficaci nella rilevazione di tutte le specie di cladoceri presenti, si potrebbe poi procedere ad un confronto dei dati molecolari con i dati morfologici per le stime di abbondanza, al momento non ancora realizzabili a causa della mancanza di due specie dai risultati del monitoraggio molecolare con metabarcoding.

Per le specie di crostacei copepodi, delle specie note e sequenziate nel lago, tra i ciclopoidi, *Mesocyclops leuckarti* (zotus intorno a Mele\_A5 in Figura 5.2.1) è stato trovato, così come *Cyclops abyssorum* (CA\_N4), confermando la grande diversità genetica di questa specie con zotus distanti tra loro (Figura 5.2.1) e forse suggerendo la presenza di altre specie dello stesso genere. Ulteriori lavori di analisi tassonomiche nel Lago Maggiore sarebbero auspicabili per questa specie. Tra i diaptomidi, i due gruppi genetici di *Eudiaptomus padanus* sono stati trovati (zotus relative a EP\_A1 e a EP\_M6), con un'elevata diversità genetica visibile per uno dei due gruppi; anche per questa specie ulteriori ricerche tassonomiche potrebbero rivelare nuove specie. Invece, nessuna sequenza ascrivibile a *Mixodiaptomus laciniatus* (Mila\_N1) è stata rinvenuta con il metabarcoding, malgrado la presenza della specie nei sottocampioni degli stessi prelievi utilizzati per le analisi morfologiche. Per riuscire a rilevare questa specie nel metabarcoding mancante l'utilizzo di nuovi primer potrebbe rivelarsi utile, seguendo l'esempio di quanto ci si propone di fare per i cladoceri nelle attività programmate per il 2021.

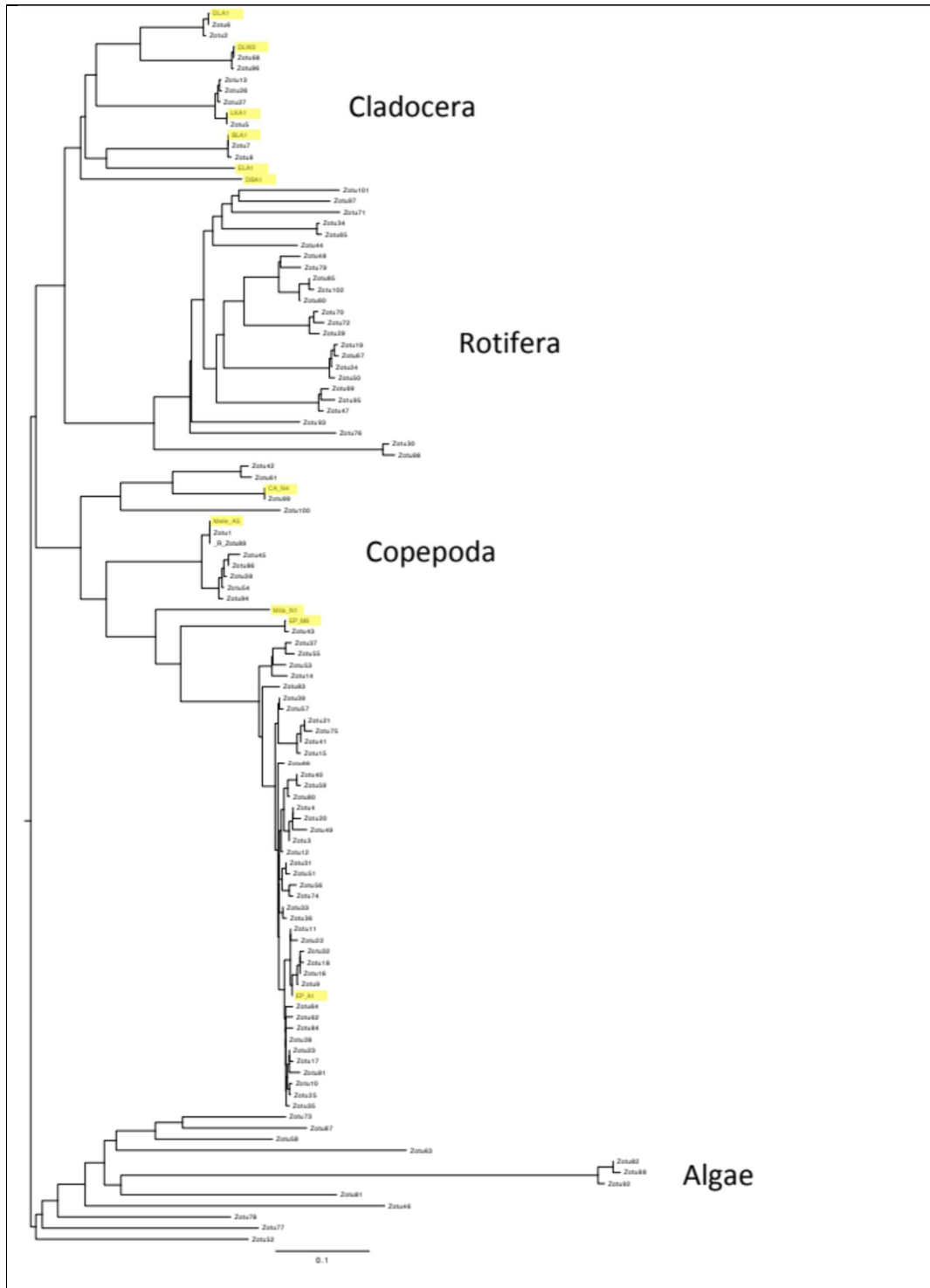


Figura 5.2.1: Albero di massima neighbour joining (NJ) dalle sequenze ottenute con sequenziamento massivo di COI dal Lago Maggiore, chiamate Zotu, in aggiunta a sequenze delle librerie di riferimento, evidenziate in giallo. Sono riportati i gruppi principali di assegnazione tassonomica (Algae, Cladocera, Copepoda, Rotifera) come rivelati da confronti con GenBank

## Bibliografia

- Edgar, R. C. & Flyvbjerg, H., 2015. Error filtering, pair assembly and error correction for next-generation sequencing reads. *Bioinformatics* 31, 3476–3482.
- Edgar, R. C., 2010. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. *Bioinformatics* 26, 2460–2461.
- Edgar, R. C., 2013. UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads. *Nat. Meth.* 10, 996.
- Manca, M., G. Giussani & R. de Bernardi. 1990. Dinamica di popolazione e distribuzione verticale di cladoceri planctonici del Lago Maggiore in relazione a parametri ambientali. *Atti VIII Congr. A.I.O.L.*: 511-520.
- Martínez A., Eckert E.M., Artois T., Careddu G., Casu M., Curini-Galletti M., Gobert S., Ivanenko V.N., Jondelius U., Marzano M., Pesole G., Zanello A., Todaro M.A. & Fontaneto D., 2020. Human access impacts biodiversity of microscopic animals in sandy beaches. *Communications Biology* 3:175.
- Piscia R., Arpaia A., Fontaneto D., Manca M. 2017. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2016. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 70-81.
- Piscia R., Arpaia A., Fontaneto D., Manca M. 2019. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: 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: 60-76.
- Piscia R., Arpaia A., Manca M., Fontaneto D., Eckert E.M. 2018. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: C.N.R.-I.S.E. 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.): 65-91.
- Tang, C. Q., F. Leasi, U. Obertegger, A. Kieneke, T.G. Barraclough & D. Fontaneto. 2012. The widely used small subunit 18S rDNA molecule greatly underestimates true diversity in biodiversity surveys of the meiofauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 16208-16212.

## 6. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI

*Cristiana Callieri, Raffaella Sabatino, Andrea Di Cesare, Roberto Bertoni, Evelina Crippa, Ester Eckert*

### 6.1. TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

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. Lo studio della sua dinamica spazio-temporale è perciò anche molto utile per comparare la stazione di Ghiffa di massima profondità e storicamente utilizzata in tutte le campagne per lo studio a lungo termine dei parametri limnologici con quella di Pallanza, sita nel Bacino Borromeo e che risente dell'afflusso del fiume Toce e dell'apporto antropogenico dei comuni presenti lungo il suo corso.

**Metodi** - La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è stata valutata analiticamente su 12 campioni di acqua di lago prelevati con frequenza mensile a 8 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 e 350 m) nella stazione di massima profondità (Ghiffa) e a 7 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50 e 100 m) nella stazione di Pallanza sita nel Bacino Borromeo, scelte in modo da ottenere un profilo di questa variabile lungo la colonna d'acqua. Nei due siti di campionamento venivano anche prelevati due campioni 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 campione veniva poi prefiltrato su rete da plancton da 126  $\mu\text{m}$  per eliminare lo zooplancton filtratore e successivamente analizzati. Come in passato anche nel 2020 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH, dotato di auto campionatore) nel giorno stesso del prelievo o in quello successivo.

**Risultati** - Osservando le mappe della concentrazione di TOC nel 2020 si osserva una distribuzione stagionale molto diversa rispetto al 2019. Le concentrazioni più elevate si riscontrano a Pallanza con il valore massimo di 1729  $\mu\text{g C L}^{-1}$  misurato il 19 maggio 2020 a 10 m. Anche successivamente, in luglio ed agosto, ci sono dei picchi di concentrazione a 5 m (3 agosto 1674  $\mu\text{g C L}^{-1}$ ) (Fig. 6.1). Le concentrazioni di TOC a Ghiffa sono inferiori rispetto a Pallanza ed il valore massimo viene raggiunto il 3 agosto a 5 m (1632  $\mu\text{g C L}^{-1}$ ). Dalle mappe di distribuzione fino ai 100 m (Fig. 6.1 pannelli inferiori) si osserva però che a Ghiffa, al disotto dei 40 m, le concentrazioni di TOC sono più elevate rispetto a Pallanza. A Ghiffa, nei momenti di picco di abbondanza di TOC (in maggio e settembre) anche in profondità intorno ai 200 m si riscontrano concentrazioni intorno al milligrammo litro.

Nella stazione di Ghiffa si osservano in maggio e in settembre due picchi di concentrazione negli strati più superficiali che comunque arrivano ad interessare tutta la colonna. Lo stesso andamento si ritrova a Pallanza ma con i due picchi più ravvicinati: in maggio e in luglio/agosto.

