



Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



PROGRAMMA TRIENNALE 2019-2021

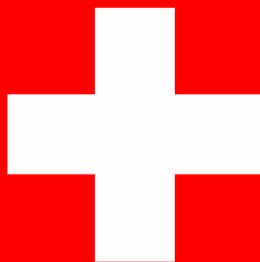
CAMPAGNA 2021 E RAPPORTO TRIENNALE 2019-2021

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

a cura di

Michela Rogora e Diego Fontaneto

Verbania, 2022



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 2021 e Rapporto triennale 2019-2021

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. 2022. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2021 e Rapporto triennale 2019-2021. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 190 pp.

SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	6
Executive summary.....	7
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	9
Unità di misura.....	11
1. INDAGINI SUL CAMBIAMENTO CLIMATICO NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO DATI METEOROLOGICI, IDROLOGICI E SUI FENOMENI ESTREMI.....	12
1.1 Pluviometria e idrologia.....	12
1.2 Temperatura dell'aria.....	21
1.3 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	25
2. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLAMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE	29
2.1 Aggiornamento serie storiche	29
2.2 Simulazioni con il modello ecologico-idrodinamico GLM/AED2	37
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI	40
3.1 Acque lacustri	41
3.2 Tributari ed emissario	52
4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI.....	64
4.1 Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	64
4.2 Variazioni della biomassa algale	68
4.3 Metabarcoding.....	70
5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE E BARCODING MOLECOLARE PER L'IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA.....	75
5.1 Popolamento zooplanctonico	75
5.2 Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA	80
6. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI	87
6.1 TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	87

6.2 Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	90
6.3 Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza.....	93
6.4 Conclusioni	94
7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE	95
7.1 Premessa.....	95
7.2 Sovrapposizione della nicchia trofica	95
7.3 Risultati	96
7.4 Discussione e conclusioni	98
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	99
8.1 Geni di ABR e Lago Maggiore	99
PARTE SECONDA - TRIENNIO 2019-2021	107
9. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI	107
9.1 Pluviometria e idrologia.....	107
9.2 Temperatura dell'aria	109
9.3 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	110
10. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLOMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE	114
10.1 Fisica atmosferica locale	114
10.2 Temperatura dell'acqua e ossigeno disciolto	116
10.3 Profondità di mescolamento.....	119
10.4 Stabilità e contenuto di calore	120
10.5 Risultati modello accoppiato idrodinamico/ecologico	122
11. CONSIDERAZIONI GENERALI SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL TRIENNIO 2019-2021	130
11.1 Cambiamenti climatici ed effetti sull'idrochimica.....	130
11.2 Carichi esterni vs processi interni nelle dinamiche temporali dei nutrienti	135
11.3 Qualità delle acque immissarie	140
11.4 Considerazioni conclusive e prospettive future	142

12. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI	147
12.1 Struttura delle associazioni fitoplanctoniche	147
12.2 Metabarcoding.....	151
13. INDAGINI SULL’EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE E BARCODING MOLECOLARE PER L’IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA.....	153
13.1 Popolamento zooplanctonico	153
13.2 Barcoding molecolare per l’identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA	157
14. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI	171
14.1 TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	171
14.2 TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	173
14.3 Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	175
14.4 Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza.....	179
15. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE	182
16. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	184
17. SINTESI E CONCLUSIONI	186
ELENCO DEGLI AUTORI.....	190

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 2021 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Il 2021, che rappresenta l'anno conclusivo del 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. In conclusione del programma triennale, nel presente rapporto viene presentata per ogni ricerca anche una sintesi dei principali risultati ottenuti nel triennio.

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 2019-2021 by the CNR Water Research Institute for the International Commission for the Protection of Italian-Swiss Waters (CIPAIS). In conclusion of the research program, this report also presents, for each research topic, a summary of the main findings of the research period. 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 in response to both natural and anthropogenic drivers.

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;

Yearly precipitation was lower than that of the reference period 1978-2018 (with 1655 mm per year) in 2020 (1413 mm) and 2021 (1451 mm), but higher in 2019 (1930 mm), even if the number of rainy days did not show any change, being from 92 to 113 in the period 2019-2021 and 103 in the reference 1981-2018. The average yearly temperature for the period 2019-2021 was 8.5 C, higher than the reference period 1986-2018, with an average of 8.0 C.

- the evolution of thermal and hydrodynamic regime of Lake Maggiore and of the nutrient dynamics, assessed through numerical modelling;

The strength of winter winds did not seem to change through time, whereas other metrics were clearly influenced by climate warming. In 2019-2021 winter temperatures in the Verbania Pallanza station were warmer than during the previous 20 years. Water temperatures in the hypolimnion below 200 m depth constantly increased from 6.2 in 2005 to 6.9 in 2021, and volumes of water with oxygen concentrations below 6 mg L⁻¹ reached 25% in the last three years. As a consequence of the different warming rates at different depths, stability of the water column increased and mixing depth was rather limited in recent years, with its minimum at 50 m in 2020.

- the long-term variation of the lake trophic status and water quality in relation to the climate change and to the catchment loads;

Chemical data also 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 mg L⁻¹ (40% as saturation) in 2020. Phosphorus concentrations, after a period of regular increase, stabilised in 2019-2021. Nitrogen concentrations show a decreasing phase, also due to transient reduction of N deposition in Lake Maggiore during the lockdown, due to reduced vehicular traffic and industrial activities.

- 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;

Chlorophyll level and algal biovolume were fairly stable in 2019-2021 in comparison to the previous years with diatoms, chlorophytes and cyanophytes confirmed as the dominant phytoplankton groups. Diatoms overturned the other groups promoting the biomass peaks in spring (March-April) and summer (June-July). Growth of

cyanobacteria in 2019-2021 mainly occurred in late summer, with the presence of some species that could be favoured by the high stability of the water column. 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, even if metabarcoding was not able to provide comparable results to that of the visual counting.

Regarding zooplankton, no visible changes could be highlighted in comparison to the previous years, with ample fluctuations in peak periods, as in previous years. Metabarcoding of the zooplankton was optimised with custom protocols and all known species were found. On the contrary, abundance data from visual counts could not be mirrored in read numbers from metabarcoding.

- the temporal variations of water quality indicators such as total organic carbon (TOC), transparent exopolymeric particles (TEP), chlorophyll-a, and picocyanobacteria;

The quantitative study on the presence of TEP and TOC did not reveal any trends that were associated to the production of foam, which were higher in 2019 than in 2020-2021. The concentration of TEP was highly correlated to chlorophyll 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;

Research to define the overlap of the ecological niche among the main fish species in Lake Maggiore performed in 2019-2021 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.

- the presence and distribution of antibiotic resistant genes (ARGs) in the lake.

Research on antibiotic resistance genes in Lake Maggiore mirrors the seasonal use of antibiotics and the impact of the COVID-19 pandemic on ARGs quality and quantity. 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 2019-2021 confirmed the role of the lake as a long-term reservoir of antibiotic resistances.

Altogether the results of the research performed in 2019-2021 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 highlighted 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

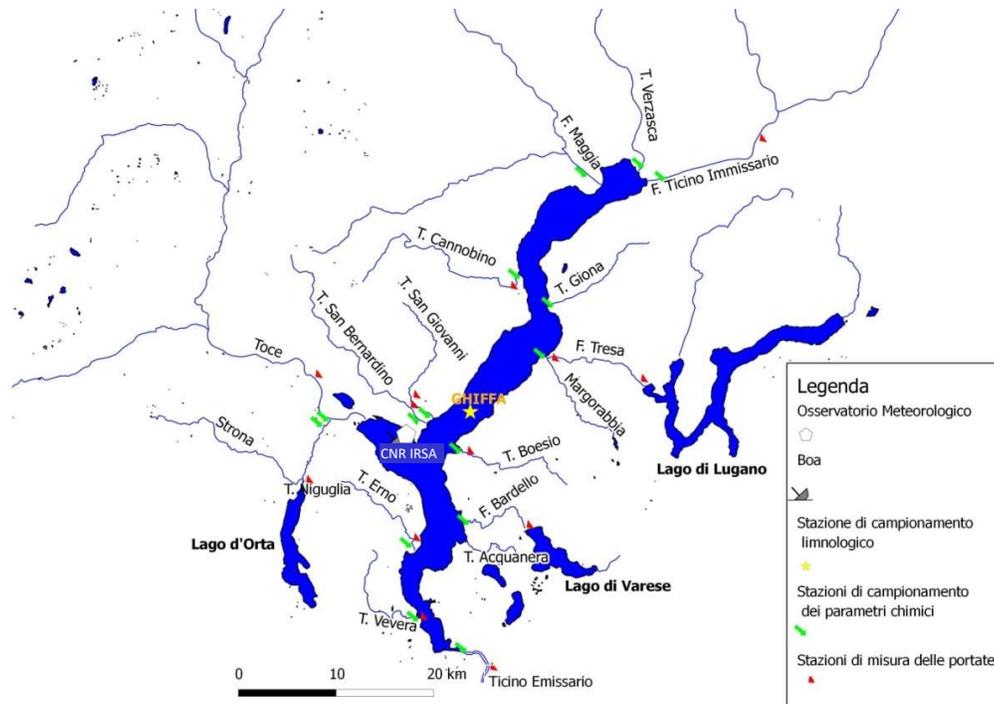
UTM WGS84 32T 463640 5082850

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 ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area1	212,5 km ²	Sviluppo del volume	1,44
Larghezza media	3,9 km	Perimetro	170 km
Profondità massima	370 m	Indice di sinuosità	3,07
Tempo teorico di rinnovo delle acque	~ 4 anni		

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larghezza media (dal lago)	37,6 km
Altitudine media	1.270 m s.l.m.	Indice di compattezza	1,58
Area (lago incluso) ²	6.599 km ²	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1



Unità di misura

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

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

PARAMETRI BIOLOGICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Clorofilla- <i>a</i>	chl- <i>a</i>	[μg L ⁻¹]
Biomassa fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Biomassa zooplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Densità zooplancton	-	[ind m ⁻³]
Carbonio organico totale	TOC	[mg L ⁻¹]
Particelle esopolimeriche trasparenti	TEP	[μg C L ⁻¹]
Picocianobatteri	Pcy	[cell ml ⁻¹]

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

Marzia Ciampittello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca

1.1 Pluviometria e idrologia

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, quali le piogge, le temperature, i giorni piovosi e il vento, 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, strettamente connessi alla conoscenza e alla valutazione della variazione delle portate dei fiumi e del livello del lago.

1.1.1. Piogge

I dati di precipitazione, per l'anno 2021, 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 1978-20 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2021 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2021. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m	GEN	FE B	MA R	AP R	MA G	GI U	LU G	AG O	SE T	OT T	NO V	DI C	ANN O
		s.l.m.													
AIROLO	Ticino immissario	1139	181	52	34	65	234	200	455	62	77	201	92	54	1707
PIOTTA	Ticino immissario	990	152	35	22	42	153	142	370	67	88	128	71	32	1302
FAIDO	Ticino immissario	747	128	39	16	46	131	129	436	71	98	141	69	19	1323
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.- Brenno		575	105	55	7	56	130	115	304	74	94	78	86	16
BIASCA	Ticino immissario	278	112	57	7	83	143	122	344	138	106	122	124	17	1375
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	118	60	16	80	226	112	288	180	116	144	109	28	1477
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	830	91	52	13	65	186	74	271	196	136	114	106	20	1324
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	103	61	15	71	183	92	353	217	208	127	133	18	1581

112
0

GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	87	52	8	58	153	67	291	181	158	86	130	18	1289	
BELLINZONA	Ticino immissario	225	96	58	8	79	160	65	340	260	147	108	128	17	1466	
MAGADINO (Aeroporto)/Cadenazzo	Lago Maggiore		203	115	70	5	90	170	60	377	222	140	128	148	19	154 4
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	136	68	5	85	249	71	346	193	184	161	153	19	1670	
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	120	69	21	99	184	110	438	170	148	134	129	18	1640	
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	116	73	15	97	180	73	422	178	164	134	145	1	1598	
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	142	78	10	116	214	40	439	168	203	180	149	14	1753	
MALVAGLIA	Ticino imm.- Brenno	932	109	61	8	71	169	113	323	130	100	83	125	21	1313	
GNOSCA	Ticino immissario	247	63	53	17	53	145	84	348	185	172	91	120	1	1332	
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	104	68	6	74	158	74	336	282	158	8	125	18	1409	
LUZZONE DIGA	Ticino imm.- Brenno	1617	158	65	36	104	248	164	421	119	55	155	106	41	1674	
ACQUACALDA	Ticino imm.- Brenno	1775													1617	
PASSO MUAZ	Ticino imm.- Brenno	1698													1630	
OLIVONE	Ticino imm.- Brenno	930	131	80	15	73	152	134	388	69	94	92	99	21	1348	
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	109	80	23	82	229	49	433	190	191	171	140	14	1712	
@ PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	4	43	24	55	206	179	444	66	79	154	50	35	1340	@
L. TOGGIA	Toce	2200	209	34	60	43	164	108	362	70	91	119	83	43	1387	
L. SABBIONE	Toce	2462	109	33	28	23	155	151	383	63	70	100	72	31	1218	
L. MORASCO	Toce	1820	171	42	43	26	197	146	377	75	68	131	83	58	1417	
L. VANNINO	Toce	2183	129	34	48	44	209	123	458	65	112	5	67	25	1320	
@ CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	74	36	9	30	197	143	277	30	94	123	92	12	1119	@
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	99	44	10	43	208	156	275	34	42	133	115	11	1170	
DOMODOSSOLA	Toce	240	271	50	12	44	207	143	282	33	49	134	114	13	1351	
CODELAGO	Toce-Devero	1800	180	51	37	44	251	152	324	63	65	132	93	50	1442	
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	142	43	31	51	271	184	411	56	68	163	104	47	1571	
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	137	44	19	31	218	149	360	71	74	135	97	26	1361	
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	152	27	20	37	190	126	146	15	66	103	89	65	1036	
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	118	48	32	59	248	233	264	32	85	151	103	61	1434	
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	85	33	6	40	199	175	295	16	81	118	89	11	1145	
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	126	55	18	83	319	194	397	48	113	232	129	23	1737	
PONTETTO	Toce-Isorno	348	109	44	10	39	174	142	232	14	54	151	11	13	992	
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	100	36	6	50	202	102	385	32	124	176	127	11	1349	
@ Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	25	33	18	70	329	188	358	67	86	247	102	6	1528	@
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	104	30	14	62	266	179	284	41	53	213	130	19	1397	
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	112	32	12	72	229	156	194	44	71	140	137	20	1219	
@ ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	135	40	21	63	224	157	219	31	86	151	144	17	1289	@
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	18	5	15	22	73	80	79	23	60	97	114	4	590	
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	73	19	6	46	233	216	183	41	45	157	122	14	1155	
@ MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza		282	0	4	43	24	55	206	179	444	66	79	154	35	134 0
CEPPO MORELLI (Alpe Collia)	Toce-Anza		199	5	51	33	29	82	222	182	205	36	83	147	134	121 2
ANZINO	Toce-Anza	669	100	32	9	41	225	133	191	39	64	138	129	15	1116	
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	174	62	13	92	298	75	254	100	87	261	186	15	1618	
OMEGNA	Toce-Strona	298	147	76	19	68	217	59	254	66	122	202	173	16	1418	
@ MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	158	84	17	66	154	84	199	19	157	123	171	17	1250	@
@ MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	51	71	21	87	286	80	297	65	177	221	200	15	1570	@
ROBIEI	Maggia	1910	219	72	54	131	309	256	593	82	117	323	138	56	2351	
CEVIO	Maggia	417	133	48	8	57	205	128	357	62	90	171	120	16	1395	
BOSCO GURIN	Maggia	1486	193	49	26	89	253	242	396	61	92	174	119	32	1726	
@ MOSOGNO	Maggia	771	141	63	15	83	243	114	501	107	113	217	154	14	1765	@
@ CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226													1569	@
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	121	51	12	47	173	121	344	45	78	125	115	15	1248	
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	138	51	19	58	222	208	311	85	119	225	107	22	1565	

SAMBUCO DIGA	Maggia	147	170	57	32	65	205	180	410	79	129	148	117	30	162
FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	129	40	18	58	215	185	410	79	136	163	95	19	1545
MAGGIA	Maggia	327	115	60	15	67	190	123	477	122	108	183	124	13	1598
PALAGNEDRA	Maggia	498	138	64	9	73	261	89	454	148	94	202	154	13	1699
CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	146	64	12	81	286	101	418	120	96	249	167	13	1753
SONOGNO	Verzasca	913	134	71	12	96	233	185	552	116	143	161	121	18	1842
AROSIO	Tresa	860	116	80	19	122	241	67	267	109	190	181	183	21	1597
ISONE	Tresa	810	88	63	10	98	220	63	387	225	169	151	187	17	1676
LUGANO	Tresa	273	112	67	7	77	155	48	297	192	188	134	147	20	1444
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	134	83	19	144	267	57	376	156	174	192	161	21	1784
PONTE TRESA	Tresa	274	123	74	5	94	168	47	360	134	147	176	162	25	1515
STABIO	Tresa	353	157	84	14	85	145	31	332	142	214	160	157	19	1540
MENDRISIO	Tresa	290	138	81	8	79	146	21	398	115	199	130	180	24	1519
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	150	60	5	92	286	109	322	133	114	253	176	15	1715
@ CANNOBIO	Cannobino	220	127	69	6	104	247	52	367	124	180	206	150	12	1642 @
@ MOTTAC	S. Bernardino	1695	49	57	16	75	281	107	314	71	80	276	142	5	1473 @
@ CICOGNA	S. Bernardino	770	169	86	27	82	345	82	401	88	105	346	213	18	1962 @
@ UNCHIO	S. Bernardino	283	152	79	19	74	236	48	305	79	166	220	159	16	1553 @
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	-	-	-	62	232	82	267	62	98	249	184	19	1255
@ CANDOGLIA	Toce	201	139	64	15	60	253	47	266	101	74	281	155	14	1469 @
PALLANZA	Lago Maggiore	211	174	83	14	60	205	51	304	76	171	194	184	16	1530
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	93	60	12	88	215	63	307	106	206	149	104	12	1416
GAVIRATE	Bardello	284	139	69	4	73	125	65	75	-	-	-	-	-	550
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	148	84	10	63	161	29	298	97	248	138	158	24	1458
AZZATE	Bardello	320	132	58	4	28	97	38	204	75	215	95	109	21	1074
@ SOMERARO	Lago Maggiore	470	172	86	16	76	238	51	337	29	197	177	190	15	1585 @
MIORINA	Ticino emissario	195	131	74	0	55	111	84	153	102	103	95	129	10	1047
	2021		122	56	17	68	209	115	335	97	119	160	127	21	1451
	1978-2020		72	64	99	167	199	160	132	160	168	195	160	81	1656
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

@ dato da validare - dato mancante dato ricostruito dato parziale

Alcune stazioni delle Officine Idroelettriche della Blenio Maggia hanno fornito un valore totale annuale. Sono stati riportati solo questi ultimi, lasciando in bianco i valori mensili.

In attesa della completa validazione dei dati del 2021, si può dire che in quest'anno mediamente, all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore, sono caduti 1451 mm, valore leggermente superiore a quello del 2020. Dal 2000 a oggi, il 43% delle piogge annuali ha fatto registrare un valore inferiore a 1451 mm e il 67% inferiori ai 1700 mm.

La distribuzione delle piogge annuali è stata molto variabile con valori che vanno dai 590 mm registrati a Camposecco ai 2351 mm registrati a Robiei. Il 54% delle stazioni analizzate hanno registrato piogge inferiori ai 1500 mm e il 15% superiori ai 1700 mm, il 3 % inferiori ai 1000 mm e l'1% superiori ai 2000 mm; il 27% delle stazioni ha fatto registrare piogge con valori compresi tra i 1500 e i 1650 mm. Le piogge mensili (fig. 1.1) sono state tutte al di sotto dei valori di riferimento tranne nei mesi di gennaio, maggio e luglio. A maggio le piogge sono state di poco superiori alla media, a gennaio e a luglio invece di molto superiori alla media dei due periodi di riferimento, 122 mm e 335 mm rispettivamente, contro i valori medi 72 mm e 63 mm (1978-2020 e 1921-1977) e 132 mm e 142 mm (1978-2020 e 1921-1977), rispettivamente.

I mesi che hanno fatto registrare meno piogge sono stati marzo (17 mm) con solo il 17% delle piogge che mediamente cadono nel mese, e dicembre (21 mm) con solo il 26% delle piogge che cadono mediamente nel mese. Altri mesi caratterizzati da poche precipitazioni, inferiori alla media sono stati aprile, con il 42% delle piogge medie mensili e agosto con il 59% delle piogge medie mensili.

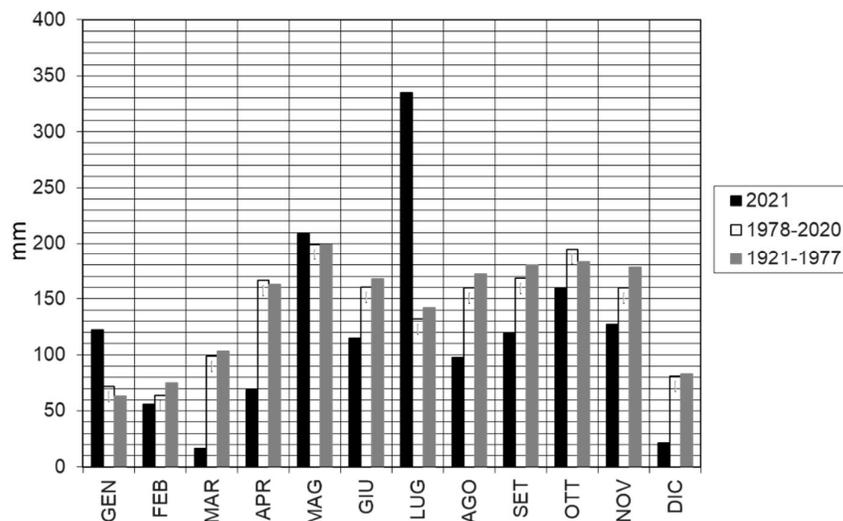


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2021 e periodi di riferimento (1978-2020 e 1921-1977) a confronto.