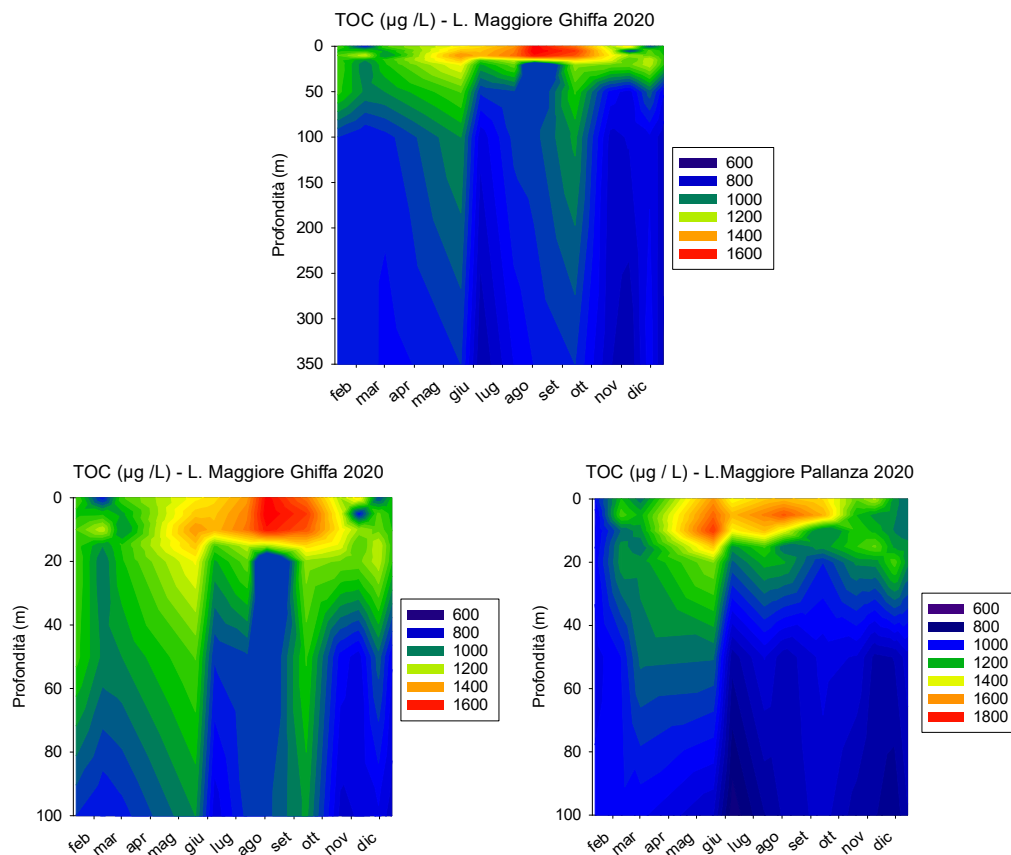


Fig. 6.1. Mappa della concentrazione di TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2020.

## 6.2. TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

Le particelle trasparenti esopolimeriche (TEP) sono microgel organici presenti in un continuum dimensionale in tutti i sistemi acquatici (Passow, 2002). Queste particelle sono immerse in microgel adesivi e sono composte principalmente da mucopolisaccaridi acidi. Sono associate ad essudati algali e a muco batterico, da essi direttamente rilasciati, o derivati da rivestimenti cellulari gelatinosi o formati da precursori di polimeri organici (Bar-Zeev et al., 2012).

Lo studio quantitativo del TEP nel Lago Maggiore lungo il profilo verticale e nelle diverse fasi stagionali ha dato indicazioni utili sulle sostanze polimeriche extracellulari di natura glucidica che, rilasciate nell'ambiente dalle alghe, tendono a costituire aggregati e a formare mucillagini e/o schiume anche in occasione di fioriture algali (Callieri et al., 2017). Il confronto fra le due stazioni di Ghiffa e Pallanza si rivela utile per analizzare la storica stazione di Ghiffa (massima profondità) e quella di Pallanza (sita nel Bacino Borromeo) con profondità più ridotte e con apporti dal fiume Toce.

**Metodi** - I campioni sono stati prelevati assieme e nello stesso modo del TOC, (vedi paragrafo 6.1) a Ghiffa a 8 profondità: 0, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 350 m e Pallanza a 7 profondità 0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 m, ma con frequenza bimensile quindi per un totale di

6 prelievi, scegliendo i mesi di produzione del TEP quindi escludendo i mesi invernali. Inoltre si è analizzato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona epilimnetica. Questi due ultimi campioni sono stati prefiltrati attraverso una rete da 126  $\mu\text{m}$  come per le analisi del TOC. La metodica utilizzata è stata quella descritta da Passow e Alldredge (1995) con la quale il TEP è colorato con alcian blu, un colorante cationico idrofilo che si lega ai lipopolisaccaridi. La concentrazione di TEP viene poi misurata come assorbanza a 787 nm in una cuvetta di 1 cm utilizzando una curva di calibrazione con gomma xantano ed espressa come gomma xantano (GX) equivalenti per litro ( $\mu\text{gGXeq L}^{-1}$ ). Per poter fare una comparazione delle concentrazioni di TEP e TOC è necessario trasformare l'unità di misura del TEP da gomma xantano equivalenti in carbonio. Si è usato il fattore di conversione di 0.63 (Engel e Passow, 2001), come descritto in dettaglio in Callieri et al. (2017). 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).

**Risultati** - Nella figura 6.2 sono riportate le mappe di distribuzione spaziotemporale del TEP nelle due stazioni pelagiche di Ghiffa e Pallanza di due diversi bacini. Il pannello superiore della figura mostra le concentrazioni di TEP nella stazione di Ghiffa misurate fino alla massima profondità di 350 m. Nei pannelli inferiori della figura 6.2 sono messe a confronto le due stazioni fino a 100 m per osservare meglio le variazioni della concentrazione di TEP nella zona trofogenica dove si riscontrano le più alte concentrazioni. I valori più elevati del TEP si misurano in settembre in superficie, a Ghiffa 3.07 mg C L<sup>-1</sup> e a Pallanza 2.8 mg C L<sup>-1</sup>.

A differenza del 2019, nel 2020 si nota che la distribuzione del TEP è diversa nelle due stazioni di Ghiffa e Pallanza. In luglio, infatti, a Ghiffa ci sono già alte concentrazioni a cominciare dalla superficie e con estensione anche agli strati più profondi. Anche in agosto a Ghiffa ci sono valori elevati non ritrovati a Pallanza.

A differenza del 2019, nel 2020 non ci sono stati episodi rilevanti di schiume anche se la concentrazione del TEP è stata molto elevata. Una possibile spiegazione potrebbe essere che il TEP prodotto possa essere più che di origine algale, come negli altri anni, dovuto allo zooplankton e all'attività di grazing che in questi mesi causa una decisa diminuzione della biomassa algale e della clorofilla nonché dei picocianobatteri.

Nell'ipolimnio profondo (Ghiffa 350 m) il TEP 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.

Nella tabella 6.1 sono riportati i dati ottenuti dall'analisi dei campioni integrati 0-20 m e filtrati su 126  $\mu\text{m}$  dove il TEP è stato convertito in unità di carbonio. Come si vede nella tabella, la concentrazione del TEP nel 2020 ha subito un incremento significativo in settembre, come avvenuto nel 2019, rappresentando un massimo del 67% del TOC totale a Ghiffa e del 45% a Pallanza. Questa percentuale è quindi passata dal 10% del 2017 a questi valori molto elevati, confermando un trend verso l'aumento di questa frazione del TOC. I valori più alti si sono misurati a Ghiffa in settembre come nell'anno successivo ma con concentrazioni più elevate: si è infatti passati da 681  $\mu\text{g C L}^{-1}$  nel 2019 a 890  $\mu\text{g C L}^{-1}$  nel 2020.



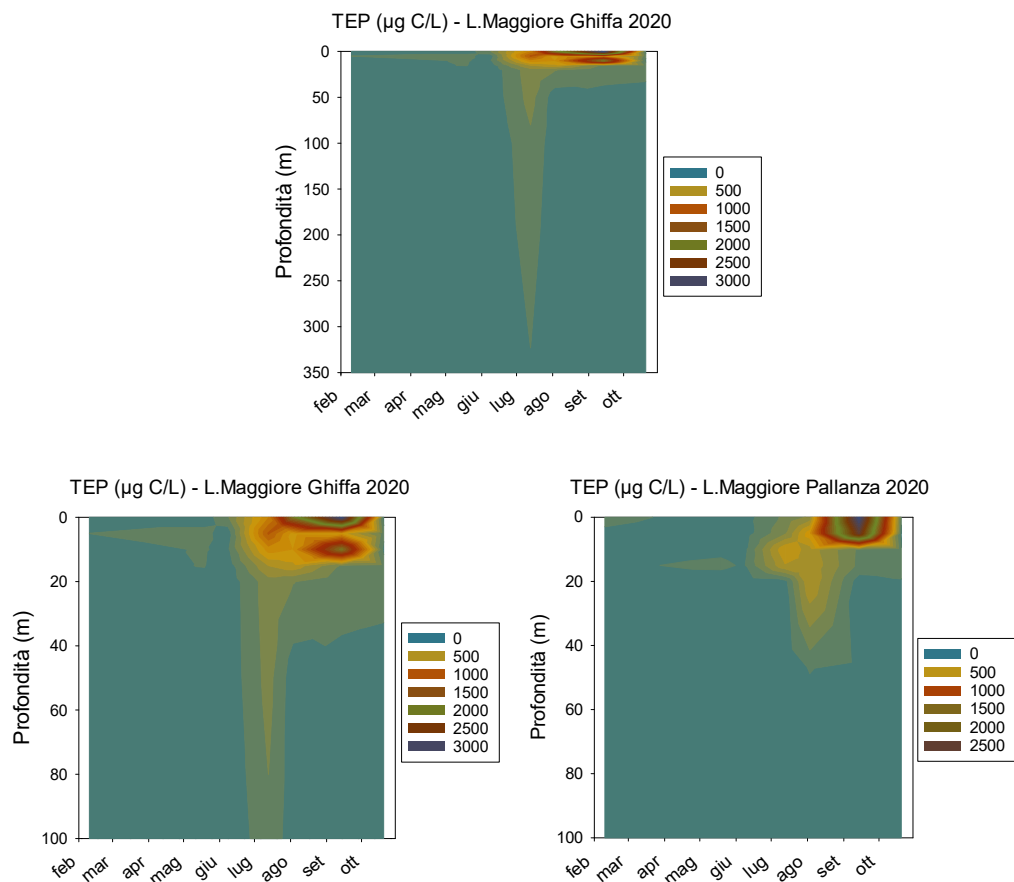


Fig. 6.2. Mappa della concentrazione di TEP (Transparent Exopolymeric Particles in unità di carbonio) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore nel corso del 2020.

Tabella 6.1. Concentrazioni di TEP e TOC ( $\mu\text{g C L}^{-1}$ ) e % di TEP nella zona Eufotica (campione integrato 0-20 m e prefiltrato su  $126 \mu\text{m}$ ) della stazione di Ghiffa e di Pallanza del Lago Maggiore, nel 2020.

0-20 m			
	TEP	TOC	%TEP
<b>Ghiffa</b>			
10/02/2020	63	1044	6.0
19/05/2020	52	1300	4.0
8/06/2020	58	1213	4.8
13/07/2020	440	1313	33.5
3/08/2020	581	1473	39.4
14/09/2020	890	1321	67.4
20/10/2020	78	1218	6.4
<b>Pallanza</b>			
10/02/2020	33	1135	2.9
19/05/2020	104	1322	7.9
8/06/2020	74	1283	5.7
13/07/2020	413	1373	30.0
3/08/2020	657	1470	44.7
14/09/2020	206	1361	15.1
20/10/2020	97	1157	8.3

### 6.3. Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

I picocianobatteri (cianobatteri di circa 2µm) sono rappresentati principalmente dal genere *Synechococcus* (Callieri et al., 2013) e costituiscono la componente autotrofa del picoplancton assieme ai picoeucarioti (Callieri, 2017). Oltre alla clorofilla il *Synechococcus* possiede, come altri cianobatteri, pigmenti antenna che gli permettono di captare la luce a diverse lunghezze d'onda. Nelle acque dolci le principali ficobiliproteine sono la ficoeritrina (PE) e la ficocianina (PC). 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.

**Metodi** – I campioni per il conteggio del picoplancton e la misura della clorofilla-a sono prelevati nelle due stazioni con frequenza mensile. A Ghiffa si preleva il campione a 8 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 e 350 m) e a Pallanza a 7 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50 e 100 m). Inoltre in entrambe le stazioni viene anche prelevato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona eufotica. Questi due ultimi campioni vengono prefiltrati attraverso una rete da 126 µm come per le analisi del TOC.

I campioni per il conteggio dei picocianobatteri vengono immediatamente fissati con formaldeide (1% sol. finale) e mantenuti a 4°C per 1-2 giorni, mentre quelli per la misura della concentrazione di clorofilla vengono trasferiti in fiale da 20 ml e mantenuti in luogo fresco al buio e processati immediatamente.

**I picocianobatteri** sono contati con un citometro a flusso Accuri C6 (Becton Dickinson, Oxford, UK) dotato di un laser blu a stato solido da 20 mW 488 nm e di un diodo laser rosso da 14,7 mW 640 nm. Oltre al forward e al side scatter (FSC e SSC) si sono usate fluorescenza verde (FL1 canale = 533/30 nm), fluorescenza arancione (FL2 canale = 585/40 nm), e fluorescenza rossa (FL3 canale >670 nm e FL4 canale 675/25) (Callieri et al., 2016). Il dato qui riportato si riferisce ai picocianobatteri totali (PE+PC).

**La clorofilla-a** viene misurata con un fluorimetro PhytoPAM (Pulse Amplitude Modulated) che ci permette di avere immediatamente la misura di concentrazione di clorofilla e divide in 3 gruppi il segnale: fluorescenza dovuta principalmente alle alghe blu (cianobatteri), alle alghe verdi (cloroficee) e alle alghe marroni (diatomee). Inoltre, per ogni campione, viene misurata anche l'efficienza fotosintetica che è la misura della quantità di energia luminosa che passa attraverso il fotosistema II (PSII) e che viene utilizzata per effettuare la fotosintesi.

Nei campioni adattati al buio, la fluorescenza misurata prima dell'impulso di saturazione è  $F_0$  e la fluorescenza massima misurata dopo l'impulso è  $F_m$ . Il rapporto tra la fluorescenza massima variabile ( $F_v = F_m - F_0$ ) e il rendimento massimo ( $F_m$ ) fornisce la misura dell'efficienza massima di conversione quantistica del PSII ed è noto come rapporto  $F_v / F_m$  (Genty et al., 1989). Tale rapporto è un indicatore dello stato fisiologico del fitoplancton. Tuttavia questo rapporto è in qualche modo caratteristico di determinati gruppi algali.

**Risultati** – **Le dinamica annuale dei picocianobatteri** è presentata nella figura 6.3 dove sono riportate le mappe spazio-temporali del numero di picocianobatteri nella stazione di Ghiffa e di Pallanza. La dinamica di questi cianobatteri a cellula singola principalmente dal genere *Synechococcus*, nel 2020 si è discostata dagli andamenti

osservati nei precedenti anni. Infatti da molti anni non compariva un alto picco primaverile come si è osservato in aprile/maggio 2020 sia a Ghiffa che a Pallanza.

A Ghiffa si raggiunge il valore più elevato di  $542 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$  a 10 m il 19 maggio, mentre a Pallanza nella stessa data è di  $319 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$ . A partire dai 40-50 m fino agli strati più profondi si hanno 1000/2000  $\text{cell ml}^{-1}$ . Bisogna ricordare che pur essendo le acque del Lago Maggiore abbastanza trasparenti tuttavia la luce arriva fino al massimo a 20 m (1% della radiazione di superficie). Dunque questi cianobatteri possono sopravvivere, anche se in numeri bassi, anche in queste condizioni proibitive per gli organismi autotrofi. La presenza del *Synechococcus* in profondità è stata già osservata in ambienti anche più ostili come il meromittico Mar Nero (Callieri et al., 2019; Di Cesare et al., 2020).

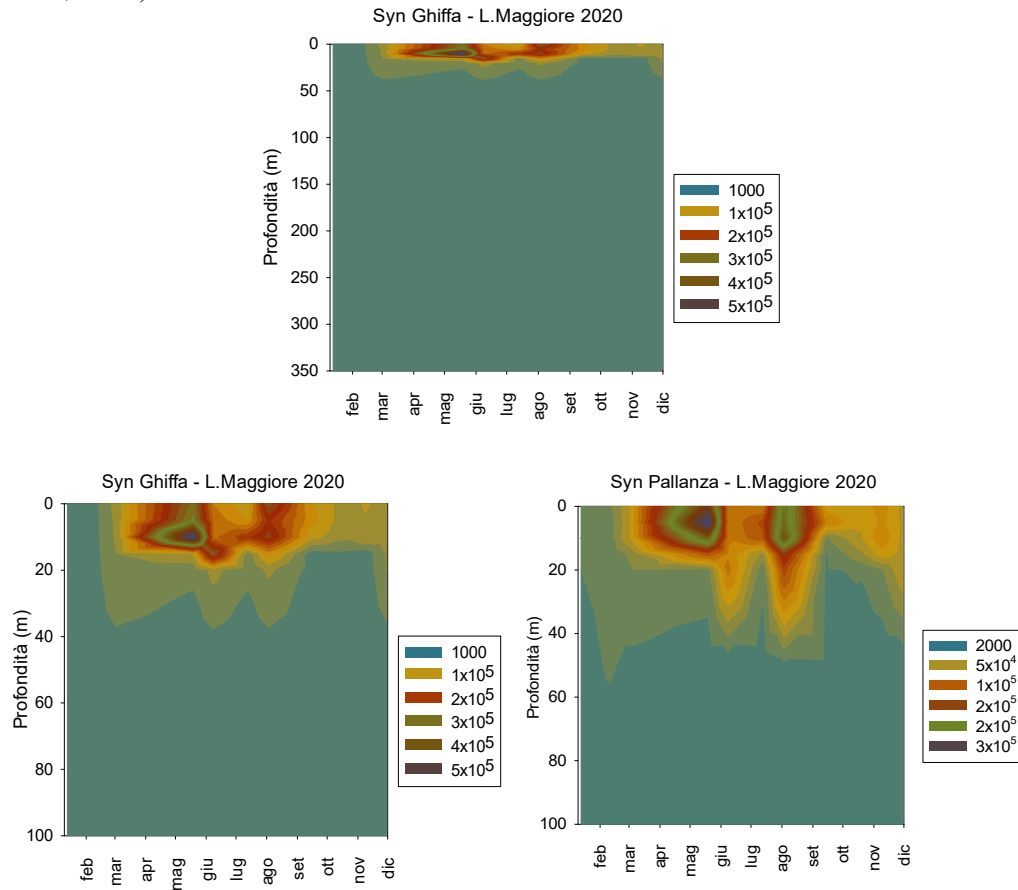


Fig. 6.3. Mappa del numero di picocianobatteri principalmente del genere *Synechococcus* ( $\text{cell ml}^{-1}$ ) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2020.

L'altra anomalia nella dinamica dei picocianobatteri nel 2020 è stata l'assenza del picco tardo/estivo-autunnale (agosto-settembre), periodo nel quale tipicamente nel Lago Maggiore si sviluppa un ingente popolamento non soltanto a cellule singole ma anche a microcolonie e specie coloniali come *Aphanocapsa*, *Aphanothece* e *Cyanodictyon* (Callieri, 2010). Si potrebbe ipotizzare un evento di grazing a spese dei piccoli cianobatteri da parte di alghe mixotrofe quali i dinoflagellati *Ceratium hirundinella* e *Gymnodinium* spp. già precedentemente osservato (Callieri et al., 2002; Callieri et al.,

2006). Inoltre l'aumento del numero di cladoceri in settembre potrebbe essere responsabile dell'ulteriore attività di grazing anche a scapito di alghe più grandi, che ha portato ad una drastica diminuzione della clorofilla e della biomassa algale. Tale attività di grazing potrebbe essere la responsabile dell'aumento del TEP che osserviamo a partire da metà agosto a ottobre e che non corrisponde ad aumenti di clorofilla e di picocianobatteri ma piuttosto ad un loro rapido declino. Sappiamo infatti che il TEP oltre ad essere prodotto dalle alghe può anche essere prodotto dallo zooplancton che può essudare polimeri simili a quelli algali anche se di maggiori dimensioni (Alldredge e Silver, 1988; Prieto et al., 2001). La presenza, in settembre, di un TEP ad alte concentrazioni ma di composizione/dimensione diversa da quello prodotto dal fitoplancton potrebbe spiegare l'assenza di schiume sulla superficie del lago in quel periodo.

**La concentrazione di clorofilla-a** ha presentato tre picchi di concentrazione nel 2020 sia a Ghiffa che a Pallanza. Un primo picco nei primi metri in marzo con concentrazioni intorno ai  $4-5 \mu\text{g L}^{-1}$ , un picco intorno ai 10 m in luglio con concentrazioni di  $9 \mu\text{g L}^{-1}$  a Ghiffa e di  $7.2 \mu\text{g L}^{-1}$  a Pallanza. Si assiste poi ad una diminuzione della concentrazione di clorofilla in settembre ed ottobre mentre in novembre si è osservato un terzo picco, evidente soprattutto a Pallanza, con concentrazioni di  $3 \mu\text{g L}^{-1}$ .