Anche la distribuzione delle piogge mensili è stata notevolmente diversa da stazione a stazione. Ad esempio, a ottobre si sono registrate piogge variabili tra i 5 mm registrati sul Vannino e i 346 mm registrati a Cicogna, a luglio piogge variabili tra i 79 mm registrati a Camposecco e 593 mm a Robiei.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2021, 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. In particolare, le linee rosse e gialle rappresentano piovosità inferiori alla media, quelle verdi appena al di sotto della media, quelle azzurre nella media e quelle blu al di sopra della media.

Si possono notare nuclei di precipitazioni sopra la media in particolare nell'alta Valle Maggia e in Valgrande e zone con precipitazioni prossimi a valori medi intorno al lago e nell'alta Valle Verzasca e lungo la Tresa.

Nuclei a minori precipitazioni, molto al di sotto dei valori medi pluriennali si sono registrati in Ossola, in particolare in Valle Anzasca e Valle Antrona, lungo il Toce e nelle zone a Sud del lago.

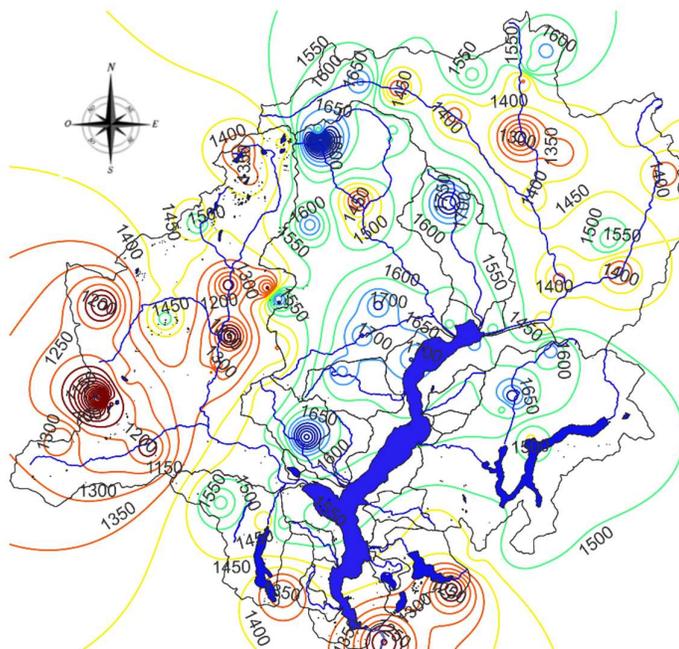


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2021.

Per quanto riguarda l'andamento stagionale delle piogge riportato in Fig. 1.3, si vede come l'inverno e l'estate siano state maggiormente piovose rispetto alle stagioni di riferimento, mentre la primavera e l'autunno abbiano fatto registrare piogge inferiori alle medie stagionali di riferimento. L'inverno ha fatto registrare il 46% in più delle piogge che mediamente cadono e l'estate il 17% in più. In primavera si sono registrate solo il 63% delle piogge che mediamente cadono in quella stagione e in autunno il 76%.

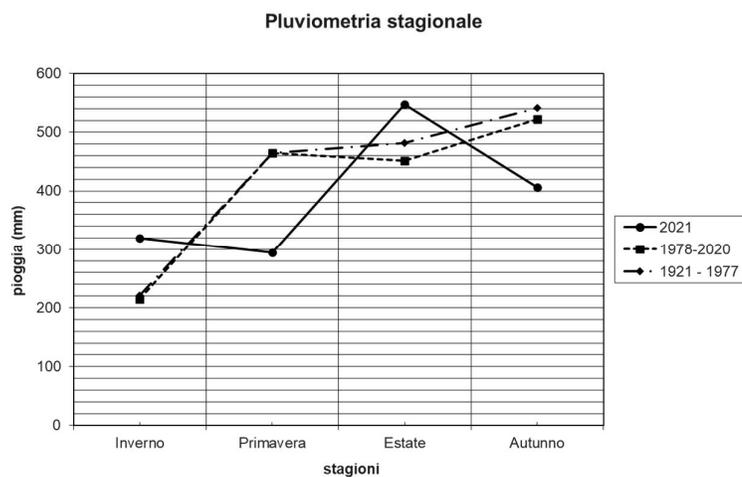


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2021 e periodi di riferimento (1978-2020 e 1921-1977) a confronto.

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 2021, attraverso le reti di rilevamento del CNR IRSA, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna (UFAM), del Consorzio del Ticino, di ARPA Piemonte, sono riportati in Tabella 1.3. I dati di portata del Torrente del Bardello all'uscita dal Lago di Varese sono stati resi disponibili dalla Provincia di Varese, Settore Territorio – Ufficio Tutela del Paesaggio e della Biodiversità, nell'ambito delle attività svolte nell'Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale Lago di Varese.

Non sono ancora stati ripristinati gli strumenti sui corsi d'acqua San Bernardino, Erno, Vevera e Margorabbia.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2021. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km²) e caratteristiche altimetriche (m).

Corso d'acqua	Regione Amministrativa	Area sez. misura	Quota sez. misura	Area total e	Altitu dine massima	Altitu dine media
Ticino immissario	Canton Ticino	1515	220	1616,2	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926	202	926,1	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107	215	110,4	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55	226	60,7	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125	225	130,8	2301	1228
Toce	Piemonte	1532	198	1774,1	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115,7	289	115,7	1643	595
Erno	Piemonte	25	220	25,6	1491	657
Vevera	Piemonte	21	196	21,4	912	449
Bardello	Lombardia	111,7	238	134,3	1227	284
Boesio	Lombardia	45	197	45,4	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94,5	197	94,6	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615	271	754,2	2245	650
Ticino emissario	Lomb-Piemonte	6599	191	6599	4633	1283

I dati di portata disponibili per l'anno 2021 indicano valori medi annuali inferiori alle medie dei periodi di riferimento per tutti i corsi d'acqua; tra il 40 e il 50% delle medie pluriennali per il Niguglia, il Boesio e il Cannobino e di poco inferiori alla media per gli altri corsi d'acqua.

I massimi valori si sono registrati per tutti i corsi d'acqua a gennaio e febbraio e per il Toce anche a marzo. Per il Ticino Immissario ed Emissario si sono registrati massimi superiori ai periodi di riferimento anche a luglio ed agosto, per il Toce a luglio, per il Bardello ad agosto e ottobre, e per la Tresa a ottobre.

I valori minimi si sono registrati tra giugno, settembre e dicembre ma in alcuni corsi d'acqua anche a marzo e aprile; in particolare: il Ticino Immissario ha fatto registrare i minimi nei mesi di febbraio, marzo e dicembre; il Cannobino a giugno, settembre e dicembre; il San Giovanni a giugno e settembre; il Toce a settembre e dicembre; il Niguglia a settembre; il Bardello a giugno; la Tresa ad aprile e il Ticino Emissario a marzo e dicembre.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2021 e dei periodi di riferimento.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2021 *	45,29	30,37	30,73	40,64	87,03	96,37	121,70	100,58	47,50	63,65	45,18	35,60	62,36
	1978-20	33,87	32,01	36,46	56,82	107,32	118,48	87,96	64,13	65,14	74,91	62,73	38,88	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	2021 *	1,73	2,60	1,53	1,68	5,42	1,23	2,11	2,38	1,24	4,06	2,58	1,30	2,33
	1978-20	2,43	2,37	4,44	8,33	9,66	6,37	4,32	4,19	6,62	8,63	6,58	3,85	5,73
S. GIOVANNI	2021 *	-	-	-	1,17	5,02	0,91	1,54	1,23	1,00	4,01	2,26	1,55	2,17
	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	2021 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2021 *	31,84	38,90	36,61	39,45	89,34	92,04	112,57	57,25	34,38	48,35	35,20	29,76	53,97
	1978-20	29,12	27,80	35,29	63,99	116,89	119,22	80,90	59,34	61,56	76,23	70,31	35,84	64,79
	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	2021 *	-	-	-	1,08	2,89	1,37	1,47	1,37	0,88	2,36	2,24	1,46	1,67
	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	2021 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2021 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2021 *	2,88	6,49	1,90	0,90	0,86	0,41	0,68	4,98	1,27	6,58	1,47	1,44	2,47
	1978-20	2,73	2,35	2,52	2,79	3,79	3,68	2,32	1,29	1,89	2,65	2,79	2,45	2,60
	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	2021 *	0,41	0,36	0,17	-	-	0,50	0,89	0,81	0,72	1,05	0,77	0,58	0,70
	1978-20	1,19	0,97	1,31	1,88	2,24	1,71	1,28	1,00	1,42	1,96	1,75	1,09	1,47
MARGORABBIA	2021 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2021 *	20,44	24,32	16,04	9,65	22,26	18,87	12,54	38,93	14,30	30,01	16,87	16,03	20,04
	1978-20	14,96	13,06	16,80	28,02	38,62	30,72	21,01	15,85	18,77	26,36	28,61	18,39	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.	2021 *	185,58	179,14	169,61	206,27	304,19	301,93	471,98	413,24	182,30	302,81	219,93	167,45	259,70
	1978-20	156,45	151,25	180,43	291,48	461,19	435,44	335,74	253,52	253,87	352,56	291,89	194,17	281,11
	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. Il Ticino Immissario e il Ticino Emissario hanno lo stesso andamento durante l'anno con valori superiori alle medie di riferimento solo a gennaio, luglio ed agosto mentre per tutti i restanti mesi dell'anno si sono mantenuti al di sotto delle medie pluriennali di riferimento. Anche il Toce ha un andamento simile ai due precedenti corsi d'acqua ma differisce per la presenza di valori superiori alle medie di riferimento anche a febbraio e nella media ad agosto.

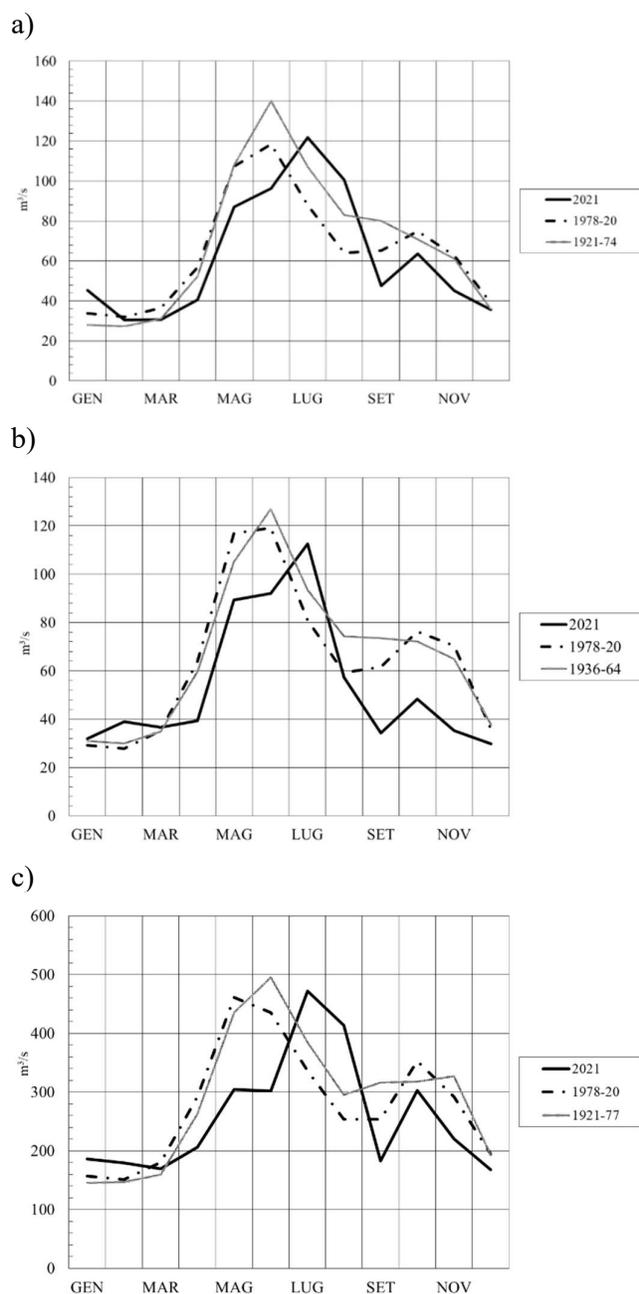


Fig. 1.4 a,b,c. Lago Maggiore 2021. Regime delle portate (m³/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

1.1.3. Livello del lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2021 (Fig. 1.5) è stato condizionato dalla distribuzione delle piogge durante l'anno. Le scarse piogge di marzo ed aprile hanno determinato un abbassamento consistente del livello, recuperato dalle piogge di maggio e luglio che lo hanno visto raggiungere la quota di 194,85 m s.l.m.

Le scarse piogge di agosto e settembre e gli utilizzi delle sue acque hanno determinato un nuovo abbassamento fino alla quota di 193,28 m s.l.m. a settembre, valore

al di sotto della media di riferimento. Le piogge di ottobre, non particolarmente consistenti, hanno riportato il livello del lago a valori solo prossimi a quelli medi del mese. Le successive scarse piogge di novembre e dicembre hanno determinato un nuovo abbassamento del livello che ha raggiunto a fine dicembre la quota di 193,14 m s.l.m..

Il valore medio annuale è stato calcolato pari a 193,82 m s.l.m., valore inferiore di poco alla media pluriennale 1952-2020.

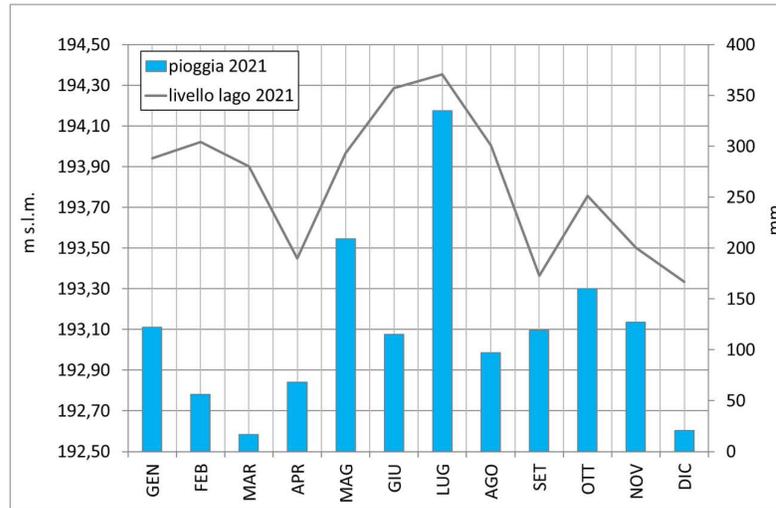


Fig. 1.5. Andamento medio dei livelli del lago per il 2021 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Rispetto al periodo di riferimento il livello del lago nel 2021 si è mantenuto al di sopra nei mesi di gennaio, febbraio e marzo e poi, per effetto della nuova regola di gestione dei livelli primaverili estivi, ancora al di sopra del livello medio pluriennale nei mesi di giugno, luglio e agosto.

Per quanto riguarda i valori minimi registrati, il livello minimo assoluto raggiunto è stato di 193,00 m s.l.m. il 29 aprile. Tale valore risulta molto al di sopra del minimo storico raggiunto nel mese di aprile, nel 1953 e pari a 192,59 m s.l.m.

Il nuovo limite di regolazione di 194,35 m s.l.m. (linea tratteggiata rossa nel grafico) è stato raggiunto tra il 12 e il 13 di maggio, superato tra l'8 e il 18 luglio per effetto delle piogge del mese. In modo variabile intorno a tale limite di regolazione, il livello è rimasto fino all'11 di agosto quando ha poi iniziato a scendere in modo costante fino a settembre.

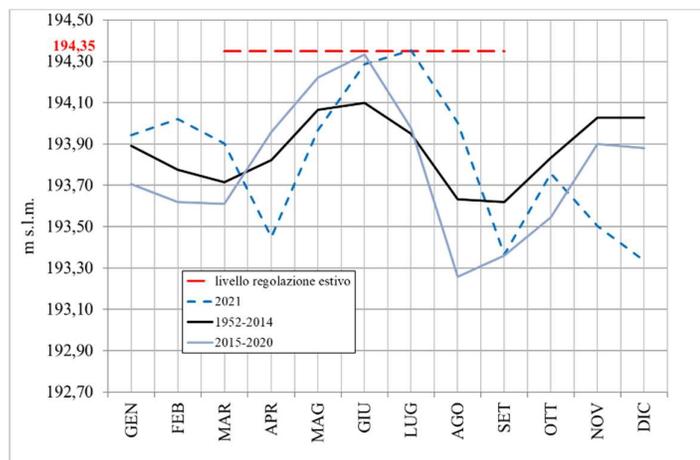


Fig. 1.6. Andamento medio del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2020 (linea azzurra), anno 2021 (linea azzurra tratteggiata) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

1.2 Temperatura dell'aria

Il 2021 rappresenta l'ultimo anno del triennio nel quale si è iniziato a valutare la temperatura, media, massima e minima, all'interno dell'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore. Si sono raccolti dati di temperatura in diverse stazioni ubicate sia in Italia che in Svizzera, sia in Piemonte che in Lombardia, in particolare dalla rete pluviometrica cantonale, Ufficio dei corsi d'acqua, Dipartimento del territorio, Cantone Ticino (Svizzera); dalla rete di Meteo Svizzera; dalle stazioni delle Officine Idroelettriche della Blenio-Maggia SA; dalle stazioni del Centro Geofisico Prealpino; dalle stazioni di ARPA Piemonte; dalle stazioni del CNR IRSA; da alcune stazioni dell'ex Ufficio Idrografico del Po.

I dati raccolti fino ad oggi partono dal 1981 e sono abbastanza completi per quanto riguarda i valori massimi e minimi di temperatura, con qualche lacuna invece per quanto riguarda i valori medi. Si continuerà comunque ad implementare la base dati per ottenere indicazioni più robuste possibili sulle caratteristiche meteo-climatiche dell'areale del Lago Maggiore e la loro evoluzione nel tempo, anche cercando valori precedenti al 1981, se disponibili.

Oltre all'analisi della temperatura per il 2021 si è quindi iniziato ad analizzare l'evoluzione delle temperature massime e minime con l'indice adimensionale di anomalia standardizzato SAI, prendendo come media e deviazione standard di riferimento quelle calcolate sul periodo 1981-2010.

Per quanto riguarda l'analisi della temperatura media si è calcolato lo scarto cumulato dalla media considerando il periodo di riferimento 1991-2020, data la scarsità di dati trovati precedenti al 1990.

La temperatura media annuale del bacino del Lago Maggiore nel 2021 (Fig 1.7) è stata di 8 gradi con mesi caratterizzati da temperature elevate come giugno, luglio, ed agosto con temperature medie di 16,2 °C, 16,5 °C e 16,4 °C rispettivamente. I mesi più freddi sono stati gennaio con una temperatura media di -1,8 °C e dicembre con una temperatura media di 1,6 °C. All'interno del bacino la variabilità termica è comunque molto elevata, si passa da una temperatura minima di -10,7 °C misurata a gennaio a

Macugnaga Passo Moro ad una temperatura massima di 24,1 °C a Verbano Centrale a giugno.

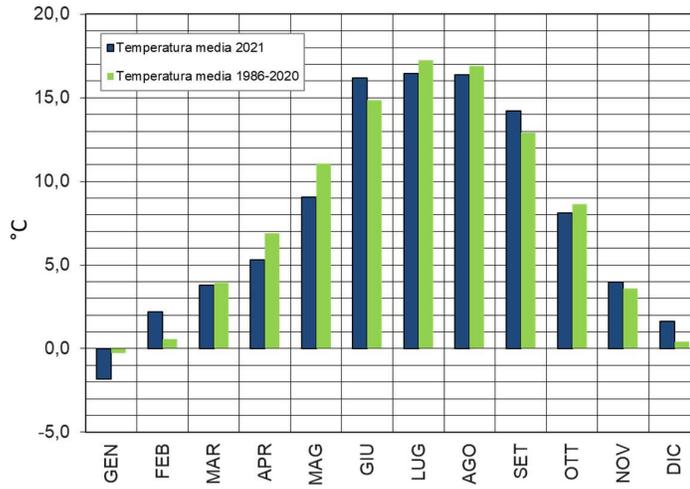


Fig. 1.7. Andamento mensile della temperatura media (°C) all'interno del bacino del Lago Maggiore a confronto con il periodo di riferimento 1986-2020.

La temperatura media del 2021 è stata superiore a quella di riferimento a febbraio, giugno, settembre dicembre e leggermente superiore a novembre. È stata decisamente inferiore a gennaio e inferiore a marzo, aprile, maggio, luglio, agosto e ottobre. Mediamente è stata di poco inferiore a quella media del periodo di riferimento pari a 8,1 °C.

In figura 1.8 è riportata la distribuzione spaziale delle temperature medie annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2021.

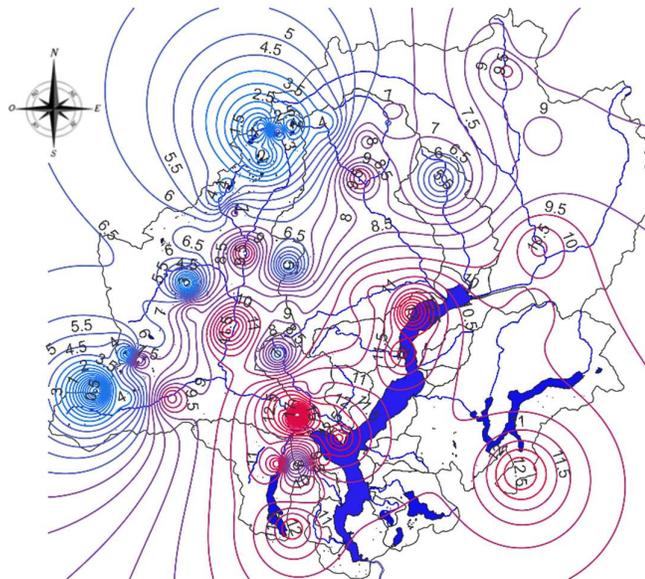


Fig. 1.8. Distribuzione spaziale delle temperature medie annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2021.