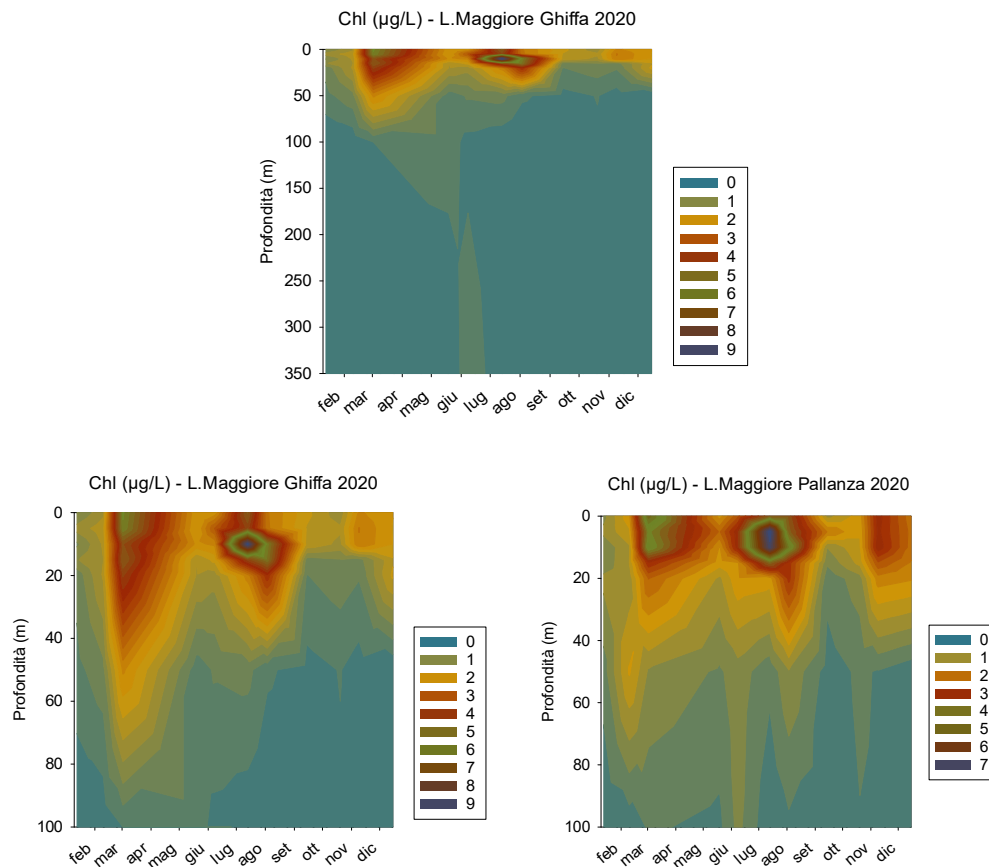


Fig. 6.4. Mappa della concentrazione di clorofilla-a (Chl,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2020.

E' importante notare che i bassi valori di clorofilla in settembre ed ottobre rispecchiano la diminuzione della biomassa algale (vedi Capitolo 4, Fig. 4.2) e il contemporaneo aumento del numero di cladoceri (vedi Capitolo 5, fig. 5.1.3), possibili responsabili della diminuzione del fitoplancton. Inoltre a cominciare da ottobre e anche durante il picco invernale della clorofilla si nota la presenza di alghe mixotrofe come le Criptoficee che con *Plagioselmis nannoplanctica* (precedentemente nota come *Rhodomonas minuta*) e con *Cryptomonas* spp. sono presenti anche nei periodi freddi.

**I valori di efficienza fotosintetica** del fotosistema II (PSII) espressi come Fv/Fm sono mostrati in figura 6.5. Il valore di questo rapporto nel corso dell'anno e a diverse profondità, varia da 0.08 a 0.86 ed è anche molto dipendente dai gruppi algali dominanti in lago. Come si vede dalla figura 6.5 i valori più alti di Fv/Fm sono quelli del gruppo delle alghe marroni (Brown) che include Diatomee, Dinoficee e Crisoficee. C'è poi il gruppo delle alghe verdi (Green) che include Cloroficee e Prasinoficee ed il gruppo dei cianobatteri (Blue-Green) che include picocianobatteri e coloniali crococcoidi, e filamentose, tutte con diversi pigmenti accessori. Valori elevati di efficienza fotosintetica sono stati misurati soprattutto negli strati più superficiali. Tuttavia si notano valori relativamente alti, anche se più raramente anche a negli strati dei 50 e 100 m, soprattutto per i cianobatteri, ad indicare che alcuni organismi fotosintetici possono sopravvivere ed essere attivi anche in strati afotici, almeno per un certo periodo di tempo.

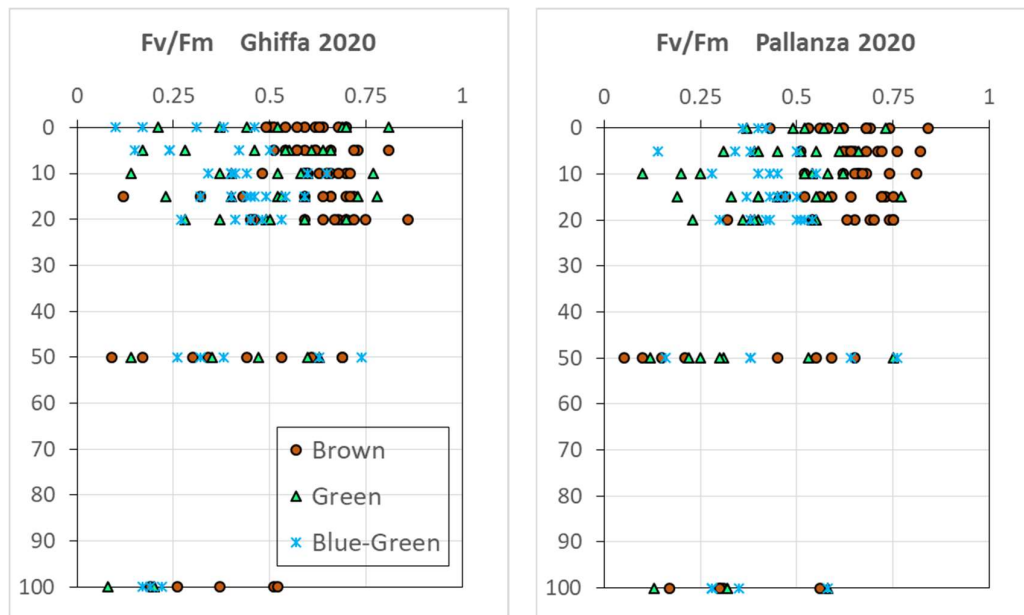


Fig. 6.5. Valori di efficienza fotosintetica del fotosistema due (PSII) espressi come Fv/Fm nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m misurati nel corso del 2020.

#### 6.4. Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza

Come si è specificato nella descrizione del campionamento, accanto ai campioni prelevati a profondità discrete si è prelevato un campione integrato da 0 a 20m e prefiltrato su 126µm. Questo campione costituisce un dato importante di confronto con gli anni

passati perché è stato preparato con le stesse modalità sin dall'inizio del monitoraggio CIP AIS a Ghiffa.

I dati della zona eufotica sono mostrati nella Tabella 6.2 dove sono riportate le concentrazioni di TOC, TEP, clorofilla-*a*, efficienza fotosintetica ( $F_v/F_m$ ) e i numeri dei picocianobatteri, degli eucarioti e delle forme coloniali o filamentose. Se si considerano questi valori, mediati nello spazio, si nota una similitudine delle due stazioni, dimostrata da valori medi annui molto simili.

Il numero di picocianobatteri è più alto a Ghiffa rispetto a Pallanza, come anche le concentrazioni di TEP. Il TOC e la clorofilla sono invece molto simili. Come si vede dal colore riportato nella riga della clorofilla e corrispondente al gruppo di alghe dominante, c'è una netta dominanza di diatomee nei primi mesi dell'anno, seguita da una prevalenza di cloroficee ed una comparsa, soprattutto in agosto e settembre di cianobatteri e successivamente ancora di diatomee in ottobre. Le due stazioni anche per questo parametro sono molto simili.

Si sono anche messi a confronto i principali parametri misurati nelle due stazioni in due grafici (Fig. 6.6) per meglio seguire le dinamiche stagionali. Dai grafici si vede molto bene che il picco di TEP comincia a luglio e prosegue fino ad ottobre. Il numero di picocianobatteri nel campione integrato della zona eufotica ha avuto un primo picco in maggio con valori di  $250 \times 10^3$  cell  $ml^{-1}$  a Ghiffa e di  $200 \times 10^3$  cell  $ml^{-1}$  a Pallanza, per poi diminuire repentinamente in giugno/luglio e aumentare nuovamente in agosto.

Il fatto nuovo di questo anno 2020 è la completa assenza del picco di settembre allorquando i numeri di picocianobatteri rimangono attorno ai  $40 \times 10^3$  cell  $ml^{-1}$ . Come si è già discusso relativamente alle mappe di distribuzione del numero di picocianobatteri anche osservando i numeri dei campioni integrati si possono formulare le stesse ipotesi e spiegare la diminuzione con una attività di grazing da parte di mixotrofi e cladoceri. Non possiamo escludere una diminuzione del popolamento di picocianobatteri dovuta all'attività di virus che sappiamo essere attivi nel controllare i cianobatteri anche in mare (Proctor e Fuhrman, 1990).

Tabella 6.2. Valori dei diversi parametri (descritti nel testo) nel campione integrato 0-20m corrispondente alla zona eufotica, nella stazione di Ghiffa e di Pallanza del Lago Maggiore, nel 2020. I numeri dei picocianobatteri (Pcy) sono quelli delle PE+PC. Nelle righe corrispondenti alla clorofilla *a* (Chl) i diversi colori corrispondono al gruppo dominante: verde per le cloroficee, marrone per le diatomee e blu per i cianobatteri.

<b>GHIFFA</b>		<b>Eufotica</b>	<b>13-gen</b>	<b>10-feb</b>	<b>2-mar</b>	<b>19-mag</b>	<b>8-giu</b>	<b>13-lug</b>	<b>3-ago</b>	<b>14-set</b>	<b>20-ott</b>	<b>9-nov</b>	<b>30-nov</b>	<b>media</b>
$\mu g L^{-1}$	<b>TOC</b>		1017	1044	1194	1300	1213	1313	1473	1321	1218	1125	1124	1213
$\mu g L^{-1}$	<b>TEP</b>			63.1		52.4	58.0	440	580	890	78.2			309
$\mu g L^{-1}$	<b>Chl</b>		0.64	0.75	3.66	1.41	2.02	4.91	3.18	1.11	1.14	1.5	1.57	1.99
	<b>Fv/Fm</b>		0.6	0.64	0.59	0.71	0.57	0.62	0.6	0.66	0.55	0.64	0.64	0.62
$10^4$ cell $ml^{-1}$	<b>Pcy</b>		1.32	1.72	5.52	25.14	17.56	10.62	18.34	4.48	4.94	6.50	5.39	9.23
cell $ml^{-1}$	<b>Col Fil</b>		214	290	478	1088	1304	2246	3324	3067	167	356	411	1177
cell $ml^{-1}$	<b>Eucarioti</b>		1408	2623	15478	4853	7667	8217	4824	1667	1267	1133	1044	4562
<b>PALLANZA</b>		<b>Eufotica</b>	<b>13-gen</b>	<b>10-feb</b>	<b>2-mar</b>	<b>19-mag</b>	<b>8-giu</b>	<b>13-lug</b>	<b>3-ago</b>	<b>14-set</b>	<b>20-ott</b>	<b>9-nov</b>	<b>30-nov</b>	<b>media</b>
$\mu g L^{-1}$	<b>TOC</b>		977	1135	1118	1322	1313	1403	1470	1361	1157	1312	1142	1246
$\mu g L^{-1}$	<b>TEP</b>			32.5		103.8	73.718	412.5	657.2	206	96			226
$\mu g L^{-1}$	<b>Chl</b>		0.73	1.28	2.85	1.39	2.08	4.15	3.23	0.78	1.08	2.3	1.66	2.0
	<b>Fv/Fm</b>		0.64	0.61	0.64	0.72	0.63	0.65	0.63	0.8	0.72	0.41	0.64	0.64
$10^4$ cell $ml^{-1}$	<b>Pcy</b>		1.27	1.85	4.35	20.51	9.35	8.21	17.25	3.49	4.12	6.19	4.38	7.36
cell $ml^{-1}$	<b>Col Fil</b>		250	290	449	1588	1290	1275	2412	1533	200	484	389	924
cell $ml^{-1}$	<b>Eucarioti</b>		1632	2986	12986	5265	4087	7029	4412	1267	1300	2084	944	3999

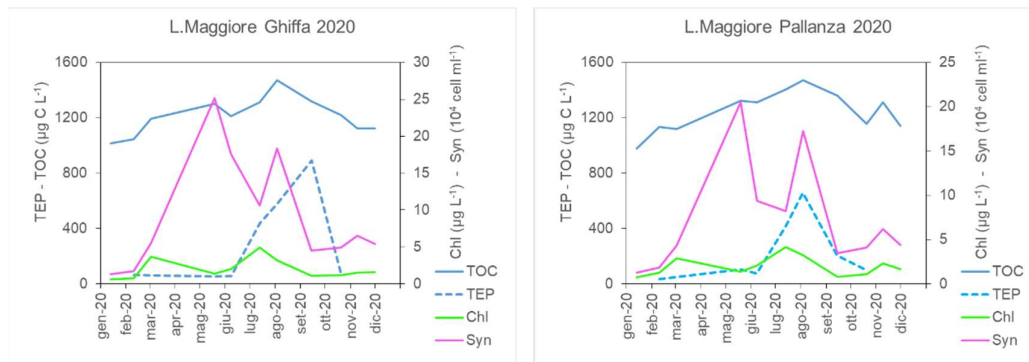


Fig. 6.6. Andamenti stagionali dei valori dei diversi parametri (TOC, TEP, Chl, Syn) nella zona eufotica delle due stazioni del Lago Maggiore, nel corso del 2020.

## 6.5. Conclusioni

Dallo studio dei dati medi annui e dei valori integrati nella zona eufotica, le due stazioni di Ghiffa e Pallanza hanno concentrazioni molto simili e indicano un sincrono funzionamento dei due bacini. Tuttavia analizzando in dettaglio i profili verticali si nota che nella stazione di Ghiffa, con profondità massima di 350 m, si raggiungono i valori più elevati del TEP, della clorofilla e dei picocianobatteri: 3.07 mg C L<sup>-1</sup> di TEP in superficie, a settembre; 9 µg L<sup>-1</sup> di clorofilla a 10 m, in luglio, e 542 x 10<sup>3</sup> cell ml<sup>-1</sup> di picocianobatteri a 10 m, in maggio. Per contro il valore massimo del TOC è stato misurato a Pallanza: 1.73 mg C L<sup>-1</sup> a 10 m, a maggio.

L'aspetto nuovo del 2020 riguarda l'alto picco primaverile, in maggio, dei picocianobatteri e l'assenza del picco di settembre. Al contrario la biomassa del nanofitoplancton in maggio subisce un decremento e anche la clorofilla non sembra mostrare il consueto picco primaverile. Il TEP in primavera rimane su concentrazioni basse, come negli altri anni. Le alte concentrazioni di TEP in agosto e settembre in entrambe le stazioni non è accompagnato da altrettanti aumenti della clorofilla, della biomassa algale, e dei picocianobatteri. Il TEP sembra essere più correlato alla presenza di cladoceri i quali, anziché avere il consueto picco di maggio, hanno un massimo in settembre con *Daphnia*, *Eubosmina* e soprattutto *Diaphanosoma brachyurum* che possono aver influito sulla diminuzione della biomassa algale e della clorofilla.

## Bibliografia

- Allredge, A.L., Silver, M.W. 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. Prog. Oceanogr., 20: 41–82.
- Bar-Zeev E, Berman-Frank I, Girshevitz O, Berman T. 2012. Revised paradigm of aquatic biofilm formation facilitated by microgel transparent exopolymer particles. P Natl Acad Sci. 109 (23):9119–9124.
- Callieri, C., Caravati, E., Morabito G., Oggioni, A. 2006. The unicellular freshwater cyanobacterium *Synechococcus* and mixotrophic flagellates: evidence for a functional association in an oligotrophic, subalpine lake. Freshwater Biol. 51:263-273.

- Callieri, C., Karjalainen S.M., Passoni, S. 2002. Grazing by ciliates and heterotrophic nanoflagellates on picocyanobacteria in Lago Maggiore, Italy. *J. Plankton Res.*, 24 (8): 785-796.
- Callieri, C. 2010. Single cells and microcolonies of freshwater picocyanobacteria: a common ecology. *J. Limnol.* 69 (2): 257-277.
- 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.
- Callieri, C., Amalfitano, S., Corno, G., Bertoni, R. 2016. Grazing-induced *Synechococcus* microcolony formation: experimental insights from two freshwater phylotypes. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 92, fiw154.
- Callieri, C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. *FEMS Microbiology Letters* 364, fnx229.
- 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., Slabakova, V., Dzhebekova, N., Slabakova, N., Peneva, E., Cabello-Yeves, P.J., Di Cesare, A., Eckert, E.M., Bertoni, R., Corno, G., Salcher, M.M., Kamburska, L., Bertoni, F., Moncheva, S. 2019. The mesopelagic anoxic Black Sea as an unexpected habitat for *Synechococcus* challenges our understanding of global “deep red fluorescence”. *ISME J.* 13(7): 1676-1687.
- Di Cesare, A., Dzhebekov, N., Cabello-Yeves, P.J., Eckert, E.M., Slabakova, V., Slabakova, N., Peneva, E., Bertoni, R., Corno, G., Salcher, M.M., Kamburska, L., Bertoni, F., Moncheva, S., Callieri, C. 2020. Genomic comparison and spatial distribution of different *Synechococcus* phylotypes in the Black Sea. *Front Microbiol.* 11: 1979.
- 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.
- Genty, B., Briantais, J.M., Baker, N.R. 1989. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochi. Biophys. Acta* 990: 87-92.
- Passow, U., Alldredge, A.L. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol Oceanogr.* 40: 1326–1335.
- Passow, U. 2002. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Prog Oceanogr* 55: 287–333.
- Prieto, L., Sommer, F., Stibor, H., Koeve, W. 2001. Effects of planktonic copepods on transparent exopolymeric particles (TEP) abundance and size spectra. *J Plankton Res* 23: 515–525.
- Proctor, L.M., Fuhrman, J.A. 1990. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. *Nature*, 343: 60–62.



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

Pietro Volta, Mattia Iaia

### 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 anche con dati relativi a componenti ecosistemiche poco conosciute o non indagate nella lunga serie storica già presente. La fauna ittica rientra tra queste.

I pesci giocano un ruolo fondamentale nei flussi di materia ed energia degli ecosistemi lacustri e, proprio per questa ragione, lo studio dell'evoluzione a lungo termine di un lago non può prescindere dall'acquisizione di informazioni relative alla principali specie ittiche che in esso vivono con particolare riferimento al loro regime alimentare e, dunque, alla loro posizione trofica e alla potenziale competizione tra esse.

In questa attività di ricerca l'attenzione è stata posta sulla sovrapposizione della nicchia alimentare tra le tre specie più abbondanti nel Lago Maggiore, ovvero agone (*Alosa agone*), coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e gardon (*Rutilus rutilus*), come risulta dalle passate ricerche CIPAIS e dai dati del pescato professionale del Lago Maggiore. Due di esse, agone e bondella, hanno una distribuzione prevalentemente pelagica con una parziale differenziazione nella distribuzione verticale durante il periodo che va dalla primavera all'autunno (agone in superficie, bondella in profondità). Il gardon invece è presente soprattutto nella zona litorale sebbene, a causa della cuvetta lacustre molto ripida, tenda a condividere l'habitat pelagico con le altre due specie in alcuni periodi dell'anno.

Per questa ragione, sembrava opportuno condurre una ricerca finalizzata ad indagare la potenziale sovrapposizione della nicchia alimentare tra le tre specie, quale tassello importante per valutare eventuali fenomeni di competizione tra esse, anche alla luce dello stato oligotrofico delle acque del Lago Maggiore.

La sovrapposizione della nicchia alimentare può essere valutata utilizzando differenti metodologie che nella letteratura scientifica hanno trovato una ampia applicazione. Per questo lavoro di ricerca è stato scelto di utilizzare l'indice di Shoener (1970, 1974), un indice comunemente utilizzato per gli studi che interessano la fauna ittica (ad es. Janjua & Gerdeaux, 2011)

Nel lungo termine, le informazioni acquisite da questa attività permettono di valutare se vi sia una competizione significativa per le risorse alimentari tra le tre specie e consentono di mantenere aggiornato il "Pannello di Controllo" della CIPAIS.

In questa relazione si illustrano i risultati dell'attività svolta nel corso del 2020.

### 7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica

#### 7.2.1 Metodi

Come misura del grado di sovrapposizione della nicchia trofica è stato utilizzato l'indice di sovrapposizione di nicchia  $\alpha$  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 10 stomaci di ogni specie per mese. I pesci sono stati catturati nell'area centrale del Lago Maggiore, indicativamente tra Intra e Ghiffa. La maggior parte dei campioni è stata catturata dai pescatori di professione, utilizzando reti branchiali da fondo o pelagiche.

I pesci catturati venivano immediatamente posti in ghiaccio, portati in laboratorio per la dissezione e il prelievo degli stomaci (agone, bondella) o dei tratti digerenti (gardon). Gli stomaci venivano conservati singolarmente in alcool fino al momento delle analisi.

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti in un subcampione, esprimendo i dati come: abbondanza relativa (N), equivalente al numero di individui di ciascuna categoria alimentare rispetto al numero totale di individui conteggiati; presenza relativa (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:

$$V.I. = N \times S$$

L'indice  $\alpha$  può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione). Valori di  $\alpha$  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 (Wallace 1981).