I valori medi di temperatura sono identificati in figura 1.8 con le curve di colore viola. Le curve blu/azzurre rappresentano valori sotto la media e le curve rosse valori sopra la media.

Si possono quindi identificare dei nuclei a minori temperature come quelli delle zone occidentali più montuose o dei rilievi della Valgrande e della Verzasca e nuclei a temperature maggiori nelle aree più vicine al lago ed in particolare Pallanza, Omegna, Mergozzo e Verbanò Centrale.

Attraverso lo scarto cumulato dalla media (Fig. 1.9) ovvero la somma delle differenze tra i dati annuali di temperatura media e la media delle temperature calcolata per il periodo 1991-2020, è possibile identificare un andamento dei valori medi considerando che la linea rossa rappresenta il valore medio.

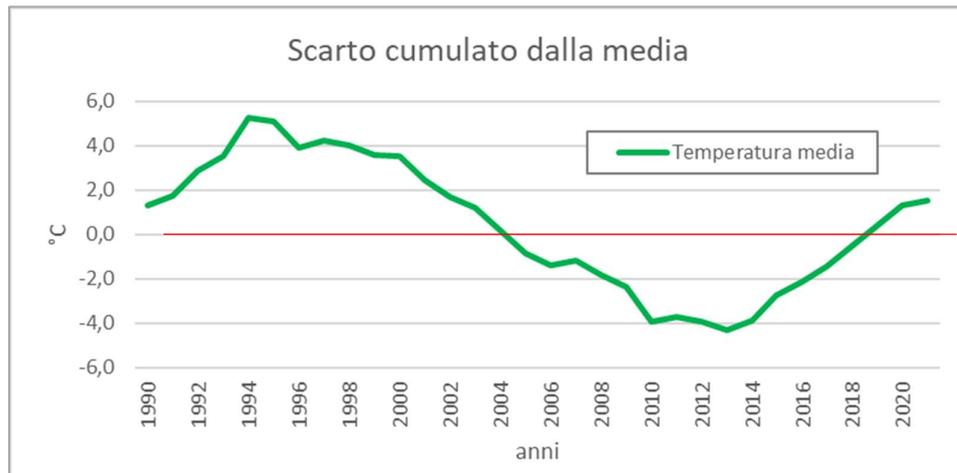


Fig. 1.9. Andamento annuale dello scarto cumulato dalla media della temperatura media rispetto al periodo di riferimento 1991-2020. La linea rossa rappresenta il valore medio.

Dal grafico di figura 1.9 si evince che la temperatura media ha avuto un andamento in diminuzione dal 1994 fino a valori inferiori alla media nel 2012 e che dal 2014 ad oggi l'andamento è invece in aumento. Dal 2019 si è tornato a valori superiori alla media di riferimento.

Per quanto riguarda i valori minimi e massimi assoluti in figura 2.0 (a) e (b) sono riportate le distribuzioni spaziali per il 2021 delle temperature minime assolute e massime assolute rispettivamente.

Per quanto riguarda i valori minimi assoluti si identificano in figura 2.0(a) con i nuclei di colore azzurro chiaro e sono distribuiti lungo la parte occidentale del bacino alle quote più elevate. Il minimo assoluto registrato è stato $-24,5\text{ °C}$ a febbraio, nella stazione di Pian dei Camosci. Altre stazioni caratterizzate da temperature minime intorno ai $-24/-20\text{ °C}$ a febbraio sono state quelle dei laghi Vannino, Sabbione, Toggia, (-24 °C , -23 °C , -20 °C), e quelle di Devero, Codelago e Macugnaga Passo Moro ($-21,6\text{ °C}$, -20 °C , -20 °C).

Per quanto riguarda i valori massimi assoluti in figura 2.0(b) si identificano con i nuclei di colore rosso quelli a temperature più elevate e a temperature minori quelli di colore giallo. La temperatura massima assoluta è stata di $35,3\text{ °C}$ registrata a giugno a Domodossola Nosere e a luglio di $34,6\text{ °C}$ registrata a Domodossola Rosmini. Altre stazioni dove si sono registrati valori intorno ai 30 °C sempre a giugno, sono state

Malvaglia (30,7 °C), Verbanò Centrale (33,9 °C), Crodo (31,6 °C), Druogno (30,5 °C), Anzino (30,4°C), Omegna (31 °C), Monte Mesma (32 °C), Caveragno Centrale (30,2 °C), Palagnedra (33 °C), Cannobio (33,4 °C), Cicogna (30,6 °C), Unchio (34,2°C), Mergozzo (34,1 °C), Candoglia (33,6 °C), Pallanza (34,6°C) e Someraro (33,9°C).

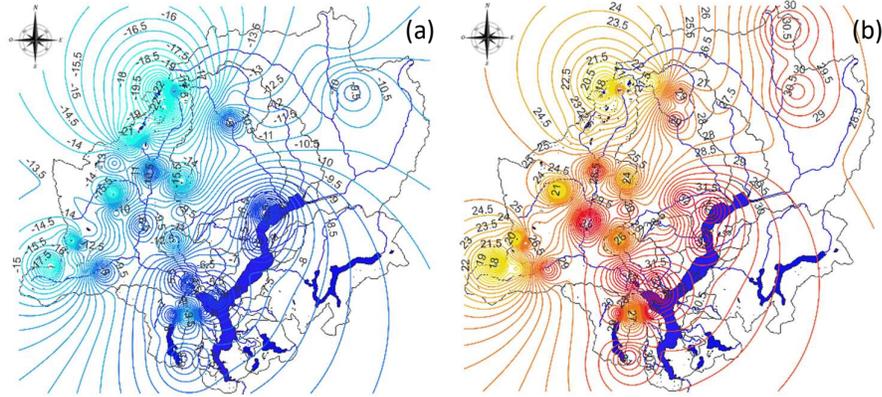


Fig. 2.0. Distribuzione spaziale delle temperature minime (a) e massime (b) annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2020.

Per capire meglio come si stanno evolvendo le temperature massime assolute e minime assolute all'interno del bacino del Lago Maggiore, si è calcolato l'indice SAI per i dati fino ad ora raccolti dal 1981 al 2021. In figura 2.1 (a), (b) si riporta l'andamento grafico di tale indice per le temperature minime e massime, rispettivamente.

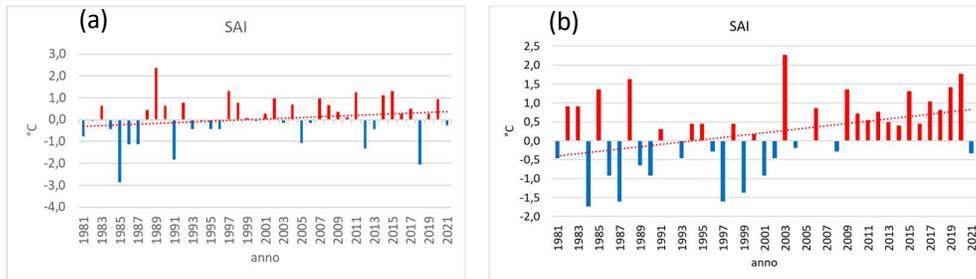


Fig. 2.1. Andamento dell'indice SAI per le temperature minime (a) e massime (b) annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per il periodo 1981-2021.

L'indice può assumere valori superiori a zero, identificati nella figura 2.1 dalle barre rosse ad indicare una anomalia positiva e quindi un indice sopra la media, o uguali a zero, ovvero l'indice è entro la media, o inferiori a zero, identificati in figura 2.1 dalle barre blu ad indicare una anomalia negativa e quindi un indice sotto la media.

Per quanto riguarda le temperature minime (Fig. 2.1(a)) si identificano valori dell'indice sia positivi che negativi distribuiti abbastanza equamente dal 1981 al 2021. Infatti, la retta di tendenza è solo leggermente in salita.

Per quanto riguarda invece le temperature massime (Fig. 2.1 (b)) le anomalie positive e negative sono variabili fino agli inizi degli anni 2000, successivamente si identificano quasi esclusivamente anomalie positive. Infatti, la retta di tendenza è chiaramente in aumento.

1.3 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.

1.3.1 Vento

Per quanto riguarda il vento in tabella 1.4 si riportano i valori medi annuali e la raffica massima per l'anno 2021 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 2021.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,6	WNW/NE	23,6	WNW
Domodossola	252	0,9	N/NNE	20,7	NNE
Lago Paione	2269	2	NE/SSW	34,7	NE
Macugnaga	2820	2,7	SSW	34,3	SSW
Mottarone	1491	3,2	N/SW	32,6	N
Pian Camosci	2450	2,5	NE	30,8	NE

I dati del vento sono continui nelle stazioni di Pallanza e con qualche discontinuità a gennaio per la stazione di Mottarone e a dicembre per Domodossola. Nelle stazioni di Pian dei Camosci e del Lago Paione ci sono alcuni dati mancanti nei primi mesi dell'anno mentre nella stazione di Passo Moro i dati sono discontinui per tutti i mesi dell'anno. Le discontinuità riscontrate non impediscono comunque di analizzare i dati presenti e 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 77,4% dei valori della velocità media è compreso tra 1-2,5 m/s e solo il 13,5% tra 0-0,09 m/s, a Domodossola invece il 62,3% dei valori è compreso tra 0-0,09 m/s e il 36% tra 1-2,5 m/s. Per quanto riguarda la stazione sul Lago Paione il 48,6% dei valori delle velocità medie è compreso tra 1-2,5 m/s e il 22,1% è ugualmente ripartito tra le classi 0-0,09 m/s e 2,6-5 m/s, a Macugnaga Passo Moro si è registrato il 55,2% dei valori compreso tra 2,6-5 m/s e il 42,5% tra 1-2,5 m/s, anche a Mottarone il 45,3% dei valori è compreso tra 2,6-5 e il 43,6% dei valori tra 1-2,5 m/s, a Pian dei Camosci il 54,9% dei valori tra 1-2,5 m/s e il 38,3% dei valori tra 2,6-5 m/s. La velocità media maggiore si è registrata nella stazione di Mottarone, di poco inferiore quella registrata nelle stazioni di Macugnaga Passo Moro e Pian dei Camosci. La stazione dove si è registrata la velocità media inferiore è quella di Domodossola.

Per quanto riguarda le raffiche, a Pallanza i valori si sono distribuiti per il 37,6% tra 5,1-7,5 m/s e per il 31,2% tra 2,6-5 m/s e a Domodossola per il 40,9% tra 2,6-5 m/s e per il 32,3% tra 5,1-7,5 m/s. Per quanto riguarda la stazione sul Lago Paione il 54,7% delle raffiche ha fatto registrare una velocità > 10 m/s e il 17% tra 2,6-5 m/s, anche a Macugnaga Passo Moro il 60,5% delle raffiche ha fatto registrare valori > 10 m/s e il 25,5% tra 7,6-10 m/s. Alla stazione di Mottarone il 32,9% delle raffiche ha fatto registrare valori tra 5,1-7,5 m/s e il 30,3% > 10 m/s. Infine anche nella stazione di Pian dei Camosci il 61,4% delle raffiche ha registrato valori > 10 m/s mentre il 20,6% tra 5,1-7,5 m/s.

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

In Fig. 2.1 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 pressochè unimodale per Macugnaga (d), trimodale per Pallanza (a) e Lago Paione (c) e pressochè bimodale per Mottarone (e).

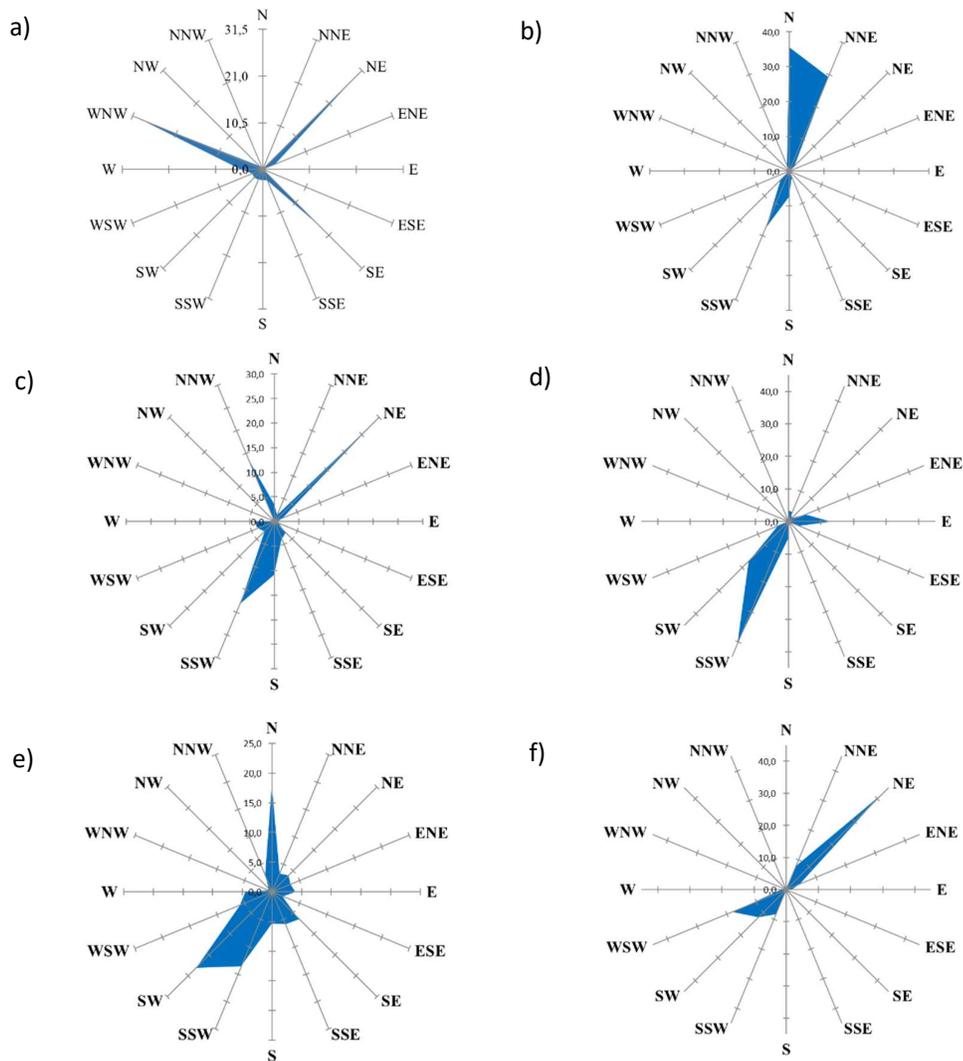


Fig. 2.1. Rosa dei venti a 16 quadranti per l'anno 2021, per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci.

Rispetto ai valori pluriennali di velocità media e raffica, nonché direzione prevalente, si sono confrontati i dati del 2021 con i riferimenti pluriannuali specifici di ciascuna stazione. In tabella 1.5 sono riportati i valori a confronto.

Tab. 1.5. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2021 e per ciascun periodo di riferimento.

Stazione	Velocità media (m/s)		Direzione prevalente		Raffica massima (m/s)	
	2021	2001-2020	2021	2001-2020	2021	2001-2020
Pallanza	1,6	1,6	WNW	WNW	23,6	33,2
	2021	2000-2020	2021	2000-2020	2021	2000-2020
Lago Paione	2	2,1	NE	NE	34,7	45,9
	2021	1990-2020	2021	1990-2020	2021	1990-2020
Domodossola	0,9	1,2	N	N	20,7	32,1
Macugnaga	2,7	2,8	SSW	S	34,3	41,9
Mottarone	3,3	3,4	N	SW	32,6	42
Pian Camosci	2,5	2,5	NE	NE	30,8	36,1

La direzione prevalente del vento si è mantenuta per l'anno 2021 uguale al valore pluriennale tranne che per Macugnaga Passo Moro dove rispetto alla direzione S del periodo di riferimento, quella prevalente per il 2021 è stata SSW, come per il 2020 e Mottarone dove rispetto alla direzione SW del periodo di riferimento, quella prevalente per il 2021 è stata da N.

Per quanto riguarda la velocità media nel 2021 tutte le stazioni hanno fatto registrare valori minori rispetto a quelli di riferimento, Pallanza e Pian dei Camosci uguali.

Anche per quanto riguarda la raffica in tutte le stazioni si sono registrati valori inferiori ai valori massimi registrati nel periodo di riferimento.

1.3.2 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 2021, sono stati mediamente 103, valore pressoché nella media dei giorni piovosi calcolati dal 1981 al 2020 pari a 104.

Confrontando quindi i giorni piovosi e le piogge del 2021 con i giorni piovosi e le piogge del periodo di riferimento 1981-2020 (Fig. 2.2) il rapporto giorni piovosi/pioggia è molto variabile nei diversi mesi dell'anno. Si sono registrati giorni piovosi nella media a febbraio, inferiori alla media del periodo di riferimento a marzo, aprile, maggio, agosto, settembre, ottobre e dicembre legati alle poche piogge cadute in quei mesi, ad eccezione del mese di maggio. Le piogge del mese di maggio 2021 sono state leggermente superiori alla media pluriennale ma i giorni piovosi di quel mese sono stati inferiori a quelli del periodo di riferimento, indice di probabili eventi intensi durante tale mese. Nel mese di giugno al contrario, a fronte di piogge inferiori alla media, i giorni piovosi registrati nel 2021 sono stati superiori a quelli del periodo di riferimento, indice questo di una pioggia maggiormente distribuita nel mese. Anche nel mese di ottobre 2021 i giorni piovosi sono stati maggiormente inferiori alla media di riferimento rispetto alle minori piogge cadute; anche in questo caso si può pensare alla presenza di eventi intensi. Nel mese di novembre,

come per il mese di giugno, maggiori giorni piovosi del 2021 non corrispondono a maggiori piogge; anche in questo caso le piogge si sono distribuite maggiormente durante il mese. Per quanto riguarda invece i mesi di gennaio e luglio, il maggior numero di giorni piovosi rispetto a quelli del periodo di riferimento è legato alle maggiori piogge cadute in questi mesi.

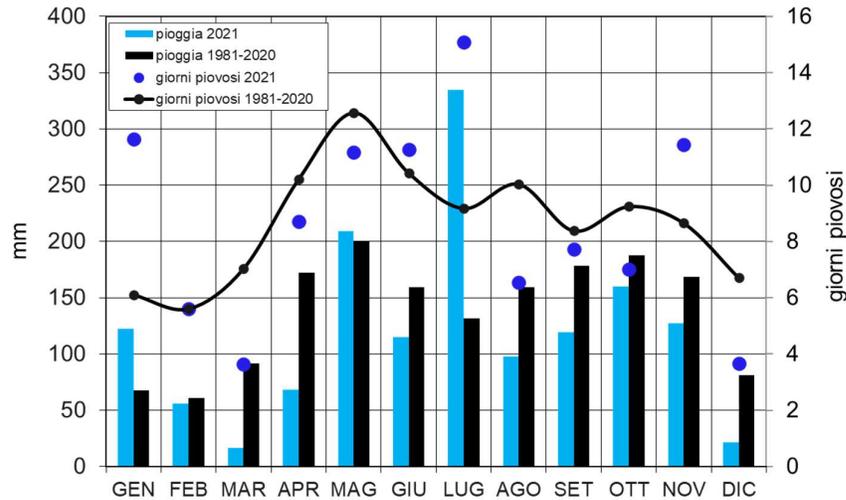


Fig. 2.2. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2021 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2020 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2021 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2020 (barre nere).

Il rapporto giorni piovosi/pioggia nel 2021 è stato superiore a quello dei giorni piovosi/pioggia del periodo di riferimento in tutti i mesi ad eccezione di maggio, luglio e ottobre, indice di non presenza di eventi estremi. Nei mesi invece in cui il rapporto è stato inferiore a quello del periodo di riferimento, esso indica una forte possibilità di presenza di eventi intensi, come ad esempio quello del 13 luglio e in misura minore, quelli del 10-11 maggio e del 3-5 ottobre.

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 infatti vengono utilizzate 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 sull'ossigeno in ipolimnio e sui nutrienti, a seguito di un mescolamento completo simulato a fine inverno 2022, dopo comunque diversi anni di mancata omogeneizzazione, e a seguito di un mescolamento completo che avviene alla fine del 2070, dopo decenni di mancato mescolamento.

2.1 Aggiornamento serie storiche

2.1.1 Profondità di mescolamento

Nel corso del 2021, 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 2021, raggiungendo una profondità di ca. 90 m. Sono ormai otto 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, gli 80 nel 2019 e i 50 nel 2020. Si riporta in figura 2.2 la serie storica dei valori di profondità di mescolamento per moti convettivi.

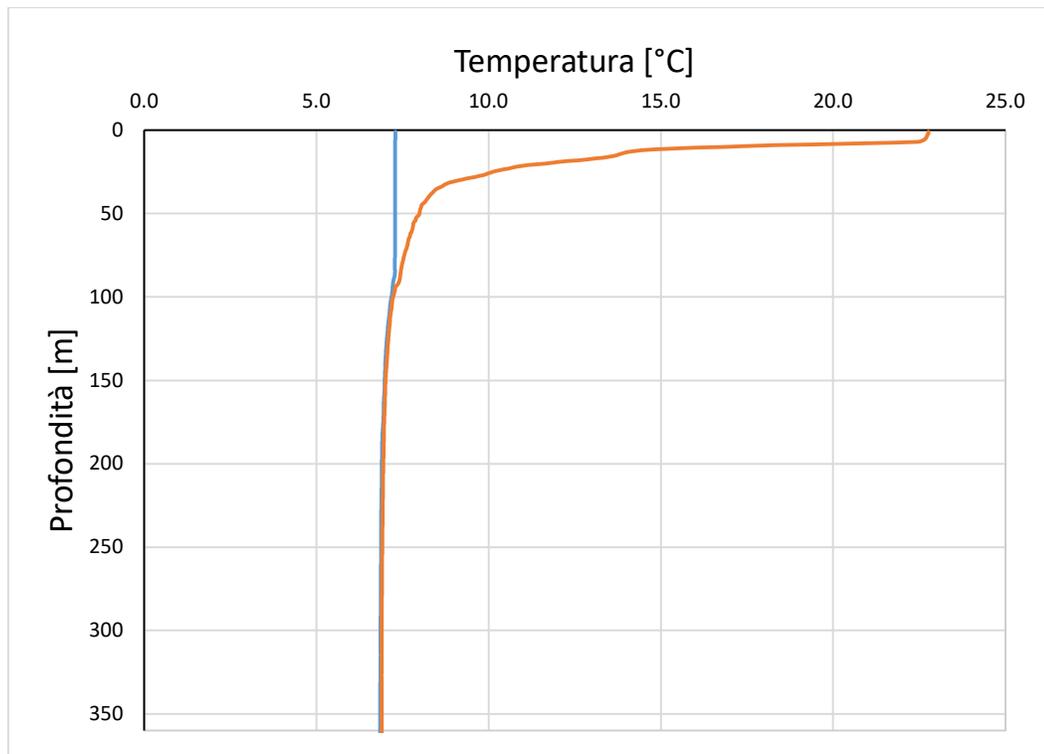


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

Le indagini condotte nel 2021 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 2020 - febbraio 2021), è risultata essere 5.3 °C, superiore alla media invernale per il periodo 1999-2020 pari a 4.08 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2020 è stato registrato un valore medio di 5.2 °C, molto superiore alla media pluriennale per il mese di dicembre (pari a 4.05 °C), mentre per il mese di gennaio è stato registrato un valore medio di 3.68 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 3.44 °C. Il mese di febbraio è risultato particolarmente caldo, con una media di 7.2 °C contro una media pluriennale di 4.82 °C. L'inverno particolarmente caldo ha quindi impedito il raffreddamento delle acque lacustri, che hanno raggiunto una situazione di omeotermia solo nei primi 90 m di profondità.

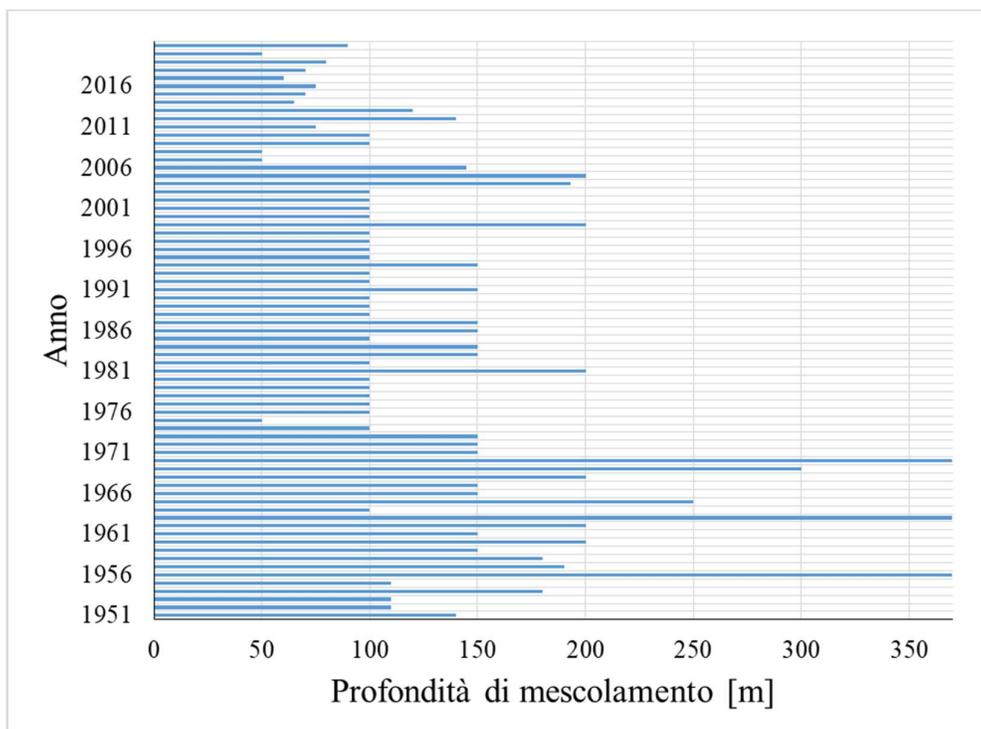


Fig.2.2. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata dal CNR IRSA (ex CNR ISE) a partire dal 1951.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.4 m s^{-1} , contro una media invernale per il periodo 1999-2020 pari a 1.44 m s^{-1} . Più in dettaglio, il mese di dicembre 2020 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.4 m s^{-1} , leggermente inferiore della media pluriennale per lo stesso mese di 1.49 m s^{-1} , mentre il mese di gennaio 2021 ha presentato un valore medio di 1.7 m s^{-1} , superiore rispetto alla media pluriennale (1.42 m s^{-1}). Il mese di febbraio 2021 ha presentato un valore di velocità media del vento inferiore alla media pluriennale (1.1 m s^{-1} contro 1.4 m s^{-1}). In figura 2.3 sono riportati gli andamenti della temperatura dell'aria e della velocità del vento per l'inverno 2020-2021. 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. La figura mostra che a gennaio ci sono stati brevi periodi con picchi di vento importanti; tuttavia, la durata non è stata sufficiente a provocare un'omogeneizzazione. Come già specificato nei rapporti precedenti, il periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è stato scelto il periodo 1999-2020 perché nel 1998 è stato cambiato lo strumento di misura del vento e sarebbe quindi necessaria un'operazione di omogeneizzazione dei dati per poter utilizzare tutta la serie storica.

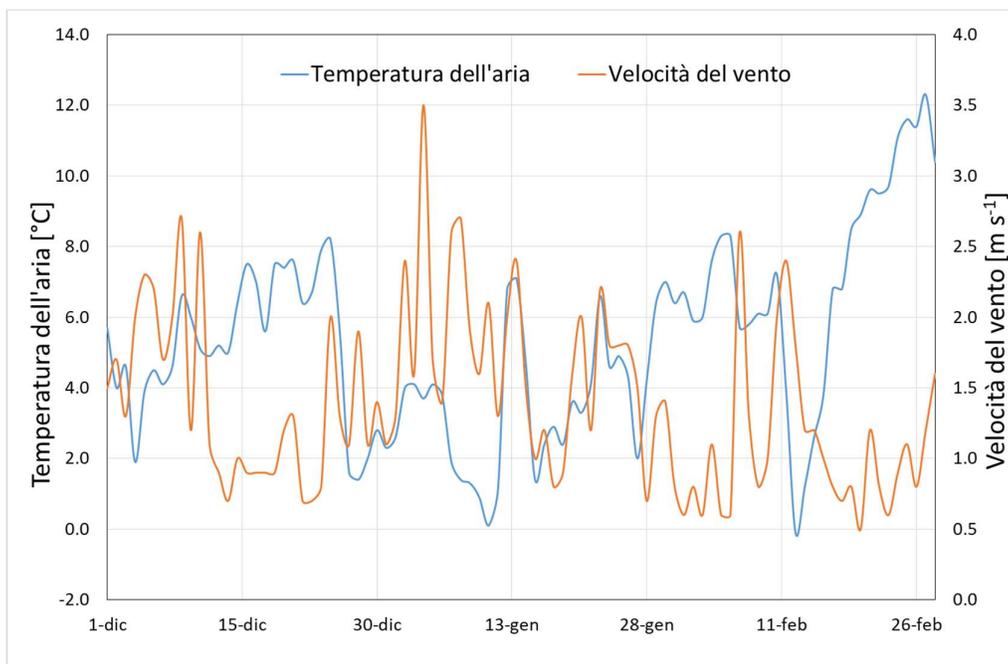


Fig. 2.3. Temperatura dell'aria e velocità del vento nell'inverno 2020-2021.

Il contenuto di calore totale entro la massa lacustre nel 2021 è leggermente inferiore rispetto a quello del 2020, con un valore di 5896 MJ m^{-2} rispetto ai 5920 MJ m^{-2} dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6491 MJ m^{-2} , in linea con i massimi della serie storica, il cui massimo assoluto è stato raggiunto nel 2020 con un valore di 6510 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.

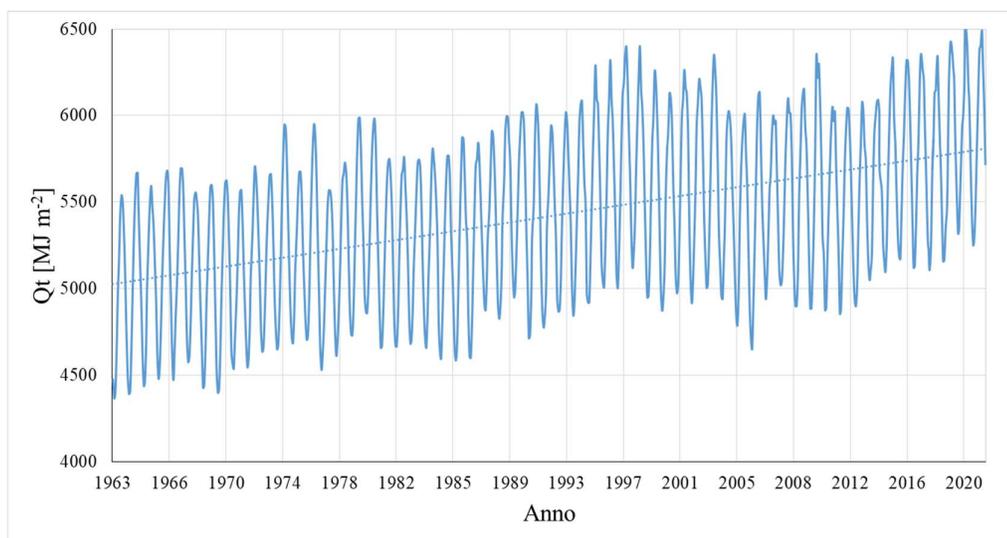


Fig. 2.4. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2021.

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

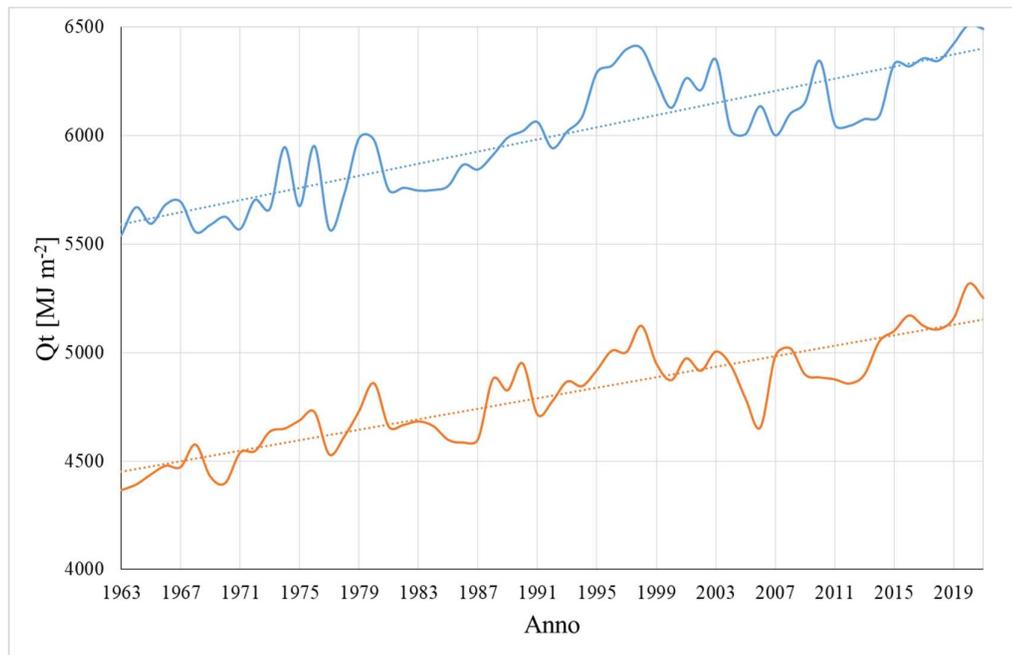


Fig. 2.5. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2021.

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 2020-2021 ha raggiunto circa i 90 m. In figura 2.6 si riportano i profili di temperatura e conducibilità a febbraio 2021, al momento della massima circolazione. Come si può notare, la massima omogeneizzazione riguarda uno strato del lago di circa 90 m di profondità.

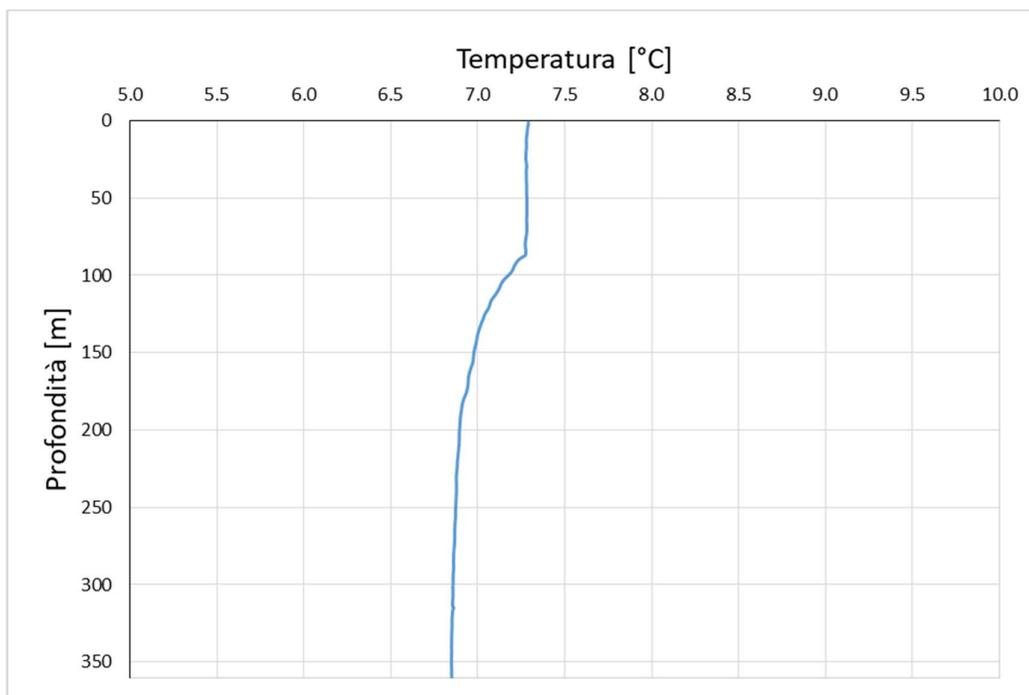


Fig. 2.6. Profili verticali di temperatura al momento della massima omogeneizzazione del lago (febbraio 2021).

Le Figure 2.7 e 2.8 mostrano la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto durante il 2021.

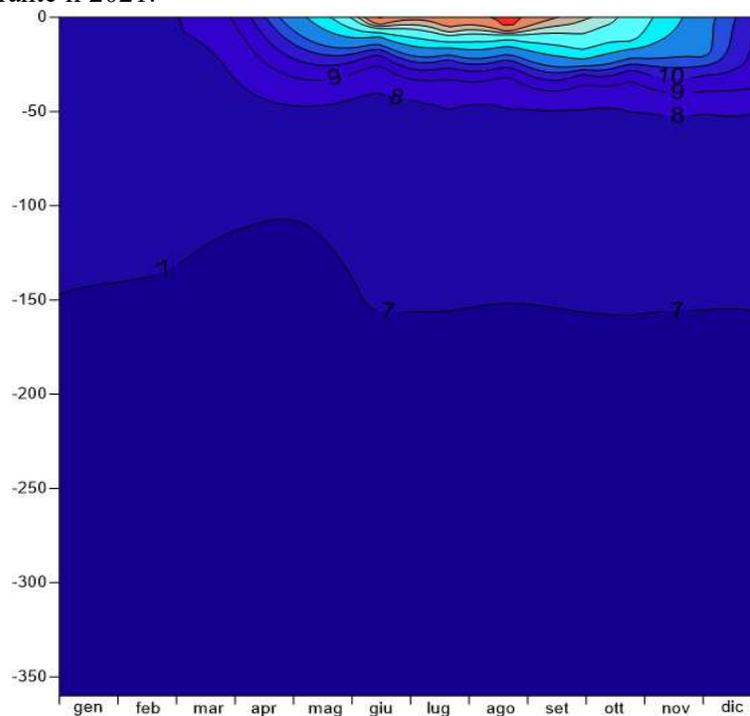


Fig. 2.7. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2021.

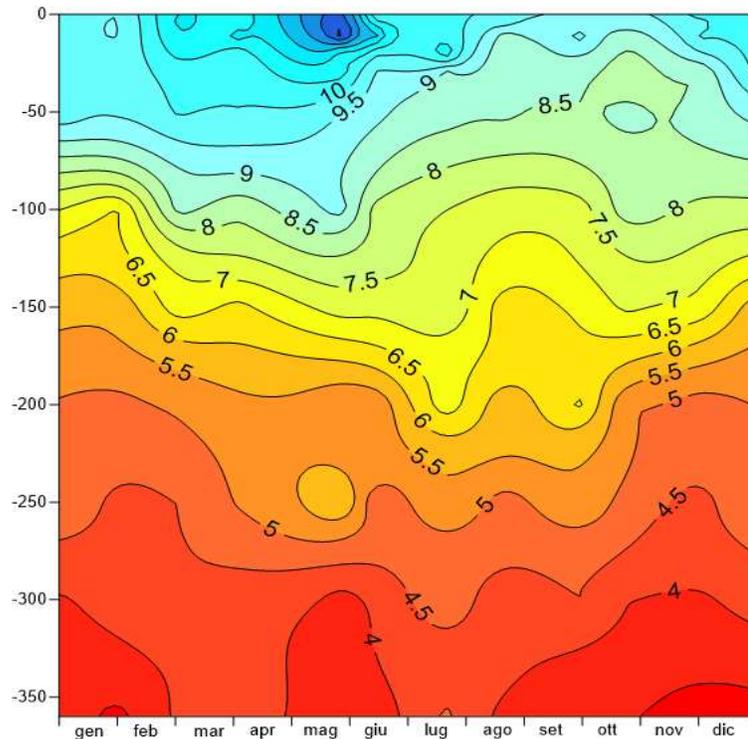


Fig. 2.8. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2021.

È interessante notare che nello strato profondo, sotto i 200 m, la concentrazione di O₂ per tutto l'anno si mantiene inferiore ai 6 mg L⁻¹ raggiungendo addirittura valori inferiori ai 4 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. La Figura 2.9 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2021 (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.

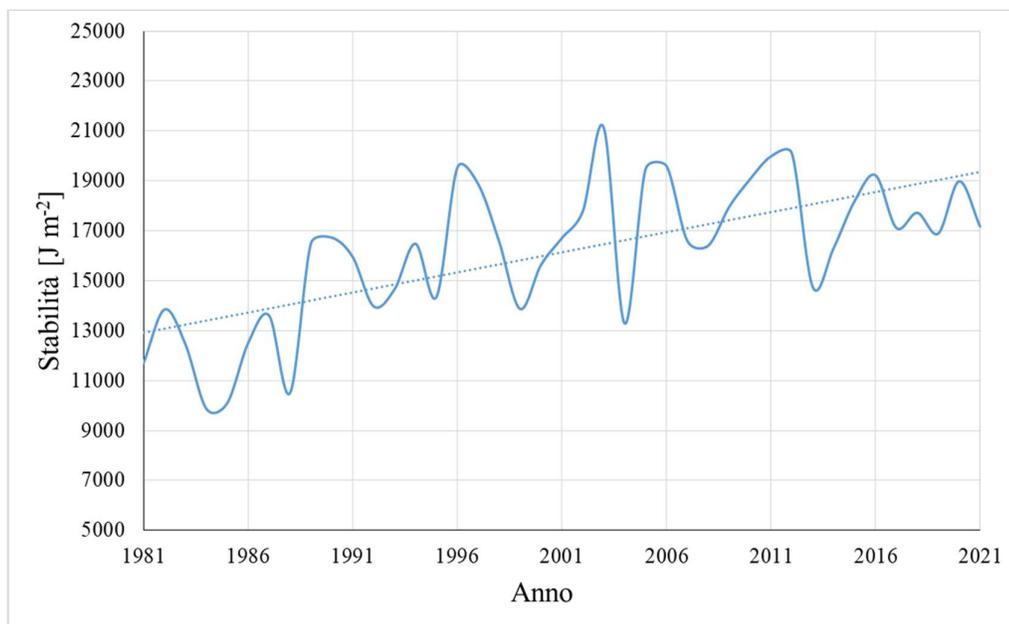


Fig. 2.9. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

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 2021 risulta inferiore a quello del 2020 ma comunque è lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago.