### **7.2.2 Risultati**

Come si può vedere di seguito, l'indice di sovrapposizione di nicchia tra agone e coregone bondella (Fig. 7.1) raggiunge valori medi abbastanza elevati ( $\alpha=0,61$ ) ma non raggiunge mai il valore significativo di 0,8 (massimo 0,79). Il valore minimo è toccato a novembre ( $\alpha=0,44$ ) mentre il valore massimo è raggiunto a luglio ( $\alpha=0,79$ ).

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 ( $\alpha=0,63$ ). Il valore massimo è raggiunto nel mese di dicembre ( $\alpha=0,76$ ), mentre il valore minimo ( $\alpha=0,5$ ) nel mese di ottobre.

L'indice di sovrapposizione  $\alpha$  riferito ad agone e gardon ha un valore medio pari a 0,58 con un minimo a gennaio ( $\alpha=0,44$ ) ed un massimo ad agosto ( $\alpha=0,70$ ).

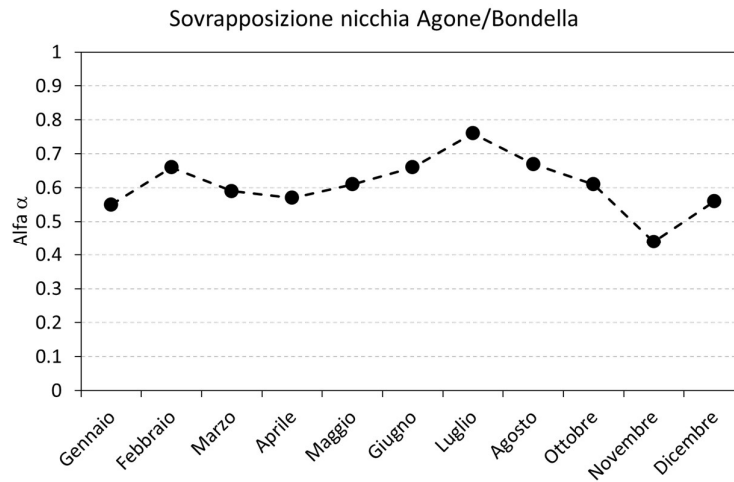


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica  $\alpha$  per agone e coregone bondella.

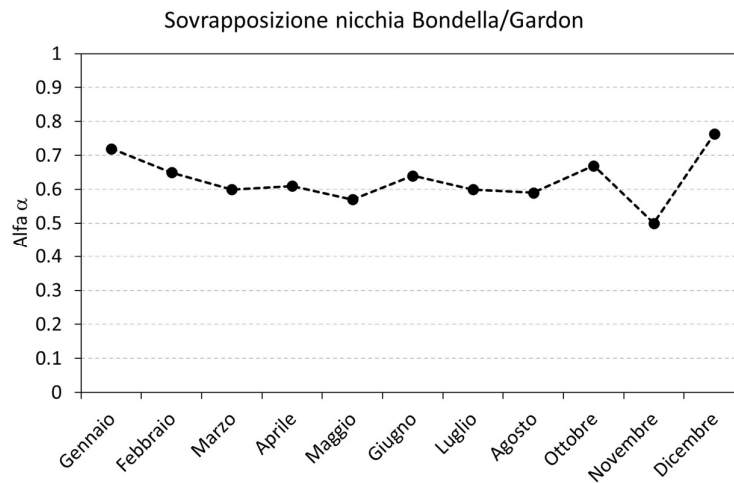


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica  $\alpha$  tra coregone bondella e gardon.

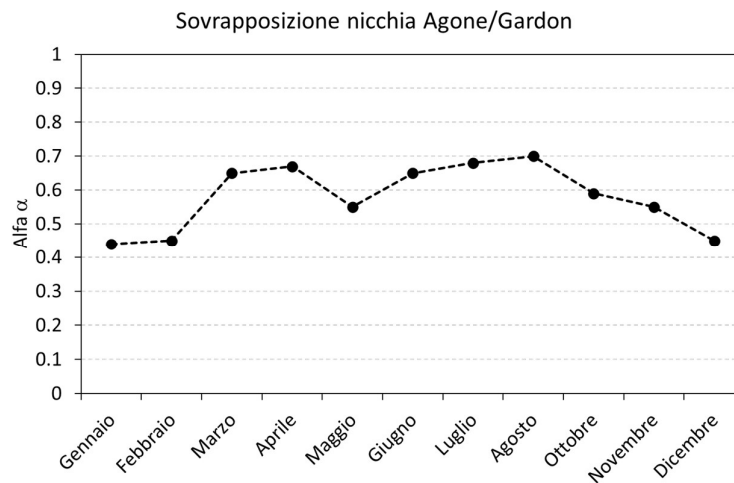


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

### 7.3 Discussione e conclusioni

I dati che emergono da questo anno di ricerche sono in linea con quanto evidenziato negli anni precedenti e non mettono in evidenza particolari criticità. L'indice di sovrapposizione alfa tra le diverse specie varia in misura abbastanza importante durante l'anno. I valori medi più elevati e significativi si registrano per bondella e gardon, di poco più elevati rispetto a quanto misurato per bondella e agone. Più contenuti e certamente non significativi invece i valori di alfa per gardon e agone. Soprattutto tra bondella e gardon e tra bondella e agone dunque si conferma una sovrapposizione della nicchia alimentare significativa che potrebbe quindi comportare un livello di competizione elevato.

Occorre fare presente tuttavia che questa indagine utilizza campioni di pesci di età adulta, compresi tra 2 e 4 anni di età, in numero ridotto (mediamente una decina di esemplari) e catturati in una singola zona del Lago Maggiore. E' dunque una analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una infinitesima frazione del popolamento lacustre di ciascuna delle tre specie. Non si esclude quindi che in altre aree del Lago Maggiore (più settentrionale o meridionale) con caratteristiche trofiche e termiche differenti, le specie ittiche abbiano un regime alimentare differente e che dunque, il grado di sovrapposizione della nicchia trofica sia diverso da quanto riscontrato nei campioni di questa ricerca. Occorre far notare però che, come per altri parametri chimico fisici o biologici monitorati nelle ricerche CIP AIS, anche per i pesci è necessario individuare un zona di riferimento che possa funzionare da standard per la prosecuzione delle indagini di lungo termine. La zona di lago compresa tra Verbania e Ghiffa è utilizzata da tempo sia per le indagini relative alla fauna ittica sia per quanto riguarda tutte le altre indagini limnologiche ed è considerata un riferimento, rappresentativo di una condizione "media" per l'intero Lago Maggiore. Pertanto i dati acquisiti, tenendo conto di quanto sopra accennato, possono essere comunque ritenuti utili per un monitoraggio a lungo termine.

### Bibliografia

- Janjua M.Y. D. Gerdeaux. 2011. Evaluation of food web and fish dietary niches in oligotrophic Lake Annecy by gut content and stable isotope analysis, *Lake and Reservoir Management*, 27:2, 115-127.
- Schoener T.W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, 51: 408-418.
- Schoener T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185:27-39
- Wallace R.K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:72-76.

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

*Gianluca Corno, Ester M. Eckert, Andrea Di Cesare, Raffaella Sabatino*

### 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, comportando un potenziale grave rischio per la salute umana e per l'utilizzo dell'acqua.

La nostra attività nel 2020 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, del bacino dei laghi di Lugano e di Varese e della zona del Basso Verbano confluiscono nel Lago Maggiore e seppur in larghissima parte 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). Non solo, l'utilizzo di metalli e pseudometalli per l'abbattimento dei nutrienti all'interno degli impianti di depurazione può indirettamente causare la proliferazione di antibiotico resistenze, direttamente rilasciate in ambiente (Di Cesare et al. 2016a). 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). Dal 2019, data la grande omogeneità di risultati nelle 4 stazioni, e la relativamente bassa importanza statistica delle stazioni di Arona ed Ascona, il campionamento si è concentrato sulle due sole stazioni di Ghiffa e Pallanza, aumentando per queste il numero e la qualità dei dati raccolti e delle analisi. Le due 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 Pallanza subisce 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.

Dal 2019 si è aggiunta alle analisi classiche la quantificazione dell'integrasi dell'integrone 1 (*intI1*) che è ormai unanimemente considerato non solo un eccellente proxy genetico del livello di contaminazione dovuta a pressione antropica nelle comunità batteriche naturali (Gillings et al. 2015) ma anche un ottimo indicatore di diffusione di antibiotico resistenza (Ma et al. 2017), in quanto rappresenta un frammento di DNA situato in una parte facilmente mobilizzabile del DNA stesso, dove si accumulano i diversi geni di resistenza.

### **8.1.1 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2020**

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2020 con cadenza mensile. 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 metri sopra al fondo). Una volta prelevati i campioni sono stati quindi posti a 4°C e trasportati nei laboratori dell'IRSA Verbania 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 su gel ed averlo evidenziato in

fluorescenza (SybrGreen, Biorad). L'amplicone è stato quindi visualizzato attraverso un sistema di analisi 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 2020 (ottavo 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 macrolidi (dal 2015); dal 2019 a questi si aggiunge l'integrasi dell'integrone 1 (Hall & Stokes 1993) come indicatore di contaminazione da antibiotico resistenza di origine antropica (Tabella 8.1), che era partita in modo sperimentale nel 2018. In totale è stata valutata la presenza di 12 geni.

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>

I risultati relativi alle analisi per il 2020 sono molto particolari in quanto riflettono l'impatto della pandemia di COVID sulle dinamiche dei geni di resistenza nel Lago Maggiore. In assoluto si dimostra la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, in aumento rispetto ai valori medi del triennio precedente in termini di presenza/assenza, sia di abbondanza assoluta, interrompendo il trend di stabilità iniziato nel 2018 (Figure 8.2, 8.3).

Il 2020 è quindi un anno particolare nella serie di dati sull'antibiotico resistenza nel lago, soprattutto perché i diversi antibiotici identificati hanno, rispetto al passato, seguito trend contrastanti, ma spiegabili alla luce della particolarità dell'anno, e delle valutazioni fatte sugli anni pregressi.