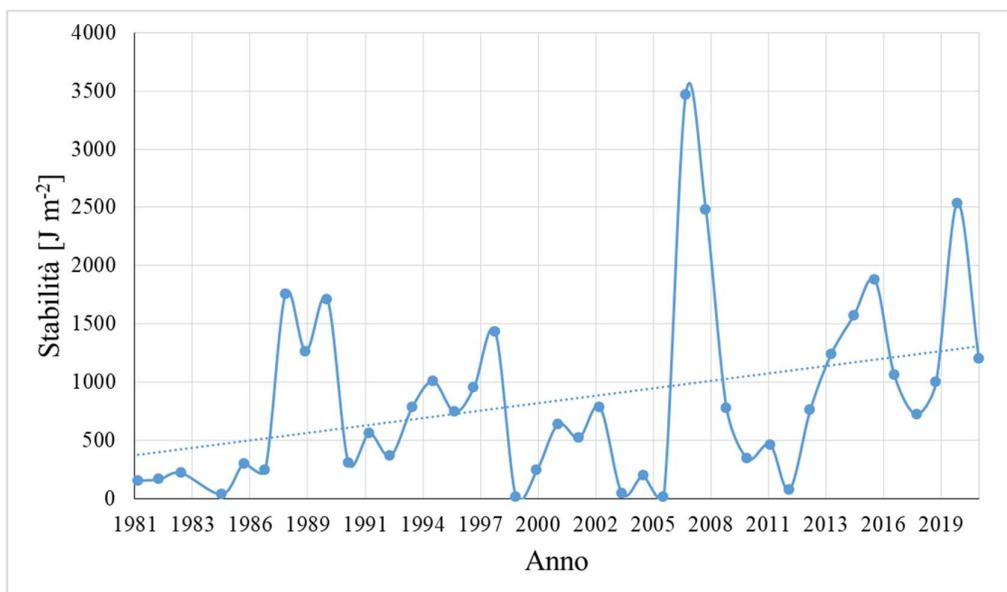


Fig. 2.10. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

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), già presentato nei precedenti rapporti, è stato utilizzato per simulare gli effetti dei cambiamenti climatici sul Lago Maggiore nel periodo 2020-2085, con particolare riferimento all'ossigeno disciolto e al fosforo reattivo in ipolimnio. In particolare, lo scenario climatico A2_upper relativo alla temperatura dell'aria (CH2011, 2011; Fischer *et al.*, 2015) è stato utilizzato per simulare gli effetti di un mescolamento completo in due situazioni:

- Alla fine dell'inverno 2022, dopo alcuni anni di mancato mescolamento completo;
- Alla fine dell'inverno 2070, dopo alcune decadi di mancata omogeneizzazione.

Lo scenario A2_upper è lo scenario climatico peggiore e rappresenta una situazione di crescita economica incontrollata, con conseguente aumento incontrollato delle emissioni. Il livello "upper" fa riferimento al percentile 97.5.

Figura 2.11 riporta l'effetto di un mescolamento completo alla fine dell'inverno 2022 sull'ossigeno disciolto in ipolimnio. La Figura mostra un aumento di ossigeno O_2 in corrispondenza del mescolamento, seguito poi da un decremento asintotico fino a raggiungere possibilmente condizioni di anossia attorno al 2070.

Per quanto riguarda il fosforo reattivo PO_4 (Figura 2.12), si può osservare una diminuzione in corrispondenza del mescolamento completo, seguito da un accumulo sempre più consistente nelle decadi successive, che sicuramente potrebbe avere un forte impatto sullo stato trofico del lago.

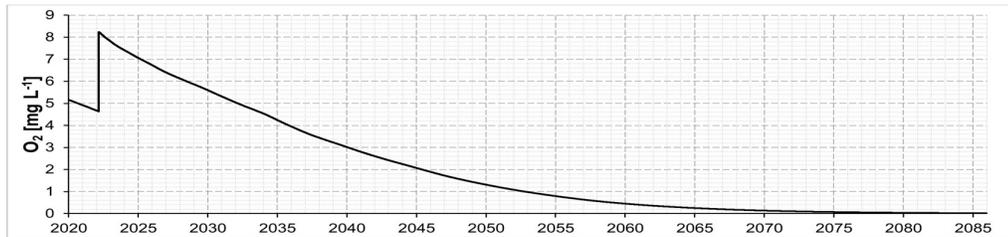


Figura 2.11: Andamento dell'ossigeno disciolto in ipolimnio in seguito a un mescolamento completo simulato alla fine dell'inverno 2022, per lo scenario A2_upper.

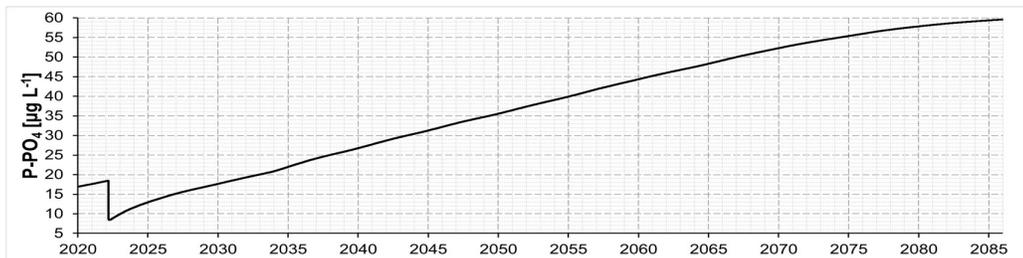


Figura 2.12: Andamento del fosforo reattivo in ipolimnio in seguito a un mescolamento completo simulato alla fine dell'inverno 2022, per lo scenario A2_upper.

La Figura 2.13 riporta l'effetto di un mescolamento completo simulato alla fine dell'inverno 2070 sull'ossigeno disciolto in ipolimnio (a) e in epilimnio (b). La Figura

mostra che il mescolamento avverrebbe quando ormai nell'ipolimnio dovrebbero essersi installate condizioni di anossia. Di conseguenza, la completa omogeneizzazione porterebbe il lago a trovarsi per qualche tempo in una condizione di mancanza di ossigeno, con gravi conseguenze sulle specie viventi (situazione analoga a quella che si è verificata nel lago di Lugano a seguito del mescolamento del 2006).

Per quanto riguarda il fosforo reattivo PO_4 (Figura 2.14), si può osservare una lieve diminuzione in ipolimnio (a), in corrispondenza del mescolamento completo, senza tuttavia tornare ai livelli attuali, seguito da un ulteriore accumulo negli anni successivi. Inoltre, in epilimnio (b), si nota un grande aumento di fosforo reattivo in corrispondenza del mescolamento completo, che potrebbe portare ad importanti bloom fitoplanctonici e quindi a un deterioramento della qualità delle acque.

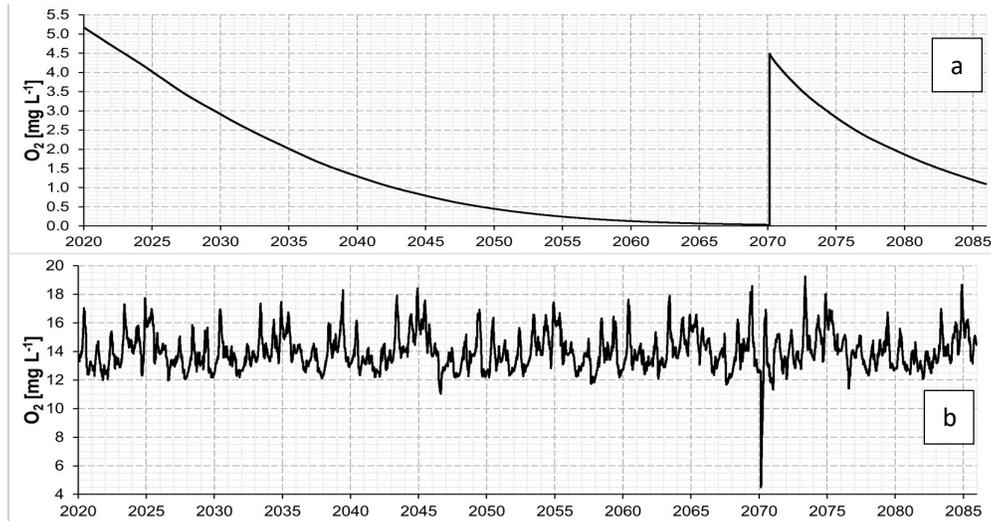


Figura 0.13: Andamento dell'Ossigeno disciolto simulato a seguito di un mescolamento completo avvenuto a fine dell'inverno 2070 per lo scenario A2_upper, in ipolimnio (a) e in epilimnio (b).

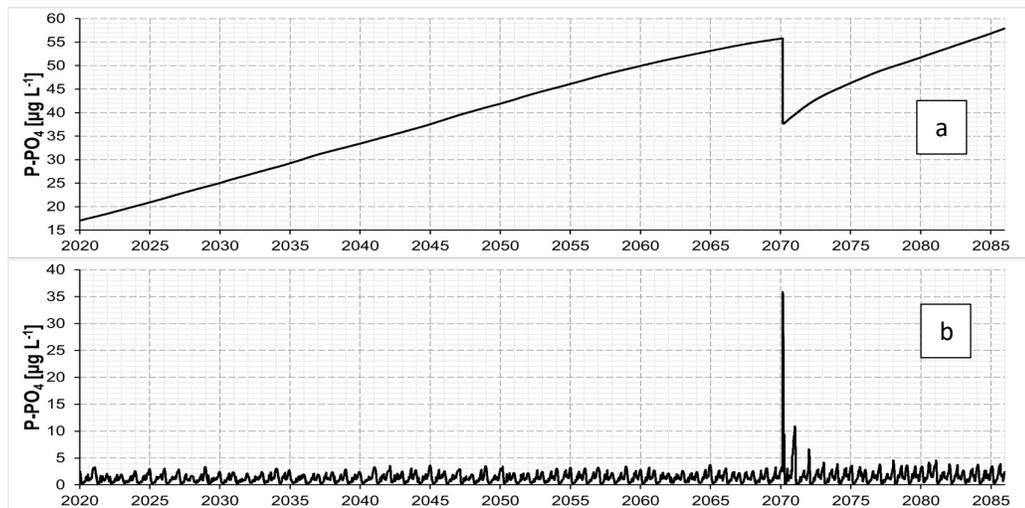


Fig. 2.14. Andamento del fosforo reattivo simulato a seguito di un mescolamento completo avvenuto a fine dell'inverno 2070 per lo scenario A2_upper, in ipolimnio (a) e in epilimnio (b).

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.
- 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.
- 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 A. Tartari

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2021 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 (Norg) 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. Nei campionamenti di marzo e settembre, 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 2021. 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.

Nonostante il permanere di alcune limitazioni agli spostamenti e all'accesso ai laboratori a causa della pandemia, nel 2021 tutte le uscite e le analisi sono state svolte regolarmente, per un totale di 12 campionamenti del lago e 12 dei tributari. Un guasto all'imbarcazione ha comportato uno spostamento della campagna limnologica del mese di maggio, che è stata eseguita a fine mese.

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 2021 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 valore medio ponderato dello strato profondo (al di sotto dei 200 m). Analogamente, nel caso dei tributari, i dati 2021 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, San Giovanni, 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 2021 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 2021. Cond: conducibilità elettrica a 20 °C. Alc: alcalinità. NT: azoto totale. PR: fosforo reattivo. PT: fosforo totale. Si: silicati.

		18.01	15.02	15.03	12.04	31.05	16.06	19.07	16.08	20.09	12.10	16.11	13.12
Temp.	°C	7,29	7,10	7,16	7,40	-	8,24	8,62	8,65	8,77	8,52	8,15	7,73
O2	mg L ⁻¹	7,13	6,89	7,82	7,68	8,21	7,49	7,67	6,95	7,22	7,13	7,10	7,29
O2	%	60,7	58,3	66,3	65,7	-	65,9	68,1	61,9	64,3	63,0	62,2	63,0
pH		7,41	7,32	7,45	7,38	7,57	7,44	7,41	7,55	7,37	7,39	7,40	7,38
Cond.	µS cm ⁻¹	149,7	150,0	150,7	151,4	151,1	150,8	150,1	149,8	149,0	149,8	149,9	150,5
Alc.	meq L ⁻¹	0,83	0,84	0,84	0,83	0,84	0,85	0,84	0,84	0,84	0,84	0,85	0,85
N-NO3	µg L ⁻¹	741	757	758	755	726	726	743	741	701	705	722	744
N-NH4	µg L ⁻¹	4	2	6	6	8	6	6	5	6	5	3	4
PR	µg L ⁻¹	10	10	8	10	8	9	8	8	9	10	9	9
PT	µg L ⁻¹	12	13	12	14	12	12	13	11	15	11	12	11
NT	mg L ⁻¹	0,82	0,81	0,81	0,79	0,86	0,84	0,82	0,81	0,82	0,84	0,84	0,82
Si	mg L ⁻¹	1,88	1,97	1,82	1,87	1,73	1,80	1,79	1,82	1,79	1,84	1,84	1,86

Le caratteristiche chimiche delle acque sono molto simili nelle due stazioni e presentano lo stesso andamento stagionale. Le concentrazioni di fosforo sia reattivo che totale sono risultate leggermente più elevate a Pallanza alla profondità di 100 m, che in questa stazione rappresenta il campione di fondo. I valori in superficie sono invece del tutto confrontabili tra le due stazioni e compresi rispettivamente tra 2 e 4 e tra 6 e 9 µg P L⁻¹ (Fig. 3.1). Azoto totale e silicati hanno presentato pressoché lo stesso andamento, con l'eccezione di valori superficiali leggermente inferiori di N totale a Pallanza tra luglio e settembre (circa 0,65 mg N L⁻¹ rispetto a 0,7 mg N L⁻¹ a Ghiffa). I silicati hanno mostrato in entrambe le stazioni un minimo accentuato a fine maggio, quando si sono raggiunti

valori prossimi a 0 a causa del consumo di silice da parte di una fioritura accentuata di diatomee. I dati nel loro complesso confermano quindi la rappresentatività della stazione di Ghiffa per lo studio delle caratteristiche chimiche e la valutazione dello stato trofico del lago. La stazione di Pallanza rappresenta comunque una stazione di interesse per le dinamiche all'interno di un sottobacino del lago, nel quale tra l'altro è collocata la boa limnologica per il monitoraggio ad alta frequenza del progetto INTERREG SIMILE. I dati delle campagne CIPAIS nella stazione di Pallanza sono stati utilizzati per la validazione dei dati della boa.

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 2021. Abbreviazioni come in Tab. 3.1.

	18.01	15.02	15.03	12.04	31.05	16.06	19.07	16.08	20.09	12.10	16.11	13.12
Temp. °C	7,32	7,15	7,47	7,52	-	8,66	8,84	9,32	9,74	9,10	8,68	7,88
pH	7,38	7,32	7,52	7,43	7,58	7,57	7,44	7,70	7,50	7,44	7,46	7,49
Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	150,2	150,4	150,2	152,8	150,1	150,1	148,4	148,4	149,0	150,4	148,8	150,0
Alc. meq L^{-1}	0,84	0,84	0,82	0,83	0,84	0,84	0,84	0,84	0,84	0,85	0,87	0,85
N-NH ₄ $\mu\text{g L}^{-1}$	3	3	6	6	11	8	5	5	11	4	7	3
N-NO ₃ $\mu\text{g L}^{-1}$	747	745	757	724	720	714	732	738	678	718	708	731
NT mg L^{-1}	0,84	0,80	0,83	0,79	0,84	0,83	0,84	0,80	0,79	0,79	0,81	0,82
PR $\mu\text{g L}^{-1}$	10	8	5	8	6	8	7	8	6	6	8	8
PT $\mu\text{g L}^{-1}$	11	12	10	13	10	11	13	10	12	8	12	11
Si mg L^{-1}	1,89	1,96	1,75	1,86	1,78	1,75	-	1,70	1,66	1,76	1,72	1,79

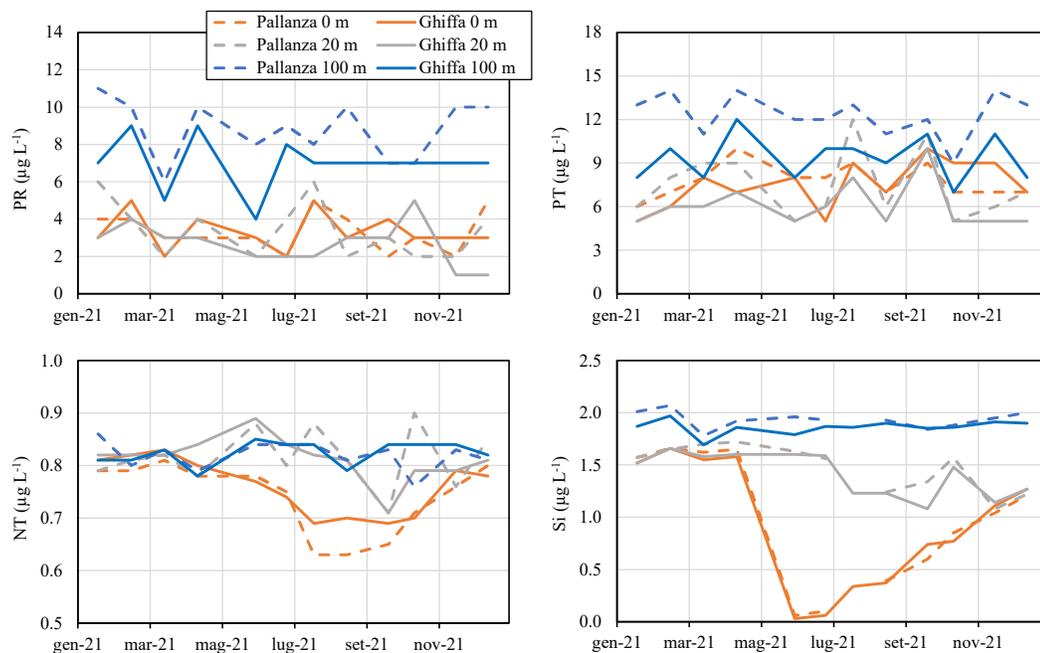


Fig. 3.1 Confronto tra le stazioni di Ghiffa e Pallanza: andamenti delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale, azoto rotale e silicati alle profondità di 0, 20 e 100 m nel corso del 2021.

3.1.2 Temperatura, pH e ossigeno disciolto

La temperatura massima estiva in epilimnio nel 2021 è stata registrata in settembre (17,1 °C, media dello strato 0-25 m) e la minima a marzo (7,2 °C), valori entrambi inferiori rispetto a quello del 2020 (18,7 e 7,8 °C rispettivamente). Le temperature ipolimniche (25-360 m) sono risultate comprese tra 7,1 a marzo e 7. I dati della termica nel loro complesso confermano la tendenza ad un lieve ma costante riscaldamento delle acque (vedi Cap. 2).

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 2021 i massimi di pH (8,6) e saturazione di ossigeno (109%) sono stati rilevati in maggio e luglio mentre i minimi (7,5 e 81%) a febbraio. I massimi di fine maggio si sono avuti in corrispondenza di un picco nei biovolumi di diatomee e dei valori di clorofilla, particolarmente accentuato nel 2021. Per il resto i valori non si sono discostati da quelli degli anni precedenti. Nell'andamento a lungo termine si osserva una lieve tendenza ad un aumento dei valori minimi invernali di entrambe le variabili, che potrebbe essere legata al mancato mescolamento tardo-invernale delle acque, processo che normalmente comporterebbe una diminuzione sia del pH che dell'ossigeno in superficie conseguente all'apporto di acque profonde.

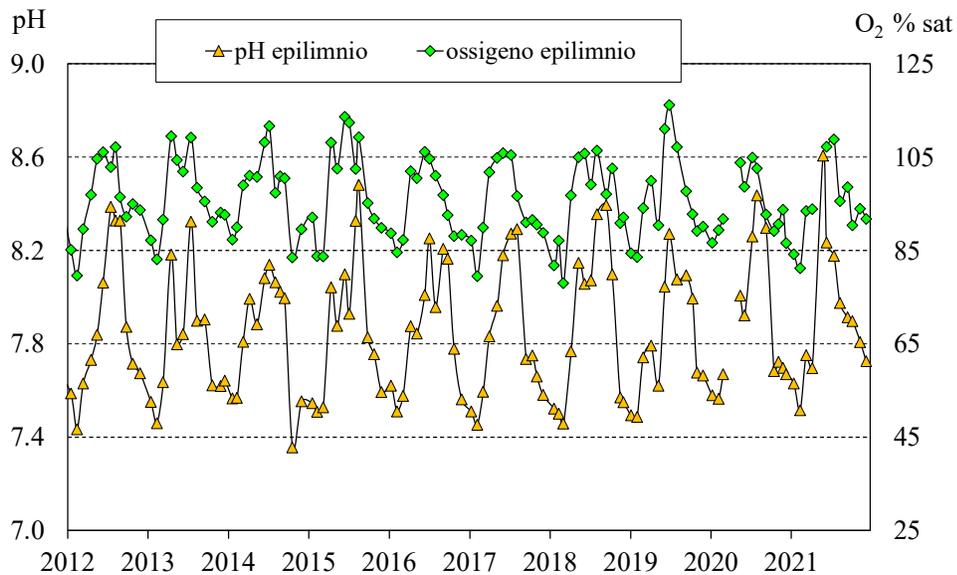


Fig. 3.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2012-2021 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Per l'ossigeno rivestono particolare interesse le tendenze temporali nelle acque ipolimniche e profonde, mostrate in Fig. 3.3. Nel periodo 2015-2018 si è verificata una diminuzione dei valori di ossigeno, passati da valori attorno a 8,0 mg L⁻¹ a 6,5-7,0 mg L⁻¹ in ipolimnio e da valori prossimi a 7,0 mg L⁻¹ a concentrazioni comprese tra 4,5 e 5,5 mg L⁻¹ nello strato profondo (al di sotto dei 200 m). Dal 2019 in poi i valori in ipolimnio si sono stabilizzati, rimanendo attorno a 7,0 mg L⁻¹ e al 60% di saturazione (Fig. 3.3a) mentre nello strato profondo, dopo una lieve ripresa nel 2019, i valori continuano a diminuire: nel 2021 le concentrazioni sono state prevalentemente al di sotto dei 5 mg L⁻¹

con un minimo di $4,27 \text{ mg L}^{-1}$ a novembre. I valori di saturazione sono risultati inferiori al 40% in alcuni mesi dell'anno (Fig. 3.3b).

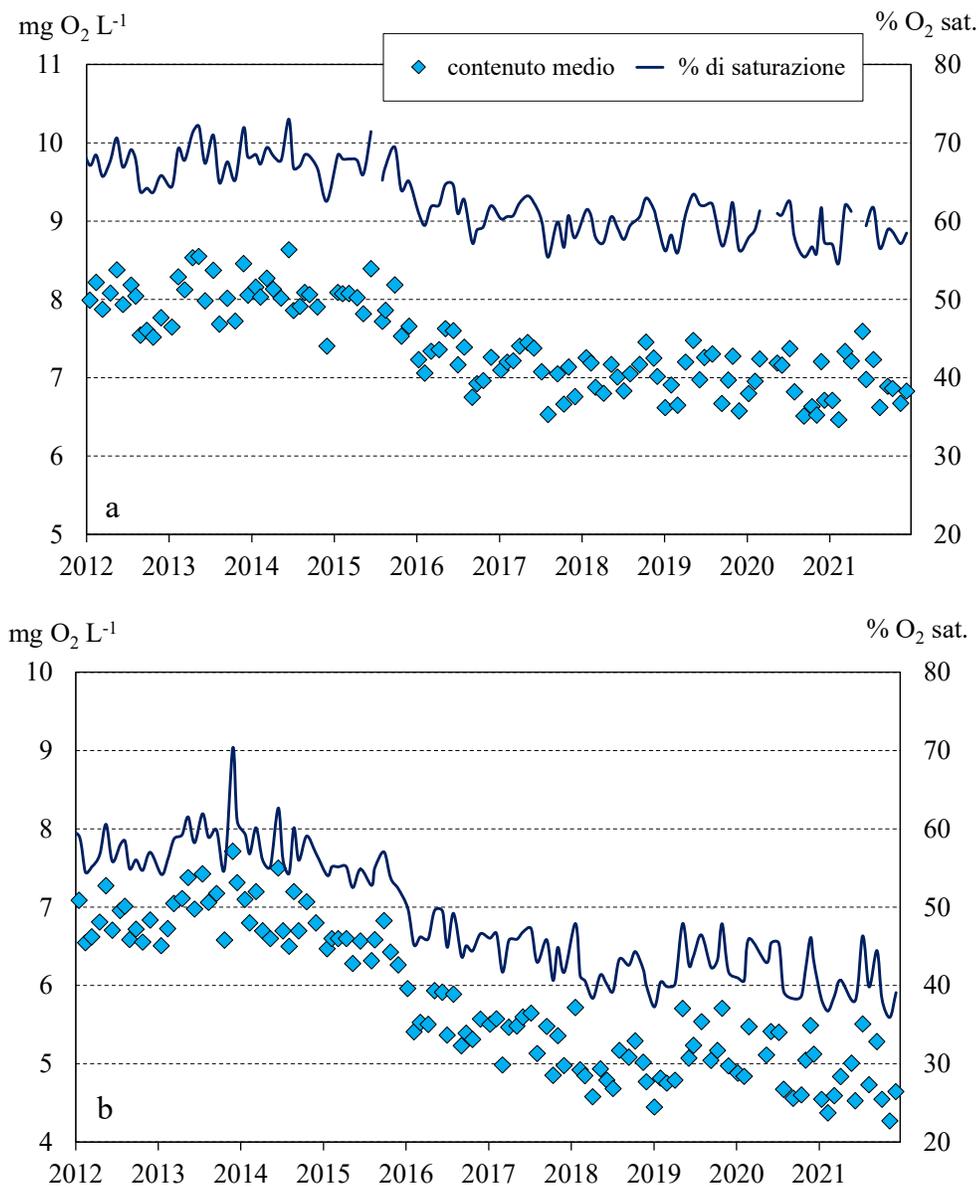


Fig. 3.3 Andamento nel periodo 2012-2021 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnio (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

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. Anzi, a febbraio e marzo 2021, i valori nello strato profondo sono stati particolarmente bassi ($4,4\text{-}4,5 \text{ mg L}^{-1}$) e la percentuale di saturazione è scesa al 37%. Questa situazione non rappresenta ancora una criticità per il Lago Maggiore che continua ad avere acque sufficientemente ossigenate, ma è destinata ad aggravarsi a fronte degli scenari di cambiamento climatico previsti per i prossimi decenni

che prevedono mescolamenti sempre meno profondi e un'ulteriore diminuzione dei tenori di ossigeno in profondità (Rogora et al., 2018; 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 2021 a confronto con l'ultimo decennio. I valori massimi sono stati rilevati in epilimnio a maggio ($0,84 \text{ meq L}^{-1}$ e $151 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 20°C per alcalinità e conducibilità rispettivamente) mentre i minimi a settembre ($0,77 \text{ meq L}^{-1}$ e $137 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 20°C). Nel 2021 i massimi sono stati più accentuati rispetto ai due anni precedenti e simili ai valori del 2018: la diminuzione estiva dei valori epilimnici di alcalinità, e conseguentemente di conducibilità, si verifica per effetto della precipitazione del carbonato di calcio, che rappresenta lo ione dominante nelle acque del lago. Per quanto riguarda invece i valori medi sulla colonna, nel 2021 questi hanno fatto segnare una tendenza all'aumento soprattutto nel caso dell'alcalinità ($0,84\text{-}0,85 \text{ meq L}^{-1}$ rispetto a $0,81\text{-}0,82 \text{ meq L}^{-1}$ negli anni precedenti) (Fig. 3.5).

L'andamento dei valori mensili degli ioni principali è riportato in Fig. 3.6. I dati del periodo recente confermano una stabilizzazione 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). Nel 2021 gli ioni principali hanno mostrato un minimo a novembre, probabilmente in conseguenza delle precipitazioni abbondanti del periodo autunnale che hanno comportato una diluizione, soprattutto nelle acque superficiali. La lieve diminuzione di sodio e cloruri osservata nel 2020 e parzialmente nel 2021 potrebbe essere collegata ad un minor apporto a lago di questi soluti conseguente a lockdown, che ha visto una diminuzione delle attività produttive con possibili effetti sul chimismo delle acque immissarie (vedi Capitolo 11).

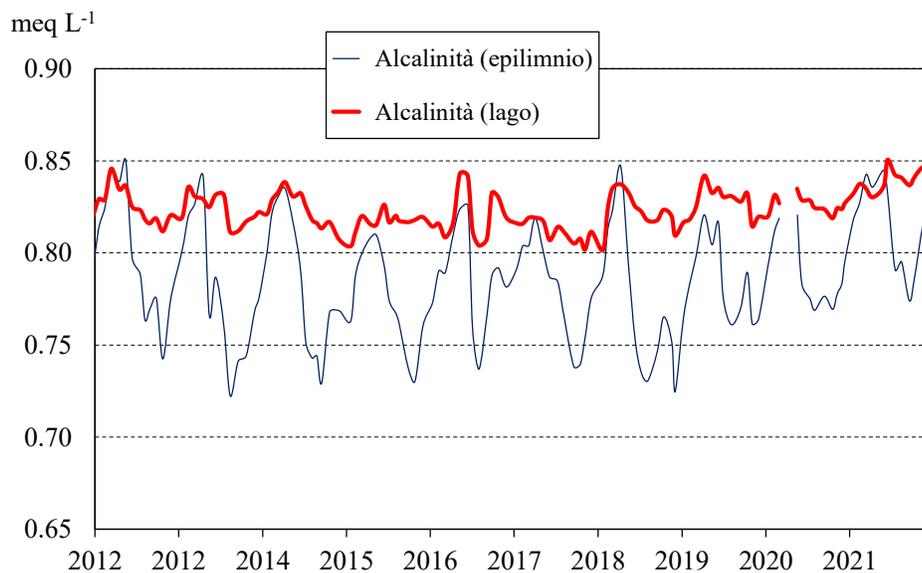


Fig. 3.4 Andamento nel periodo 2012–2021 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

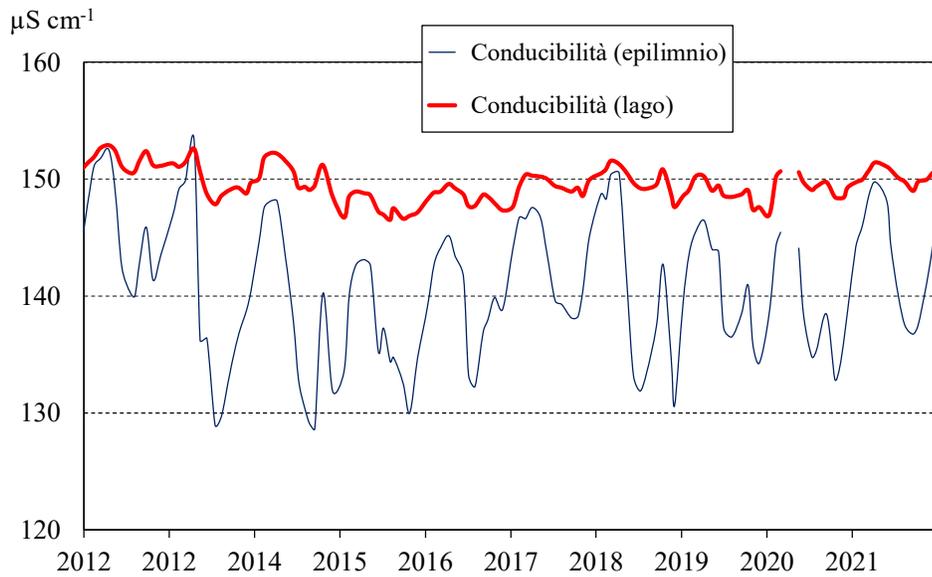


Fig. 3.5 Andamento nel periodo 2012–2021 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

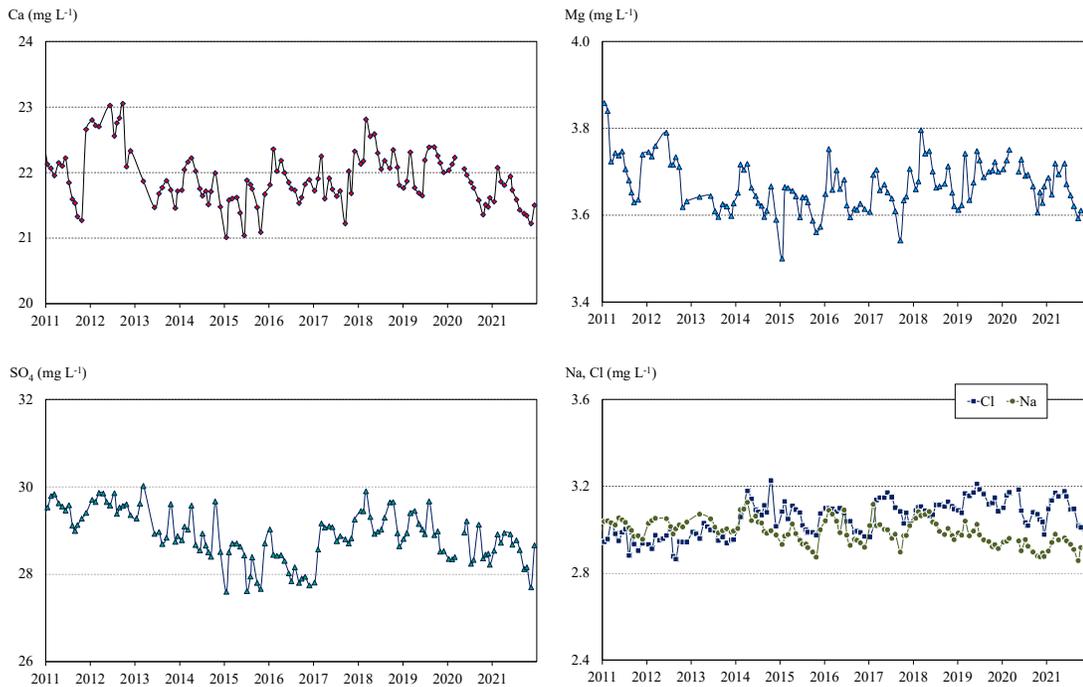


Fig. 3.6 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2011-2021. Valori medi ponderati sulla colonna d'acqua (0-360 m).

3.1.4 Composti del fosforo e dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate mensilmente nel 2021 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. Nel Lago Maggiore l'azoto nella forma nitrica è predominante (circa il 90% del totale), mentre l'azoto organico contribuisce per il restante 10% e ammonio e nitriti hanno concentrazioni attorno a 5 e 1 $\mu\text{g N L}^{-1}$ rispettivamente.

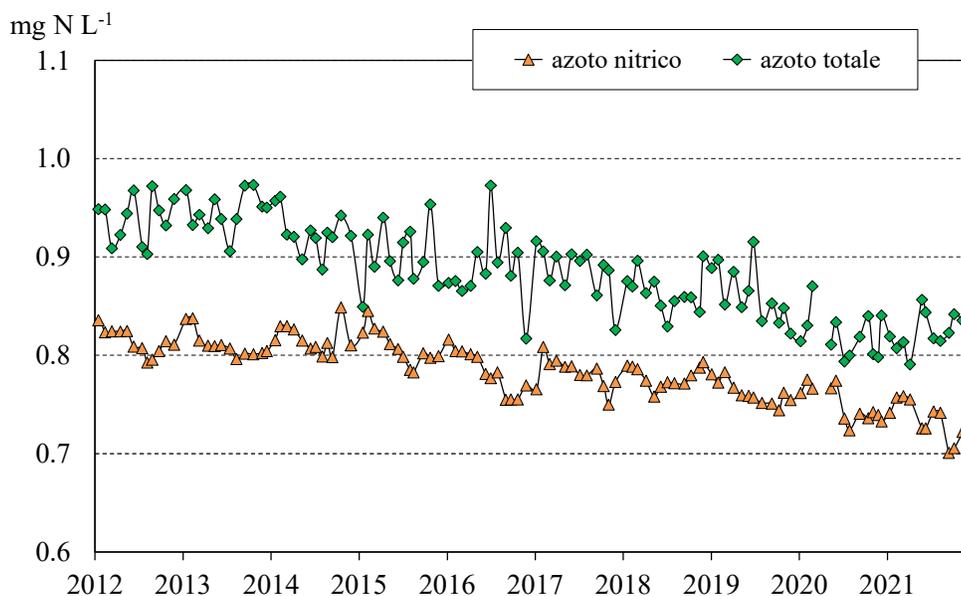


Fig. 3.7 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2012-2021 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel 2021 i valori di azoto nitrico e totale non hanno avuto un andamento sincrono, come generalmente succede: i massimi, ad esempio, si sono verificati a febbraio e maggio, (0,76 e 0,86 mg N L^{-1} rispettivamente) mentre i minimi a settembre e aprile (0,70 e 0,79 mg N L^{-1}). I valori del 2021 sono ulteriormente diminuiti rispetto al 2020, che già aveva rappresentato un minimo nella serie storica: questa tendenza è più visibile nel caso dei nitrati, passati da circa 0,85 nel 2012-2014 a 0,72-0,74 mg N L^{-1} mentre l'azoto totale è diminuito da 0,95 mg N L^{-1} agli attuali 0,82-0,84 mg N L^{-1} (Fig. 3.7). Particolarmente accentuato nel 2021 è stato il valore minimo estivo dei nitrati, che sono poi però risaliti fino a raggiungere 0,73 mg N L^{-1} a dicembre, secondo il tipico andamento stagionale di questa variabile.

I dati relativi al solo epilimnio confermano i minimi estivi accentuati di nitrati (0,54 mg N L^{-1} nel 2021), e conseguentemente di azoto totale (0,72 mg N L^{-1}). L'andamento dell'ultimo decennio mostra una diminuzione progressiva anche dei massimi alla circolazione tardo invernale (febbraio-marzo), passati da circa 0,95 a 0,85 mg N L^{-1} e da 0,84 a 0,74 mg N L^{-1} per azoto totale e nitrico rispettivamente (Fig. 3.8a). Questa tendenza è probabilmente da mettere in relazione al mancato rifornimento di nutrienti, incluso l'azoto, alle acque superficiali al momento della circolazione a causa di mescolamento sempre meno profondi (Rogora et al., 2021).

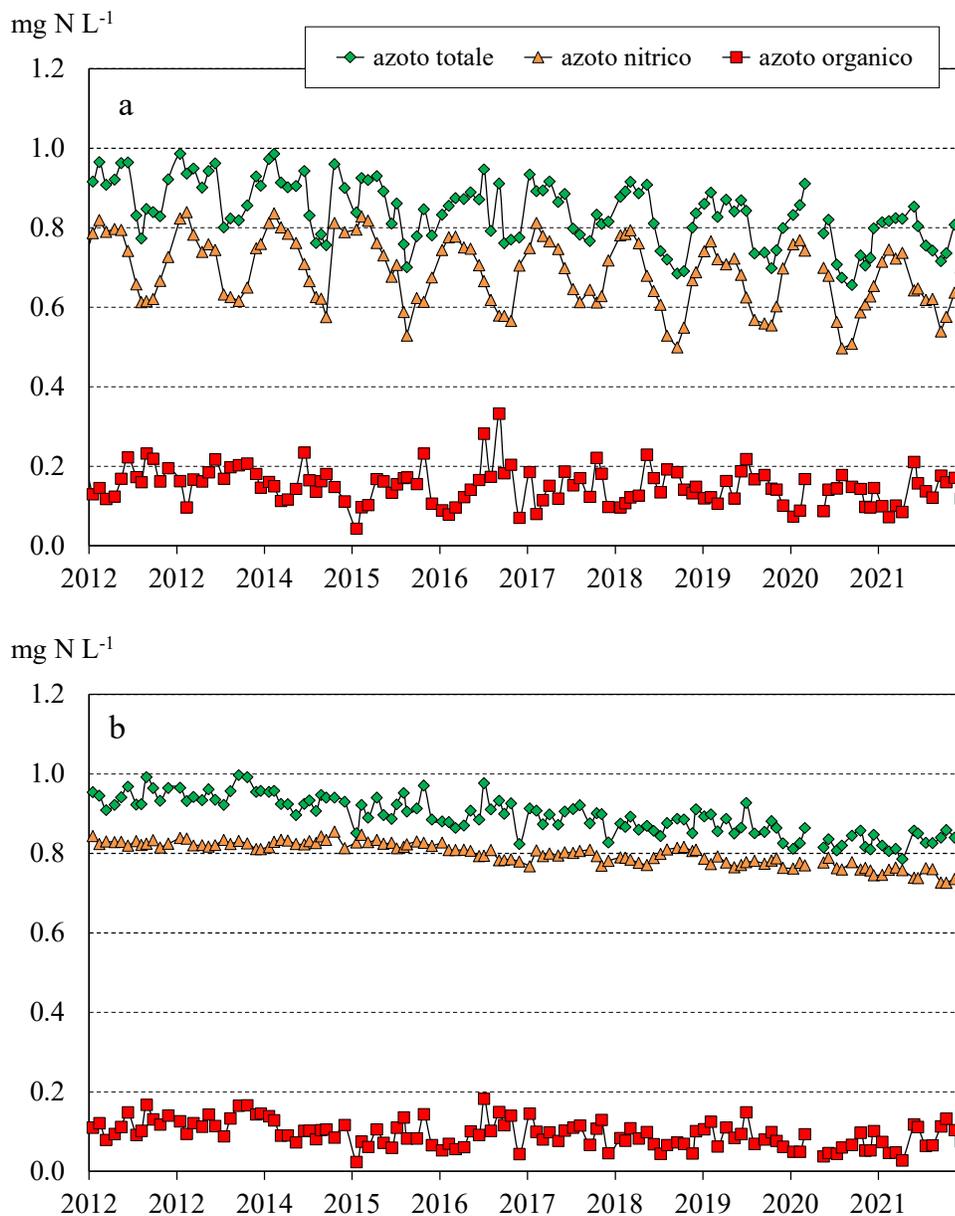


Fig. 3.8 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2011-2020.

Nelle acque ipolimniche i composti dell'azoto mostrano una maggior stabilità interannuale, in quanto non direttamente influenzati dai processi biologici. Si osserva comunque una tendenza alla diminuzione, confermata dai dati del 2021, da 0,88-0,90 mg N L⁻¹ all'inizio del decennio agli attuali 0,74 mg N L⁻¹ per i nitrati e da 0,95-1,0 mg N L⁻¹ a 0,80-0,85 mg N L⁻¹ per l'azoto totale (Fig. 3.8b). L'azoto organico presenta variazioni contenute nel corso dell'anno e valori generalmente compresi tra 0,10 e 0,20 mg N L⁻¹ in epilimnio e tra 0,05 e 0,10 mg N L⁻¹ in ipolimnio, e dati i bassi valori è difficile individuare una tendenza temporale (Fig. 3.8a, b).

La riduzione nel lungo periodo delle concentrazioni di azoto, in particolare della forma nitrica, nelle acque del Lago Maggiore è stata messa in relazione alla diminuzione degli apporti di N attraverso le deposizioni atmosferiche, che nell'areale del Lago Maggiore rappresentano la sorgente principale di questo elemento alle acque superficiali (Rogora et al., 2012). A sua volta il calo delle deposizioni è dovuto ad una diminuzione delle emissioni di ossidi di N in atmosfera che si è verificata a partire dagli anni '90 (Rogora et al., 2016). I processi a lago, in particolare l'utilizzo da parte delle alghe fitoplanctoniche, hanno però probabilmente un ruolo, soprattutto nei minimi sempre più accentuati nei mesi estivi, come discusso in maggior dettaglio nel Capitolo 11, dove viene trattato anche il possibile ruolo del lockdown su alcune variazioni osservate nella chimica delle acque lacustri e tributarie nel 2020 e 2021.