A conferma del basso utilizzo di betalattamici in medicina umana che ha caratterizzato il 2020 si osserva la totale scomparsa del gene di resistenza *bla<sub>CTX-M</sub>*, che negli anni scorsi aveva quasi sempre avuto picchi di presenza nei mesi invernali e primaverili (Figura 8.2) e che era quello che creava più preoccupazione, in quanto si palesava un rischio di una sua stabilizzazione nelle comunità naturali. Si è vista una relativa diminuzione, invece, delle resistenze alla tetracicline, peraltro non statisticamente

significativa, alle quali si contrappone una sostanziale stabilità delle resistenze ai sulfamidici (gene *sul2*). Questo in un quadro in cui gli apporti di questi antibiotici a lago sono stati presumibilmente bassissimi, in accordo con il ridotto consumo degli stessi nel 2020, che amplifica la differenza tra lo stress prodotto dall'antibiotico stesso e la presenza di resistenze nel lago. Il 2020 conferma il ruolo di reservoir a lungo termine da parte del lago, per quelle resistenze che una volta stabilizzate nelle comunità microbiche acquatiche, permangono anche in assenza di stress specifici, così come ipotizzato nella nostra pubblicazione sui primi tre anni di ricerca (Di Cesare et al. 2015). Questa situazione mantiene quindi la necessità di proseguire nelle analisi di monitoraggio al fine di valutare se e quando altre resistenze, potenzialmente ben più pericolose per la salute umana, corrano il rischio di una tale stabilizzazione.

Nel dettaglio il 2020 (Figure 8.2 ed 8.3) vede la scomparsa del gene *bla<sub>CTX-M</sub>*. Sono inoltre risultati come sempre assenti i geni *bla<sub>TEM</sub>* e *bla<sub>SHV</sub>* (resistenze ad antibiotici beta-lattamici, i più utilizzati in ambito umano), fino al 2015 riscontrati, anche se sporadicamente, nei diversi siti di riferimento, ma da allora assenti dalle acque del lago.

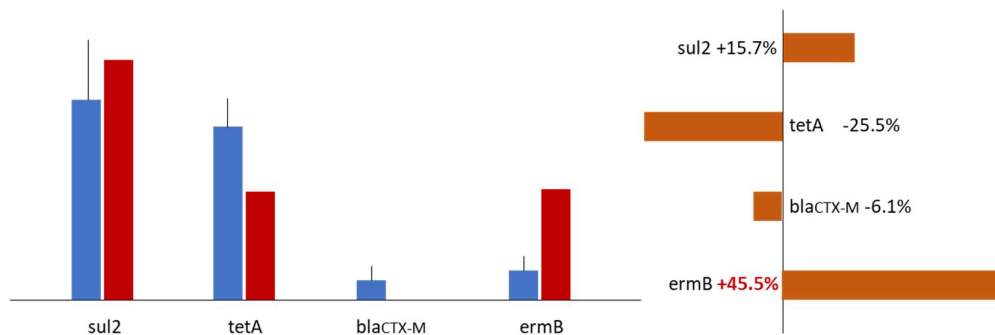


Figura 8.2. Variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR nei due siti campionati nell'anno 2020 rispetto ai valori medi del triennio 2017-19 (a sinistra) e in termini assoluti nelle stazioni pelagica di Ghiffa (in rosso) e semilitorale di Pallanza (in blu, grafico a destra). Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 dati mensili, 11 per il 2020). I valori numerici sono riportati nel testo.

Il gene di resistenza ai sulfamidici *sul2* (Figura 8.3) è invece stato riscontrato, sempre in valori quantificabili, in concentrazioni molto vicine a quelle misurate in passato, sia a Ghiffa (pelagico) che a Pallanza (semilitorale). Dopo la riduzione dei campioni positivi nei siti litorali e a Pallanza nel 2017, prosegue la variazione di tendenza iniziata nel 2018 con forti abbondanze sia a Ghiffa che a Pallanza, che nel 2020 riguardano tutti e 22 i campioni analizzati (in crescita dal 2019, quando circa l'83% dei campioni era risultato quantificabile. Nel 2020 manca il dato di marzo, campione non eseguito causa lockdown).

Come già anticipato, 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, che rimangono comunque pratiche ben poco comuni nel bacino del Lago Maggiore. 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 dal 2013 caratterizzanti i popolamenti microbici del Lago Maggiore, sono presenti in misura consistente, a conferma dei dati degli anni precedenti (Figura 8.3) con fluttuazioni annuali però più marcate rispetto alle resistenze ai sulfonamidici.



Figura 8.3. Rappresentazione grafica della prevalenza (misurata in qPCR) dei quattro principali geni di ABR quantificati nel Lago Maggiore dal 2013. Il quadrato rosso indica una presenza in tutti i campioni nelle diverse stazioni, giallo una presenza in una sola stazione, verde l'assenza del gene nel mese. I dati di *ermB* sono stati rimisurati per i sei anni con nuovi standard al fine di ottimizzare la comparazione.

Il gene *tetB*, risultato assente in tutti i campioni nel periodo 2013-2019, anche nel 2020 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*).

Di particolare interesse per il 2020 è invece la dinamica del gene *ermB*, che nel Lago Maggiore si quantifica dal 2015. *ermB* fornisce ai batteri resistenza agli antibiotici del gruppo dei macrolidi, tra i quali è presente l'azitromicina, utilizzata in grande quantità durante la pandemia come coadiuvante nelle cure di pazienti sintomatici COVID positivi. Seppur i dati sul consumo di questo antibiotico nel 2020 sono ancora frammentari, si può affermare con sicurezza che si è in presenza di un grande aumento. Dati prodotti sul consumo di azitromicina negli Stati Uniti ed in Spagna presentano un aumento di consumo di azitromicina pari a 8-12 volte rispetto agli anni precedenti, dati preliminari dall'ospedale di Verbania (su pazienti ospedalizzati) indicano un raddoppio delle dosi rispetto al 2019, e dati raccolti in Emilia Romagna indicano un aumento del 25% circa nel mese di marzo 2019, peraltro non confermato in altri mesi della scorsa primavera. Questo lascia presupporre un forte aumento dell'inquinamento legato a questo farmaco specifico, peraltro relativamente stabile in ambiente. Tenendo conto che per una corretta valutazione andrebbero considerati anche i dati di consumo di altri antibiotici macrolidi

di uso comune (per esempio la claritromicina), il dato di *ermB* nel lago Maggiore nel 2020 è particolarmente interessante.

*ermB* è risultato presente ed abbondante come mai prima (Figura 8.4). Mentre negli anni dal 2016 al 2019 la presenza di *ermB* è stata sporadica e di fatto limitata a 0-2 campioni l'anno, nel 2020 è stato trovato in 10 campioni (su 22) ed in quantità tale da permettere una quantificazione in 8 campioni. Questi dati, assommata alla relativa prevalenza dei campioni positivi a Pallanza (più esposto a impatto antropico diretto) rispetto a quelli di Ghiffa sembra confermare una correlazione tra l'utilizzo massivo di azitromicina durante la pandemia e la presenza di resistenze nelle comunità microbiche lacustri. **Se così fosse potremmo affermare che siamo di fronte alla prima evidenza diretta dell'impatto della pandemia su fenomeni di antibiotico resistenza in ambiente.**

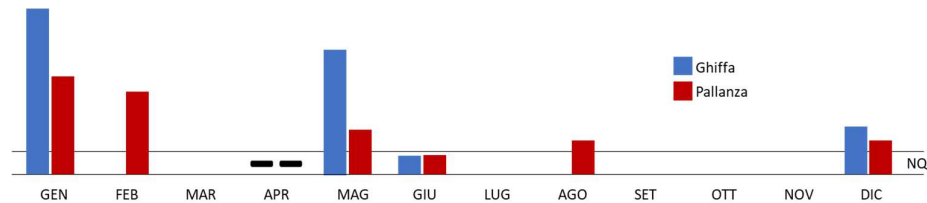


Figura 8.4. Dati quantitativi della prevalenza del gene *ermB* nel lago Maggiore nel 2020

La quantificazione dei geni *tetA*, *sul2*, *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 *intI1*, che è un indicatore di contaminazione di origine antropica e di potenziale presenza di geni di antibiotico resistenza, ha fornito dati comparabili a quelli del 2019 in termini di presenza, ma a differenza del 2019 quando non era mai quantificabile tranne in un caso, nel 2020 è risultato sempre abbastanza abbondante da permetterne la quantificazione. Questo, seppur mantenendo i valori nel Lago Maggiore ben al di sotto di quelli misurati in altri ambienti, indica comunque un certo grado di disturbo della comunità microbica, che potrebbe da un lato essere correlato alla specificità del 2020, e che potrebbe comunque presagire possibili cambiamenti nei prossimi anni (Figura 8.4).

Logicamente è necessario proseguire le analisi nei prossimi anni per affinarne la validità, e per poterne comprendere la relazione con l'inquinamento da determinanti di antibiotico resistenza.

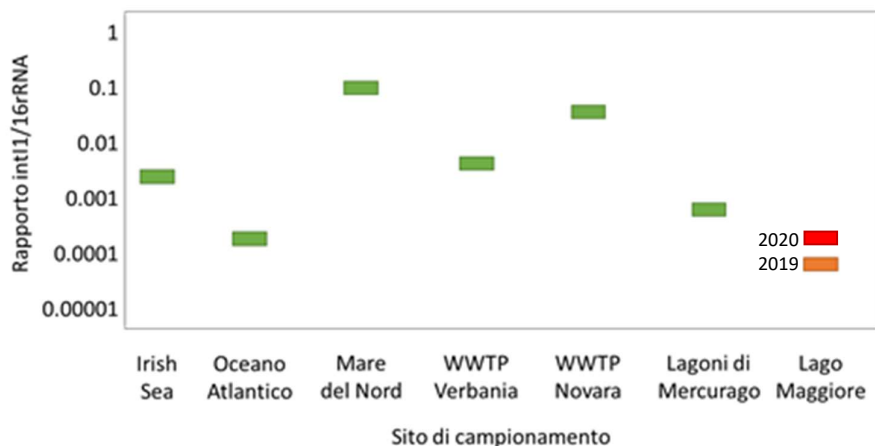


Figure 8.4. Abbondanza del gene IntI1 nel Lago Maggiore nel 2019 e nel 2020, in comparazione con altri ambienti a diverso impatto antropico.

## 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., Hellems 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. *The ISME Journal* 8: 1381-1390.
- 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.
- Gillings M., Gaze W., Pruden A. et al. 2015. Using the class 1 integron-integrase gene as a proxy for anthropogenic pollution. *The ISME Journal* 9: 1269-1279.
- Hall R.M. & Stokes H.W. 1993. Integrons: novel DNA elements which capture genes by site-specific recombination. *Genetica* 90: 115-132.
- Ma L., Li A.D., Yin X.L., Zhang T. 2017. The Prevalence of Integrons as the Carrier of Antibiotic Resistance Genes in Natural and Man-Made Environments. *Environmental Science & Technology* 51(10): 5721-5728.
- 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.

## 9. SINTESI E CONCLUSIONI

Il 2020 è stato caratterizzato da precipitazioni inferiori alla media di lungo periodo (1413 mm come afflussi totali sul bacino), in particolare nei mesi invernali e in novembre, e da un'elevata variabilità a livello spaziale, con le zone a maggior piovosità in prossimità dei laghi. Le precipitazioni si sono concentrate soprattutto nei mesi di giugno e ottobre: in quest'ultimo mese si è verificato un evento particolarmente intenso, con volumi di precipitazione nettamente superiori alle medie di riferimento, ma limitato ad alcune zone. Il rapporto giorni piovosi/pioggia nell'ottobre del 2020 è stato inferiore a quello dei periodi di riferimento, a conferma della presenza di eventi estremi.