La figura 3.9 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel 2021 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 valori medi annui di fosforo nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2021 sono stati pari rispettivamente a 3, 10 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo e a 7, 13 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale. Il valore medio sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo-invernale è stato pari a 10.4 e 13.1 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per fosforo reattivo e totale, in linea con i valori degli ultimi anni e a conferma dell'attuale condizione di oligo-mesotrofia del lago.

Nel 2021 le concentrazioni di P nel loro complesso sono state simili a quelle dell'ultimo triennio e non hanno mostrato un'ulteriore tendenza all'aumento dei valori, sia che si considerino le medie sulla colonna (Fig. 3.9) che i valori in epilimnio e ipolimnio (Fig. 3.10). Si deve però considerare che, date le basse concentrazioni di P che caratterizzano il Lago Maggiore, le variazioni interannuali sono modeste e quelle lungo termine possono essere evidenziate solo considerando un arco temporale piuttosto esteso, superiore a quello decennale.

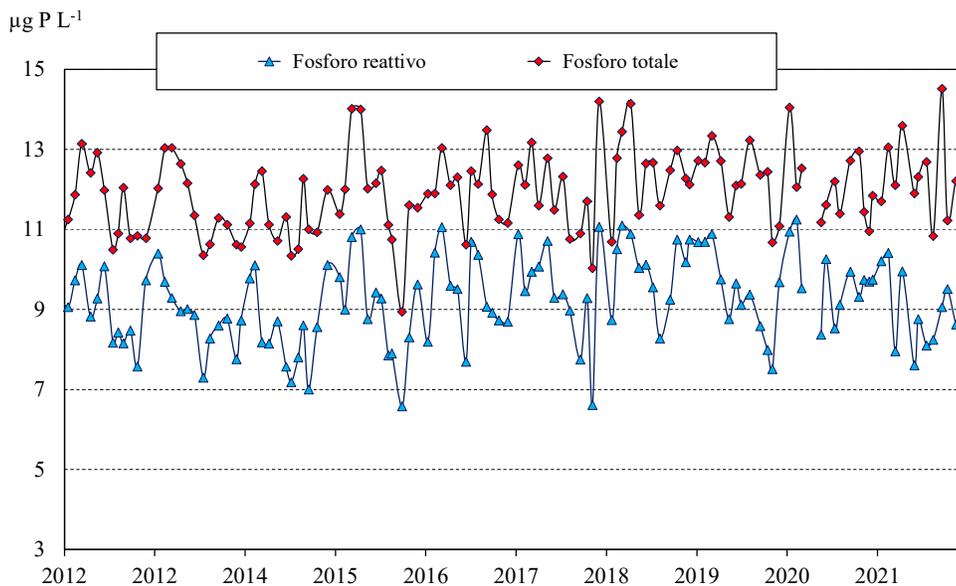


Fig. 3.9 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2012-2021 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

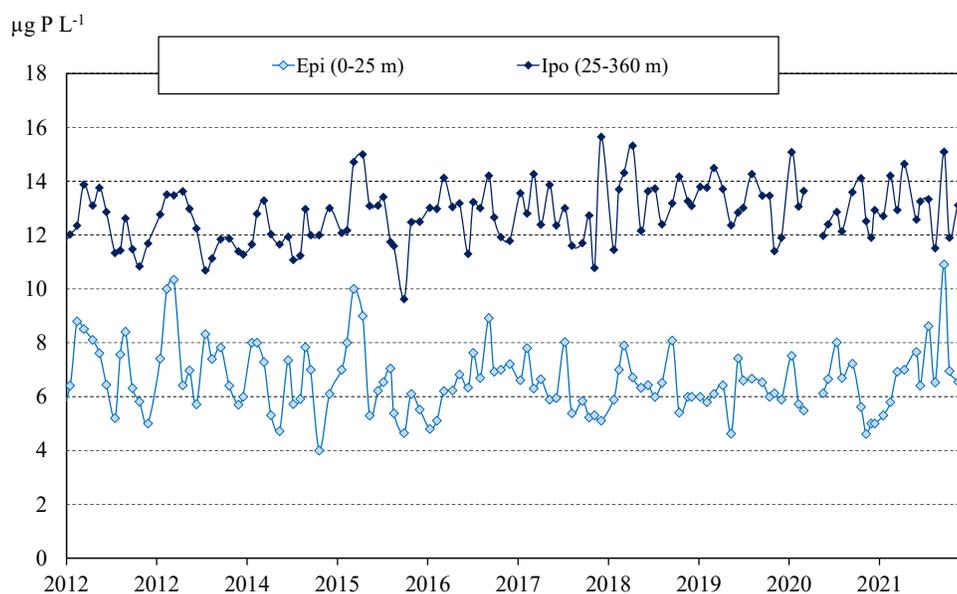


Fig. 3.10 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2012-2021.

La figura 3.11 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e ipolimnici (25-360 m) dei silicati nel periodo 2012-2021. Nel 2021 si è registrato un massimo piuttosto accentuato in febbraio (1,66 mg Si L⁻¹) seguito da un minimo di 0,64 mg Si L⁻¹ a maggio, in corrispondenza di una fioritura importante di diatomee.

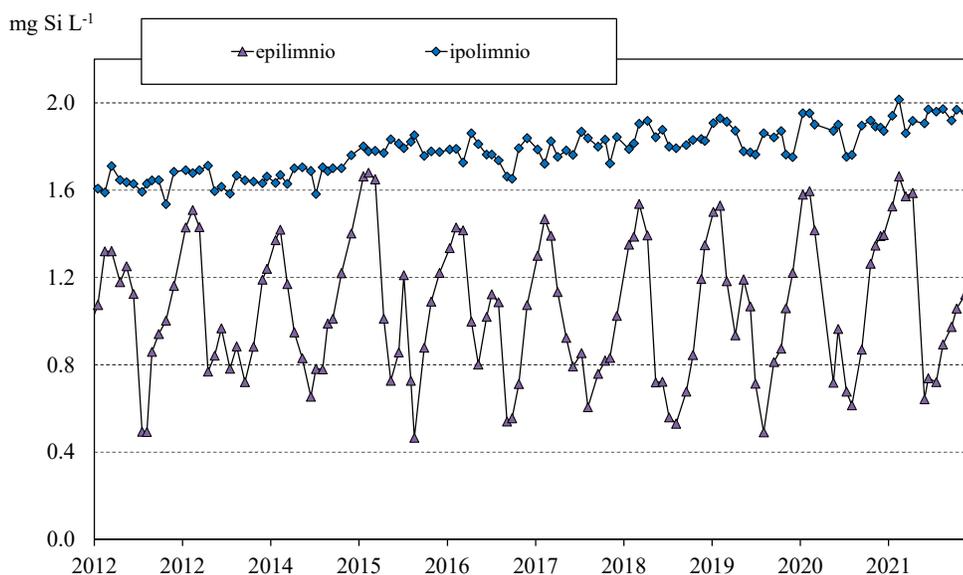


Fig. 3.11 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2012-2021.

I valori ipolimnici presentano una variabilità limitata (tra 1,75 e 1,92 mg Si L⁻¹) ma confermano la tendenza ad un aumento nel lungo periodo: i valori sono infatti passati da circa 1,6 mg Si L⁻¹ nel 2012-13 agli attuali valori prossimi a 2,0 mg Si L⁻¹.

È ormai evidente come gli andamenti a lungo termine del P e più in generale dei nutrienti nelle acque superficiali e profonde siano disaccoppiati: è in corso, infatti, un accumulo progressivo di P e Si in ipolimnio mentre viene meno il rifornimento di questi elementi agli strati superficiali alla circolazione tardo-invernale. Questa tendenza, descritta in maggior dettaglio nel Capitolo 11 è stata evidenziata anche per altri laghi profondi subalpini e messa in relazione agli effetti del riscaldamento climatico (Salmaso et al., 2020; Rogora et al., 2021).

3.1.5 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti di marzo e settembre 2021, 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, Cu, Ni, Pt, Pb, Se, Ti e V sono risultati sempre al di sotto del LOD. Anche Al e Zn sono risultati essere presenti in basse concentrazioni. Nel complesso non si osservano differenze evidenti tra i due periodi considerati.

Tab. 3.3 Concentrazioni (µg 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 2021. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

		Al	Ba	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	Zn
15.03.21	Epi	10,6	10,5	<	2	<	0,3	<	215	0,9
	Ipo	8,7	9,8	<	2	<	0,4	<	226	1,0
	Lago	9,0	9,9	<	2	<	0,4	<	224	1,0
20.09.21	Epi	12,3	9,6	<	3	<	0,3	<	198	4,0
	Ipo	<	9,3	<	1	<	0,6	<	222	3,0
	Lago	<	9,3	<	1	<	0,6	<	218	3,0
LOD		2,0	0,1	0,7	1,0	0,3	0,1	0,3	0,03	0,5

3.2 Tributari ed emissario

3.2.1 Concentrazioni medie

I valori medi annui del 2021, ottenuti dai campionamenti mensili, delle principali variabili chimiche nei 14 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 2021. Alc.: alcalinità. Cond.: conducibilità elettrica a 20 °C. N_{org}: azoto organico. NT: azoto totale. PT: fosforo totale. Si: silicati.

	Acronimo	Alc. meq L ⁻¹	Cond. μS cm ⁻¹	N-NH ₄ mg N L ⁻¹	N-NO ₃ mg N l ⁻¹	Norg mg N L ⁻¹	NT mg N L ⁻¹	PT μg P L ⁻¹	RSi mg Si L ⁻¹
Boesio	BOE	4,86	583,0	0,16	4,33	0,47	4,96	238	3,35
Bardello	BAR	2,95	344,8	0,18	1,66	0,41	2,24	155	2,05
Tresa	TRE	1,95	222,1	0,08	1,16	0,18	1,42	26	0,98
Giona	GIO	0,36	75,4	0,01	0,98	0,09	1,09	28	4,07
Vevera	VEV	1,66	232,8	0,30	2,46	0,29	3,05	71	5,26
Strona	STR	0,49	83,9	0,08	1,03	0,16	1,27	41	2,59
Toce	TOC	0,84	174,3	0,05	0,55	0,10	0,69	24	2,48
San Giovanni	SGI	0,26	54,1	0,01	1,05	0,15	1,21	14	4,27
Erno	ERN	0,35	122,3	0,01	1,54	0,15	1,70	24	4,24
San Bernardino	SBE	0,29	49,3	0,01	0,83	0,10	0,93	6	3,04
Cannobino	CAN	0,23	41,7	0,01	0,61	0,17	0,79	8	3,42
Maggia	MAG	0,44	61,5	0,01	0,67	0,10	0,79	7	2,99
Ticino immissario	TIM	1,05	241,1	0,01	0,72	0,08	0,81	8	2,54
Verzasca	VER	0,19	35,8	0,01	0,68	0,09	0,77	4	2,36
Ticino emissario	TEM	0,85	143,8	0,01	0,62	0,18	0,81	12	0,92

L'alcalinità, i cui valori dipendono principalmente dalla presenza di rocce carbonatiche nel bacino, nel 2021 è risultata compresa tra 0,23 e 0,35 meq L⁻¹ nei tributari con bacino a composizione prevalentemente silicica (San Giovanni, San Bernardino, Cannobino, Verzasca, Erno); concentrazioni più elevate (1,65-1,95 meq L⁻¹) si riscontrano nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Tresa, Vevera). La conducibilità varia ampiamente tra i corsi d'acqua a basso grado di mineralizzazione (35-50 μS cm⁻¹ per Verzasca, Cannobino, San Bernardino e San Giovanni) fino ai 220-240 μS cm⁻¹ di Tresa e Ticino Immissario. Anche i silicati presentano un'ampia variabilità, da minimi di circa 1,0 mg Si L⁻¹ nel Tresa e nel Ticino emissario, che essendo emissari di laghi risentono dell'effetto di utilizzo dei silicati nelle acque lacustri da parte del fitoplancton, a oltre 4,0 mg Si L⁻¹ (San Giovanni, Erno) (Tab. 3.4). Gli immissari Boesio e Bardello presentano concentrazioni di alcalinità e conducibilità marcatamente superiori a quelle degli altri tributari, a causa della contaminazione da scarichi non sufficientemente depurati. Per lo stesso motivo Boesio e Bardello sono caratterizzati anche dalle concentrazioni medie più elevate di P totale e dei composti dell'azoto: il P totale nel 2021 è risultato pari a 155 e 238 μg P L⁻¹ nel Bardello e Boesio rispettivamente, superiore ai valori del 2020 ma in linea con le concentrazioni generalmente riscontrate in questi tributari.

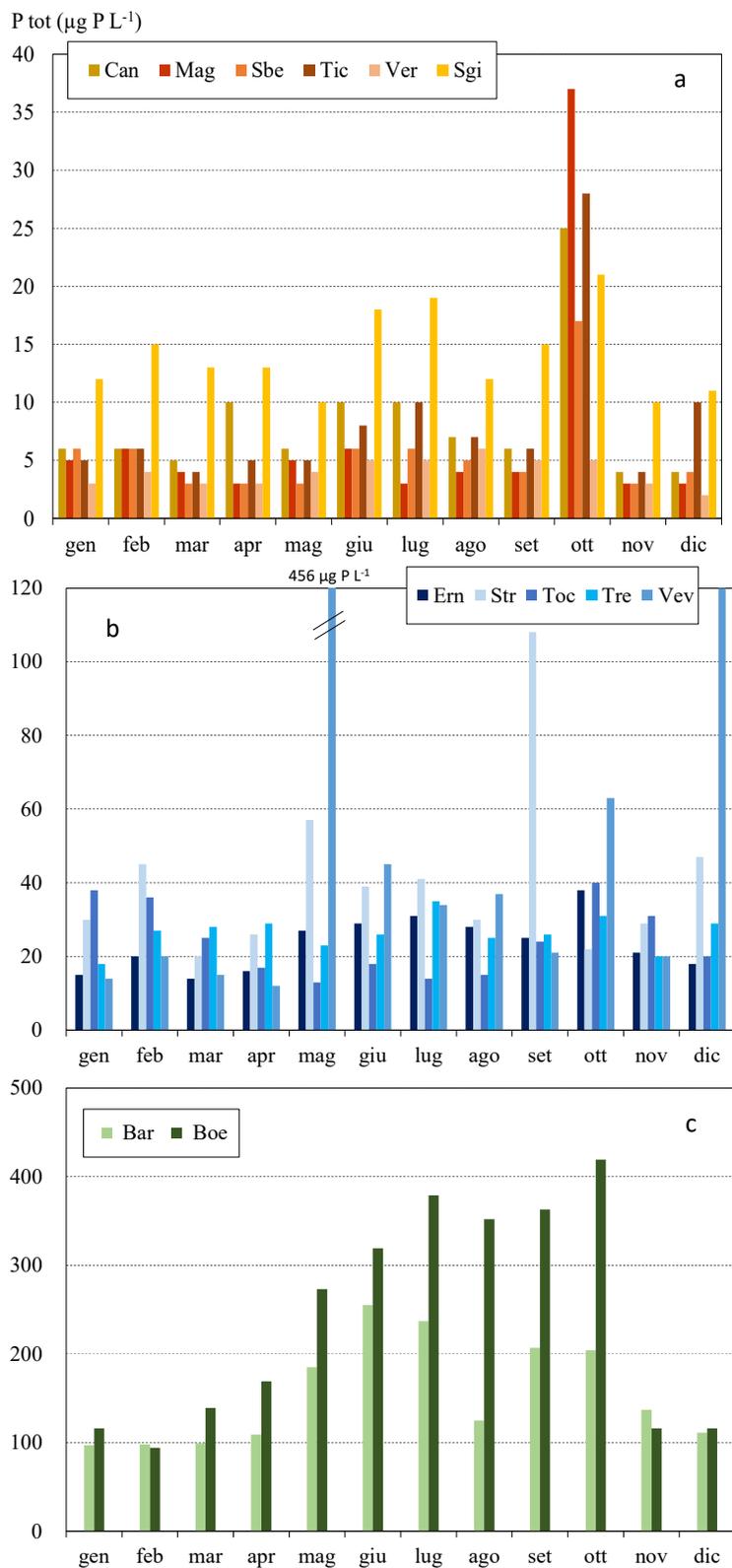


Fig. 3.12 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2021.

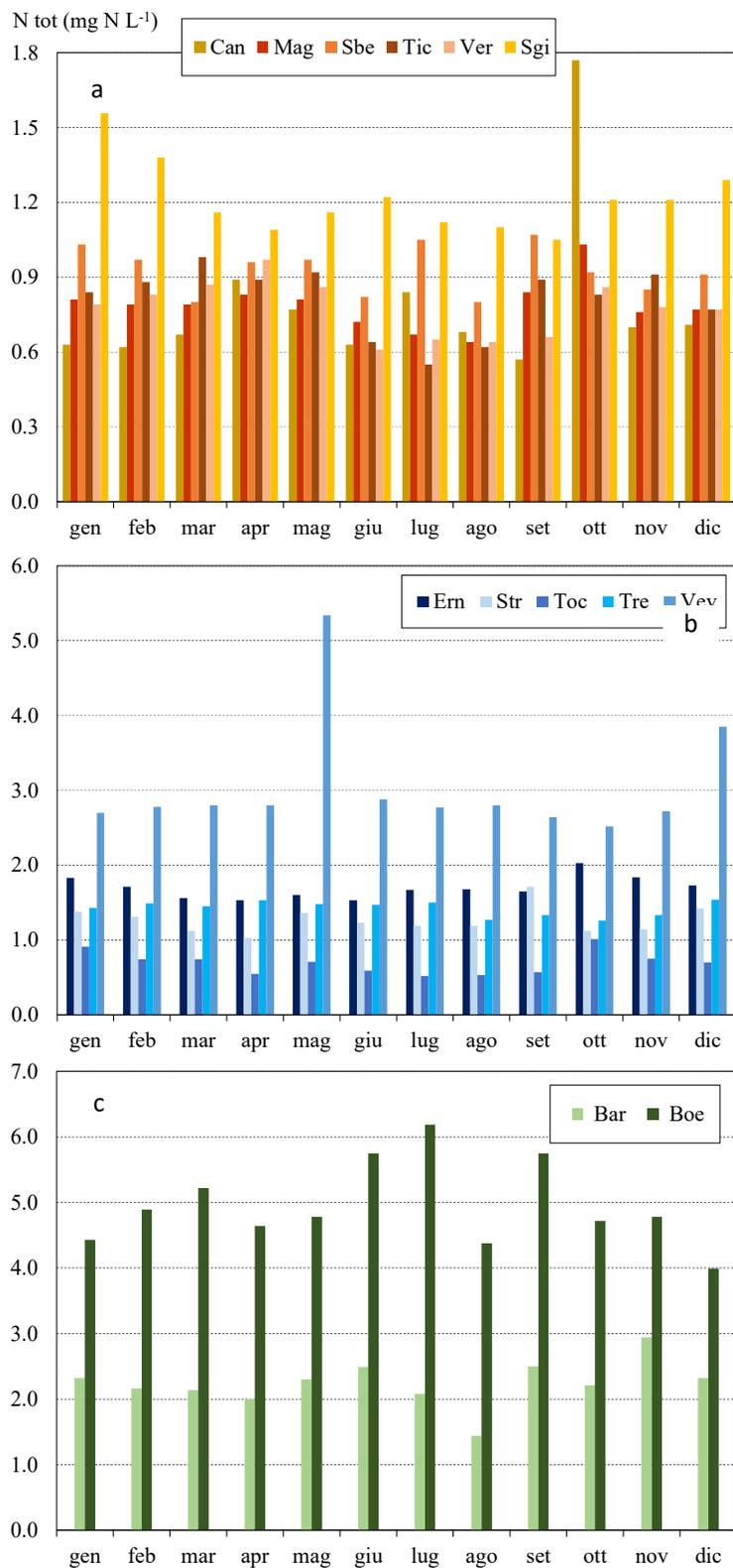


Fig. 3.13 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2021.

Oltre a Bardello e Boesio, presentano concentrazioni abbastanza elevate di P anche Vevera e Strona (71 e 41 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente). La maggior parte degli immissari presenta concentrazioni medie di P totale inferiori a 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$, in alcuni casi al di sotto di sotto dei 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (San Bernardino, Cannobino, Ticino Immissario, Maggia, Verzasca).

L'azoto ammoniacale nel 2021 ha presentato le concentrazioni più elevate nel Vevera (0,30 mg N L^{-1}), seguito da Bardello e Boesio, mentre nella maggior parte dei tributari le concentrazioni non hanno superato 0,1 mg N L^{-1} . Anche l'azoto organico presenta i valori più elevati nei torrenti Bardello, Boesio e Vevera (0,41, 0,47 e 0,29 mg N L^{-1} rispettivamente) mentre negli altri corsi d'acqua le concentrazioni si collocano prevalentemente tra 0,10 e 0,15 mg N L^{-1} . L'azoto totale, che risente dei contributi delle diverse forme di azoto e risente soprattutto dei valori di nitrati, è risultato pari a 2,24 e 4,96 mg N L^{-1} nel Bardello e Boesio, in linea con i valori degli anni precedenti. Sono invece aumentate le concentrazioni nel Vevera (3,0 mg N L^{-1} nel 2021) (Tab. 3.4).