Come conseguenza degli afflussi inferiori alla media, la maggior parte dei tributari ha riportato nel 2020 valori di portata inferiori a quelli dei periodi di riferimento, ad eccezione del Ticino Immissario e del Bardello. Valori elevati di portata si sono registrati per tutti i corsi d'acqua ad ottobre e per alcuni di essi a giugno. Anche l'andamento dei livelli del lago nel 2020 è stato condizionato dalle scarse piogge dei primi mesi dell'anno e dalle maggiori precipitazioni di maggio e giugno e soprattutto ottobre, quando è stato raggiunto il valore massimo (196,04 m s.l.m.) e il lago è esondato in diversi punti.

La massima profondità di mescolamento del lago nel 2020 è stata di soli 50 m, calcolata sulla base del profilo termico e dei valori di conducibilità e ossigeno lungo la colonna rilevati nel campionamento di febbraio. Questo basso valore conferma ulteriormente la tendenza in atto nel Lago Maggiore al riscaldamento delle acque lacustri e la resistenza al mescolamento, fattori che a lor volta condizionano le dinamiche dei nutrienti e dell'ossigeno. La temperatura media invernale è risultata notevolmente superiore alla media di riferimento, condizione che ha impedito il raffreddamento delle acque e il verificarsi di un'omogenizzazione più profonda. Non sono stati inoltre rilevati periodi di più giorni consecutivi con elevata velocità del vento, fattore che ha ulteriormente ostacolato il rimescolamento. Il contenuto di calore della massa d'acqua ha raggiunto un massimo assoluto nell'estate 2020. Si conferma inoltre la tendenza all'aumento dei valori della stabilità della colonna d'acqua.

I dati chimici nel loro complesso hanno confermato gli effetti che il riscaldamento delle acque e il mancato rimescolamento stanno avendo sulle caratteristiche delle acque. Dopo una leggera ripresa nel 2019, i valori minimi dell'ossigeno nello strato profondo si sono riportati nel 2020 al di sotto dei 5,0 mg L<sup>-1</sup> e attorno al 40% di saturazione. I valori di fosforo sia in epilimnio che in ipolimnio non si sono discostati da quelli degli anni precedenti, così come quelli dei silicati. Si conferma in ogni caso la tendenza all'accumulo di questi nutrienti nelle acque profonde e il loro mancato rifornimento alle acque superficiali alla circolazione tardo-invernale. Nel 2020 sono ulteriormente diminuite le concentrazioni di nitrati ed azoto totale, in particolare in epilimnio nei mesi estivi, proseguendo una tendenza già osservata negli anni precedenti. Nel 2020 potrebbe aver contribuito a questa situazione anche la diminuzione degli apporti atmosferici di azoto osservata nell'areale del Lago Maggiore, probabilmente conseguente al lockdown e alla riduzione delle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto, oltre ad una possibile diminuzione degli apporti provenienti da attività produttive. Quest'ultimo effetto sembrerebbe confermato dalle basse concentrazioni di fosforo e azoto rilevate nel 2020 in diversi tributari. Una conferma del possibile effetto del lockdown sulla qualità delle acque potrà venire dall'analisi dei dati del 2021 e dalla valutazione delle serie storiche nel loro complesso.

Un altro fattore che ha inciso in modo abbastanza rilevante sulla chimica delle acque immissarie e lacustri nel 2020 è stato l'evento di precipitazione intensa di ottobre,

in concomitanza del quale si sono avuti temporanei aumenti dei carichi veicolati a lago, evidenti soprattutto per alcuni tributari, oltre ad alcuni effetti sulle acque del lago tra cui un aumento dei tenori di silice.

Per quanto concerne il fitoplancton, nel 2020 si è osservato un aumento del numero di taxa, del numero di specie per campione e del numero di specie significative, a conferma della elevata diversità biotica raggiunta dalla comunità algale. I dati hanno confermato le classi di diatomee, cloroficee cianobatteri come quelle maggiormente rappresentate nel lago. La successione stagionale nel 2020 ha presentato alcune differenze rispetto agli anni precedenti, pur confermando lo schema tipico per il Lago Maggiore con le diatomee in prevalenza responsabili dei picchi di biomassa osservati nei periodi marzo-aprile e giugno-luglio. Il valore medio annuo di clorofilla a è stato di  $3,9 \mu\text{g L}^{-1}$ , con un massimo di  $8,1 \mu\text{g L}^{-1}$  a luglio. La crescita dei cianobatteri si è concentrata prevalentemente nel periodo tardo-estivo, con la presenza di alcune specie che potrebbe essere legata alla crescente stabilità della colonna d'acqua. Il biovolume medio annuo nel 2020 è stato pari a  $0,7 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ , in linea con i valori dell'ultimo periodo.

I primi risultati del metabarcoding applicato al fitoplancton, utilizzando due diversi database, hanno evidenziato come sia possibile identificare tassonomicamente la maggior parte delle sequenze. Tuttavia, a livello complessivo, il metabarcoding non è stato in grado di fornire una definizione della comunità di fitoplancton confrontabile con il conteggio manuale. Per migliorare l'identificazione si procederà utilizzando un gene target diverso e ottimizzando la scelta del database.

Nel 2020 si è osservata una diminuzione del 20% circa rispetto al 2019 del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale, a carico del popolamento a rotiferi e a copepodi, ma tale variazione potrebbe essere dovuta alla mancanza del campione di aprile, non prelevato a causa del lockdown; in questo mese infatti la componente micro-zooplanctonica presenta di solito un buon sviluppo numerico. Come per il 2019, il 2020 è stato caratterizzato da una cospicua presenza di taxa per campione (valore medio 10), minima a settembre e a marzo e massima in maggio-giugno. Nel 2020 è stato svolto un confronto tra la zona pelagica e quella litorale (Fondotoce) che ha mostrato una densità di popolazione notevolmente più elevata nel campione litorale, soprattutto a carico di cladoceri e rotiferi. Questi ultimi hanno però mostrato una minor diversità, con presenza nel campione litorale di pochi taxa.

Nell'ambito delle ricerche sul barcoding molecolare, il cui obiettivo nel 2020 era quello di aggiungere ulteriori potenziali specie, sono stati eseguiti dei campionamenti dalla barca lungo le zone litorali e nelle raccolte d'acqua in prossimità del lago: queste ultime hanno permesso di raccogliere due specie, *Simocephalus vetulus* e *Polyphemus pediculus*, non presenti nella colonna d'acqua lacustre. Molto positivi sono stati i risultati del metabarcoding con COI: la maggior parte delle sequenze ottenute si sono rivelate attendibili biologicamente e sono state attribuite per la maggior parte a crostacei e rotiferi. Le attività proseguiranno nel 2021, utilizzando nuovi primer, per procedere poi ad un confronto dei dati molecolari con i dati morfologici per le stime di abbondanza.

Nel 2020 è proseguito lo studio quantitativo del TEP nel Lago Maggiore. Il TEP è costituito da sostanze polimeriche extracellulari che, rilasciate nell'ambiente dalle alghe, tendono a costituire aggregati e a formare mucillagini e/o schiume anche in occasione di fioriture algali. Nonostante la produzione di TEP nel 2020 sia stata elevata, non ci sono stati episodi rilevanti di schiume, come accaduto invece nel 2019. I valori più alti di TEP si sono misurati a Ghiffa in settembre. I picocianobatteri del genere *Synechococcus*, comparsi in numeri elevati ad agosto, sono rimasti abbondanti fino ad ottobre, soprattutto

a Ghiffa Il confronto tra le due stazioni di Ghiffa e Pallanza ha dimostrato che le concentrazioni dei parametri analizzati sono simili, pur con delle differenze nella distribuzione lungo la colonna e a livello stagionale.

Anche nel 2020 sono state svolte le ricerche per definire il grado di sovrapposizione della nicchia trofica e quindi l'eventuale competizione per le tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore, ovvero agone, coregone bondella e gardon. I dati del 2020 sono risultati in linea con quanto evidenziato negli anni precedenti e non hanno evidenziato particolari criticità. La sovrapposizione tra le diverse specie varia nel corso dell'anno e i valori più significativi si hanno per bondella e gardon, seguiti da quelli per bondella e agone, ad indicare una sovrapposizione della nicchia alimentare che potrebbe quindi comportare un livello di competizione elevato tra queste specie.

È proseguita l'attività di monitoraggio della presenza di geni di antibiotico-resistenza (ABR) per gli antibiotici di uso più comune nella comunità batterica acquatica del lago, iniziata nel 2013. I dati del 2020 sono risultati particolarmente interessanti in quanto indicativi degli impatti della pandemia di COVID sulle dinamiche dei geni di resistenza nel Lago Maggiore. Il numero dei geni di ABR è risultato in aumento rispetto ai valori medi del triennio precedente, in termini sia di presenza/assenza che di abbondanza assoluta. I diversi antibiotici identificati hanno mostrato nel 2020 trend contrastanti, ricordabili alle particolari condizioni dell'anno di studio. A titolo di esempio, si è osservato un aumento della presenza del gene *ermB*, che fornisce ai batteri resistenza agli antibiotici del gruppo dei macrolidi, tra cui l'azitromicina, utilizzata in grande quantità durante la pandemia come coadiuvante nelle cure di pazienti COVID. I dati del 2020 nel loro complesso confermano il ruolo del lago di reservoir a lungo termine per quelle resistenze che una volta stabilizzate nelle comunità microbiche acquatiche permangono anche in assenza di stress specifici.

## ELENCO DEGLI AUTORI

### RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Michela Rogora

### RESPONSABILE AMMINISTRATIVO:

Simona Rossetti (Direttrice Istituto di Ricerca sulle Acque)

### ELENCO DEGLI AUTORI IN ORDINE ALFABETICO

Martina Austoni  
Roberto Bertoni  
Cristiana Callieri  
Marzia Ciampittiello  
Gianluca Corno  
Evelina Crippa  
Andrea Di Cesare  
Claudia Dresti  
Ester M. Eckert  
Diego Fontaneto  
Paola Giacomotti  
Mattia Iaia  
Lyudmila Kamburska  
Dario Manca  
Marina Manca  
Aldo Marchetto  
Rosario Mosello  
Arianna Orrù  
Roberta Piscia  
Michela Rogora  
Helmi Saidi  
Gabriele A. Tartari  
Pietro Volta

### INDIRIZZO DI RIFERIMENTO DEGLI AUTORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche  
Istituto di Ricerca sulle Acque  
Sede Secondaria di Verbania  
Largo V. Tonolli 50/52  
28922 – VERBANIA PALLANZA  
<http://www.irsacnr.it>