Nel 2021 alcuni tributari hanno mostrato un andamento stagionale delle concentrazioni influenzato dalle abbondanti precipitazioni dei mesi di settembre e ottobre: Cannobino, Maggia, Verzasca, Ticino Immissario e Verzasca e Strona sono stati infatti caratterizzati da un picco di concentrazioni di P in ottobre, che non si è verificato nel caso degli altri tributari (Fig. 3.12a, b). Questo dipende sia dalla distribuzione spaziale disomogenea delle precipitazioni, sia dal fatto che l'effetto di tali eventi tende ad essere più evidente nei corsi d'acqua più puliti, con basse concentrazioni medie di fosforo. Escludendo questo evento, i corsi d'acqua non hanno presentato alcuna stagionalità nelle concentrazioni, che si sono mantenute abbastanza costanti nel corso dell'anno. Nei corsi d'acqua con basse concentrazioni, queste per tutto il 2021 si sono mantenute al di sotto dei 10 $\mu\text{g P L}^{-1}$, in alcuni casi anche dei 5 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Fig. 3.12a), confermando l'ottimo stato qualitativo delle loro acque. Anche Erno, Strona, Toce, San Giovanni e Tresa hanno riportato concentrazioni abbastanza costanti durante l'anno, prevalentemente comprese tra 20 e 40 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Fa eccezione un picco di oltre 100 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nello Strona a settembre; questo corso d'acqua anche in passato ha mostrato un andamento altalenante delle concentrazioni, con evidenza di episodi di contaminazione delle acque. Nel caso del Bardello e soprattutto del Boesio i valori sono aumentati nei mesi primaverili ed estivi, superando rispettivamente i 200 e i 300 $\mu\text{g P L}^{-1}$, per poi ridiscendere in novembre e dicembre (Fig. 3.12c).

L'azoto totale non ha mostrato una stagionalità evidente in nessuno dei tributari; l'evento di ottobre ha comportato un aumento di N solo nel caso del Cannobino, torrente per il quale le deposizioni sono un veicolo particolarmente importante di N (Rogora et al., 2012). Anche il Bardello ha presentato un andamento abbastanza regolare delle concentrazioni durante l'anno (attorno a 2,0 mg N L^{-1}) mentre nel Boesio i valori tendono ad essere più alti nei mesi estivi (oltre 5,0 mg N L^{-1}) (Fig. 3.13 c).

Per il Bardello le concentrazioni più elevate riscontrate nei mesi estivi potrebbero in parte essere dovute all'immissione nel corso d'acqua del prelievo ipolimnico del Lago di Varese, attivo nel periodo di stratificazione del lago. Il Bardello, emissario del Lago di Varese, è stato infatti individuato come corpo idrico recettore dell'acqua ipolimnica prelevata dal lago nel contesto degli interventi di risanamento previsti dall'Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale Lago di Varese (per approfondimenti: www.lagodivarese.regione.lombardia.it).

Le concentrazioni nel Bardello nel 2021 non si sono però mantenute elevate per tutto il periodo, diminuendo ad esempio ad agosto (Fig. 3.12c). Concentrazioni estive

elevate (oltre 300 $\mu\text{g P L}^{-1}$) erano state misurate anche nel 2019 e 2020, primi anni di sperimentazione del prelievo ipolimnico. Si tratta però di concentrazioni di P riscontrate abbastanza frequentemente in questo corso d'acqua anche in passato, anche in considerazione del fatto che il Bardello è recettore dello scarico del depuratore di Gavirate e verosimilmente anche di altri scarichi di acque non sufficientemente depurate.

I dati mensili confermano nel loro complesso la marcata differenza in termini qualitativi tra le acque dei diversi tributari, in particolare per quanto concerne il P totale. Oltre alla situazione critica di Boesio e Bardello, altri tributari presentano concentrazioni saltuariamente elevate di P, in particolare Erno, Vevera, Strona, indicative della presenza lungo il corso d'acqua di apporti non sufficientemente depurati (Fig. 3.12b).

Un confronto tra i dati del 2021 (media annua per i diversi tributari) ed i valori medi del triennio 2016-2018 è riportato in Fig. 3.14. I dati del 2021 sono risultati per il P totale superiori a quelli del triennio 2016-2018 nella maggior parte dei tributari, in misura particolarmente marcata per il Vevera (71 $\mu\text{g P L}^{-1}$ come concentrazione media 2021 rispetto a 26 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel triennio 2016-18). Il valore 2021 è risultato invece in diminuzione nel Boesio (238 $\mu\text{g P L}^{-1}$) rispetto al triennio precedente (296 $\mu\text{g P L}^{-1}$) (Fig. 3.14a). Nel caso dell'N totale le differenze tra il 2021 e il triennio 2016-2018 sono state molto contenute, ad indicare una sostanziale stabilità delle concentrazioni (Fig. 3.14b).

Tenendo conto dell'areale drenato, sono state calcolate le concentrazioni medie areali di P totale e dei composti dell'N nell'ultimo decennio, considerando le tre aree drenate dai tributari (Piemonte, Lombardia e Canton Ticino) e l'areale nel suo complesso (Fig. 3.15). Mentre per l'N nitrico si osserva una sostanziale stabilità delle concentrazioni medie areali nel tempo, per le forme ammoniacale ed organica si ha una maggior variabilità interannuale. Il 2021 non ha comunque presentato valori diversi da quelli dell'ultimo decennio: l'azoto totale, somma delle tre componenti, è stato pari a 2,14, 0,72 e 0,77 mg N L^{-1} per le aree lombarda, piemontese e ticinese rispettivamente e 0,95 mg N L^{-1} per l'areale nel suo complesso. I valori corrispondenti per il P totale sono stati 54, 23 e 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e 21 per l'areale complessivo, anche in questo caso in linea con i valori degli anni precedenti. Il valore medio areale di P totale nell'ultimo decennio si è infatti mantenuto tra 18 e 24 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Fig. 3.15).

I valori medi areali evidenziano la marcata differenza tra la qualità dei corsi d'acqua lombardi da un lato e in territorio piemontese e ticinese, con questi ultimi che presentano concentrazioni nettamente inferiori sia di P totale che dei composti dell'N. Alla situazione di criticità dell'areale lombardo concorrono soprattutto Bardello e Boesio che, come già discusso, presentano stabilmente concentrazioni elevate di nutrienti, ma anche il Tresa, con concentrazioni medie di P attorno a 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Tra i tributari piemontesi la situazione più critica è quella del Vevera, che ha mostrato un significativo peggioramento nel 2021, seguito da Toce e Strona.

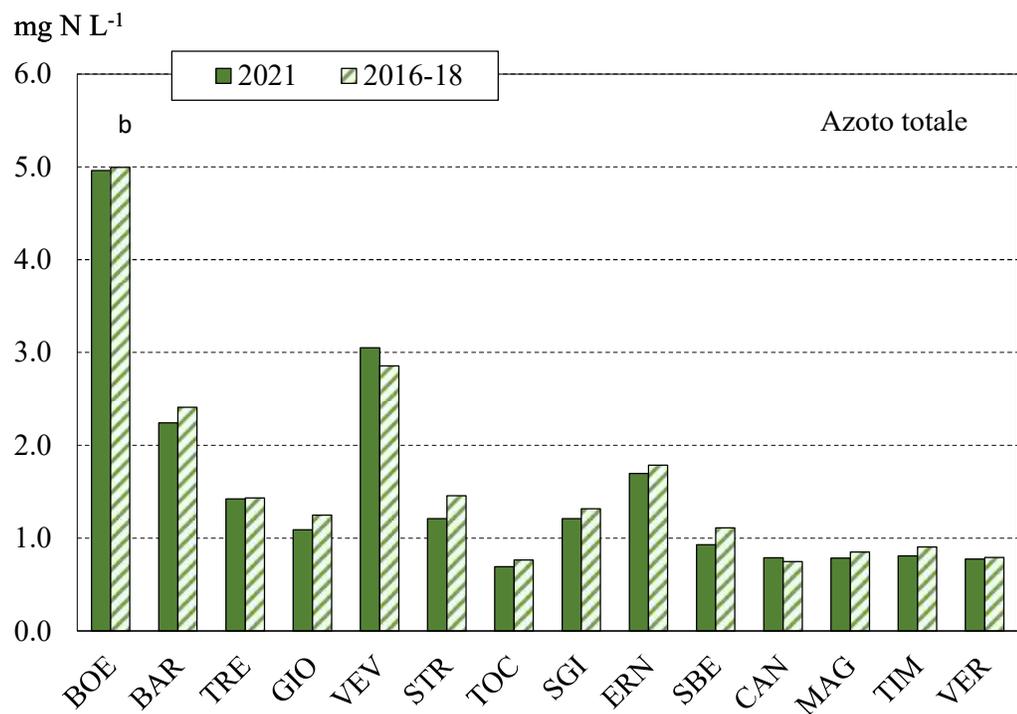
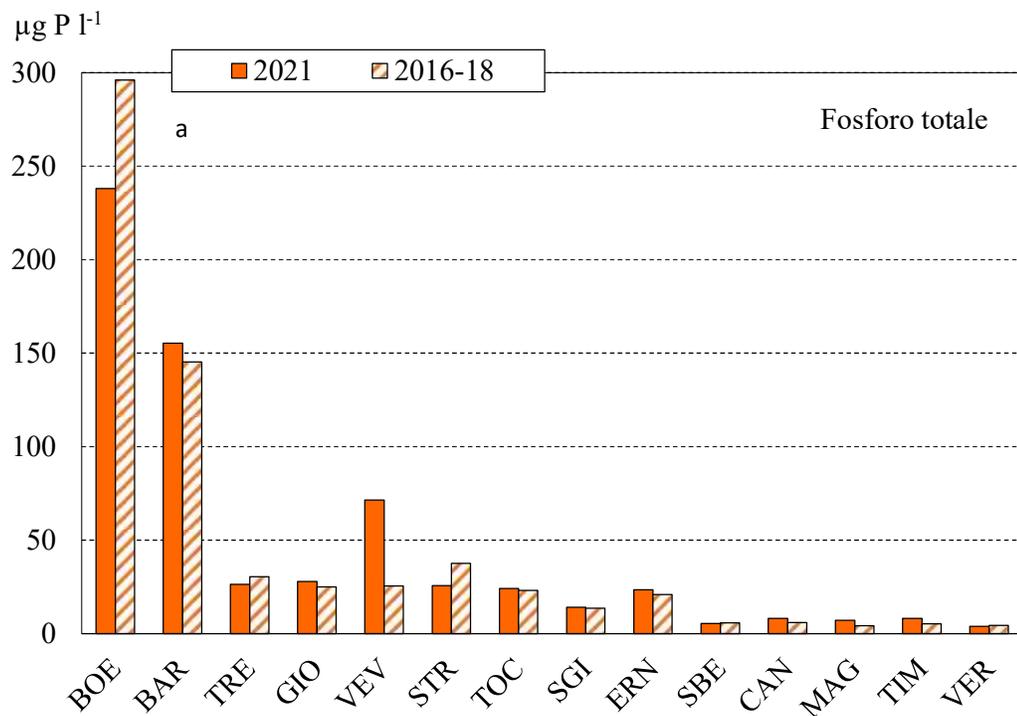


Fig. 3.14 Concentrazioni medie annue di P totale (a) e N totale (b) misurate nei principali tributari del Lago Maggiore nel 2021, a confronto con i valori medi del triennio 2016-18. Per gli acronimi si veda Tab. 3.4.

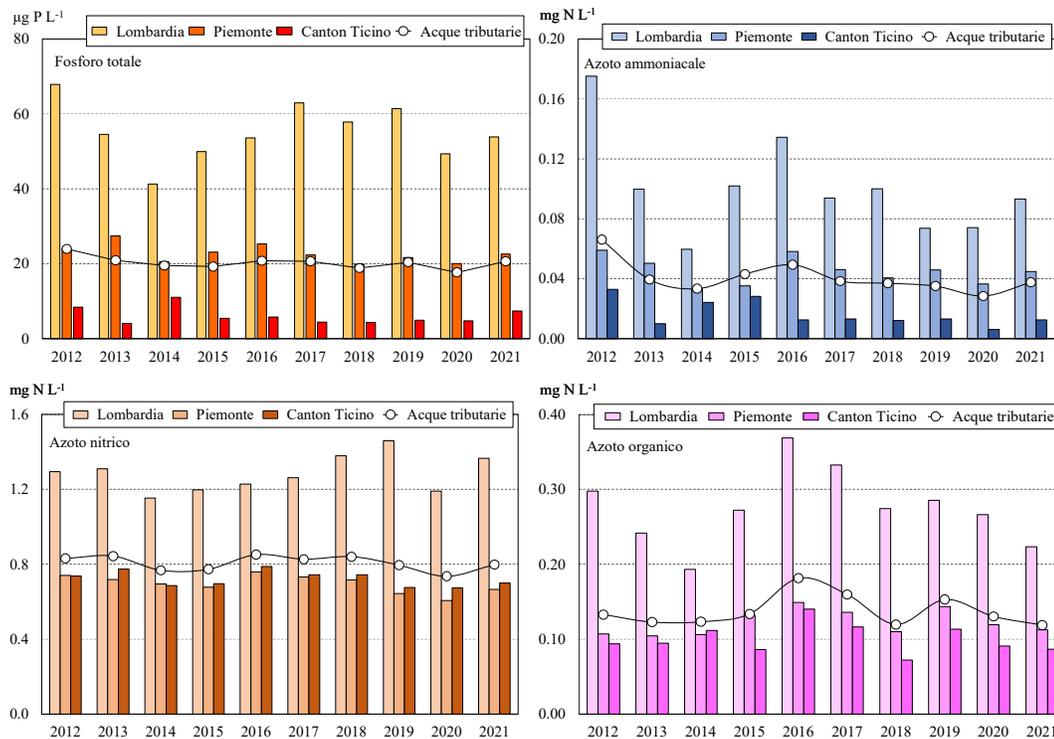


Fig. 3.15 Concentrazioni medie areali di P totale e delle tre forme di azoto (ammoniacale, nitrico e organico) nel periodo 2012-2021.

3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi per l'anno 2021 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. Anche nel 2021 i carichi maggiori veicolati a lago, sia di fosforo che di azoto, sono quelli di Toce, Ticino Immissario, e Tresa, con il contributo del Toce che supera le 40 t P a⁻¹, circa il doppio dei carichi degli altri due tributari. Un contributo importante al carico totale di P viene anche dal Bardello, con 18 t P a⁻¹, seguito da Maggia e Strona (13 e 12 t P a⁻¹). Per azoto ammoniacale ed organico, i carichi maggiori sono quelli di Toce (62 e 210 t N a⁻¹), Ticino Immissario (27 e 193 t N a⁻¹) e Tresa (54 e 144 t N a⁻¹); apporti abbastanza elevati di questi composti provengono anche da Bardello e Strona (rispettivamente 24 e 46 t N a⁻¹ e 25 e 49 t N a⁻¹). Gli apporti di azoto nitrico, e conseguentemente di N totale, più rilevanti sono quelli del Ticino Immissario (circa 1380 t N a⁻¹ di nitrati), Toce (940 t N a⁻¹), Tresa (845 t N a⁻¹) e Maggia (710 t N a⁻¹). Gli altri tributari, come Verzasca, Cannobino, San Giovanni, San Bernardino, Erno, Vevera e Giona in misura limitata al carico totale, grazie al buon stato qualitativo delle loro acque oppure alle limitate dimensioni del bacino: è questo il caso di Vevera e in parte Erno che, pur presentando alcune criticità in termini di concentrazioni di P, contribuiscono al carico complessivo solo per 1.6 e 0.8 t P a⁻¹ (Tab. 3.5). In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona al carico totale di fosforo nel 2021 è stato pari a oltre il 37%, seguito da Ticino Immissario (15.5%), Tresa (14%), e Bardello (12%). Anche per l'ammonio, il contributo più importante è quello di Toce e Strona, pari al 39% del totale, seguito da Tresa (25%), Ticino Immissario (12%) e Bardello (11%), mentre per l'azoto organico i

contributi % sono più uniformi tra i tributari più importanti. Per l'azoto nitrico predomina il contributo del Ticino Immissario (27%) seguito da Toce e Strona (25%) e Tresa (17%). I dati del 2021 confermano come cinque tributari (Ticino Immissario, Maggia, Toce e Strona, Bardello e Tresa) contribuiscano ad una % molto elevata del carico sia di P (88% del totale) che di N (86%).

Tab. 3.5 Apporti annuali ($t a^{-1}$) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali per il 2021.

	N-NH4	N-NO3	Norg	TN	TP
Ticino Immissario (a)	27	1381	193	1601	22
Maggia (b)	14	710	232	955	13
Verzasca (b)	1,7	183	57	242	2,6
Cannobino (a)	0,9	54	45	100	1,3
San Giovanni (b)	0,5	46	10	56	0,8
San Bernardino (a)	2,2	174	48	224	3,5
Toce Ossola (a)	62	941	210	1212	41
Strona (a)	25	293	49	366	12
Erno (b)	0,4	40	3	43	0,8
Vevera (b)	6,9	49	1	57	1,6
Bardello (a)	24	197	46	267	18
Boesio (a)	3,0	69	9	81	5
Tresa (a)	54	846	144	1045	20
Giona (b)	0,8	52	9	62	1,7
Totale	221	5036	1054	6312	143

(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 2021 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.

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 2021 sono stati pari a $214 t P a^{-1}$ e $7800 t N a^{-1}$, superiori a quelli del 2020 che si erano collocati tra i più bassi dell'ultimo decennio. Il carico di P in particolare, nel 2021 si è collocato al di sopra delle $200 t P a^{-1}$ ed è stato leggermente superiore a quelli del periodo 2015-2020, ma inferiore a quelli rilevati tra 2012 e 2014. I carichi di N si confermano più variabili a livello interannuale rispetto a quelli di P, a causa del maggior effetto delle precipitazioni e quindi

dell'idrologia sui carichi veicolati a lago. Sulla base delle uscite attraverso il Ticino emissario, la ritenzione % è risultata nel 2021 pari al 54% per il fosforo e al 16% per l'azoto, valori leggermente superiori a quelli di 2019 e 2020.

Come discusso nella precedente relazione, il basso valore del carico di P del 2020 potrebbe essere stato influenzato dalla mancanza dei valori di aprile-maggio, quando non era stato possibile eseguire i campionamenti, ma anche dalla diminuzione delle attività produttive conseguente al lockdown che potrebbe aver influenzato i tenori di P in alcuni tributari maggiormente soggetti a contaminazione da scarichi industriali.

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2012-2021 di azoto totale (t N a⁻¹).

	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21
Tributari campionati	7283	7891	9387	6032	6488	5243	7324	7121	6014	6312
Areale non campionato	624	676	804	517	556	449	628	610	515	541
Totale bacino emerso	7907	8567	10192	6549	7044	5692	7951	7731	6530	6852
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	472	498	465	420	549	451	428	552	370	371
Totale apporti	8969	9656	11247	7559	8184	6733	8969	8873	7490	7813
Uscite da emissario	7809	8484	10497	7202	6142	5399	7080	7624	6566	6523
Ritenzione % in lago	13	12	7	5	25	20	21	14	12	16

Tab. 3.7 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2012-2021 del fosforo totale (t P a⁻¹).

	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21
Tributari campionati	178	159	185	117	104	86	110	120	99	143
Areale non campionato	15	14	16	10	9	7	9	10	8	12
Totale bacino emerso	194	173	201	127	113	94	119	130	107	155
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
Totale apporti	253	232	260	186	172	153	178	189	166	214
Uscite da emissario	105	83	135	74	82	58	86	91	87	98
Ritenzione % in lago	59	64	48	60	52	62	52	52	47	54

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 2021 sono inoltre messi a confronto con quelli del 2019 e del 2020 in Fig. 3.16.

I contributi areali più elevati per quanto riguarda il fosforo totale sono risultati essere quelli del Bardello (0,131 g P m⁻² a⁻¹), seguito dal Boesio (0,109 g P m⁻² a⁻¹). Toce e Strona, San Bernardino, Tresa, Vevera, Erno e Giona presentano valori intermedi, compresi tra 0,023 e 0,075 g P m⁻² a⁻¹, mentre i rimanenti corsi d'acqua si attestano tra 0,012 e 0,014 g P m⁻² a⁻¹. Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale, i valori più elevati caratterizzano il Vevera (0,328 g N m⁻² a⁻¹) e il Bardello (0,180 g N m⁻² a⁻¹), mentre nel caso dell'N organico i contributi maggiori sono quelli di Cannobino (0,409 g N m⁻² a⁻¹) e San Bernardino (0,364 g N m⁻² a⁻¹). L'azoto nitrico presenta valori più omogenei tra i vari tributari, con un massimo per il Vevera (2,355 g N m⁻² a⁻¹) e minimi di circa 0,5 g N m⁻² a⁻¹ per Cannobino e Toce.

Ticino Immissario, Maggia, Verzasca, Cannobino e San Giovanni si confermano i corsi d'acqua con i contributi areali inferiori, sia di fosforo che di azoto, attorno a $0,014 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e $1,0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispettivamente (Tab. 3.8).

Tab. 3.8 Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati nel 2021.

	N-NH4	N-NO3	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0,017	0,855	0,119	0,990	0,014
Maggia	0,015	0,767	0,250	1,031	0,014
Verzasca	0,007	0,775	0,241	1,023	0,011
Cannobino	0,008	0,495	0,409	0,912	0,012
San Giovanni	0,008	0,750	0,168	0,927	0,014
San Bernardino	0,017	1,332	0,364	1,712	0,027
Toce Ossola	0,035	0,532	0,118	0,685	0,023
Strona	0,110	1,314	0,218	1,641	0,054
Erno	0,014	1,532	0,122	1,668	0,030
Vevera	0,328	2,355	0,032	2,714	0,075
Bardello	0,180	1,466	0,340	1,986	0,131
Boesio	0,066	1,517	0,194	1,777	0,109
Tresa	0,072	1,122	0,191	1,385	0,026
Giona	0,015	1,045	0,185	1,245	0,034
Totale campionati	0,038	0,856	0,179	1,073	0,024

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 $1,0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per l'azoto totale e pari a $0,017 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 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 $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 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 $0,04 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Fig. 3.16a). Nel caso dell'azoto le differenze tra tributari appaiono meno marcate: i valori più elevati sono quelli del Vevera (circa $3,0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), che associa concentrazioni elevate ad un bacino di dimensioni limitate; gli altri tributari mostrano valori per lo più compresi tra $1,0$ e $1,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Fig. 3.16b).

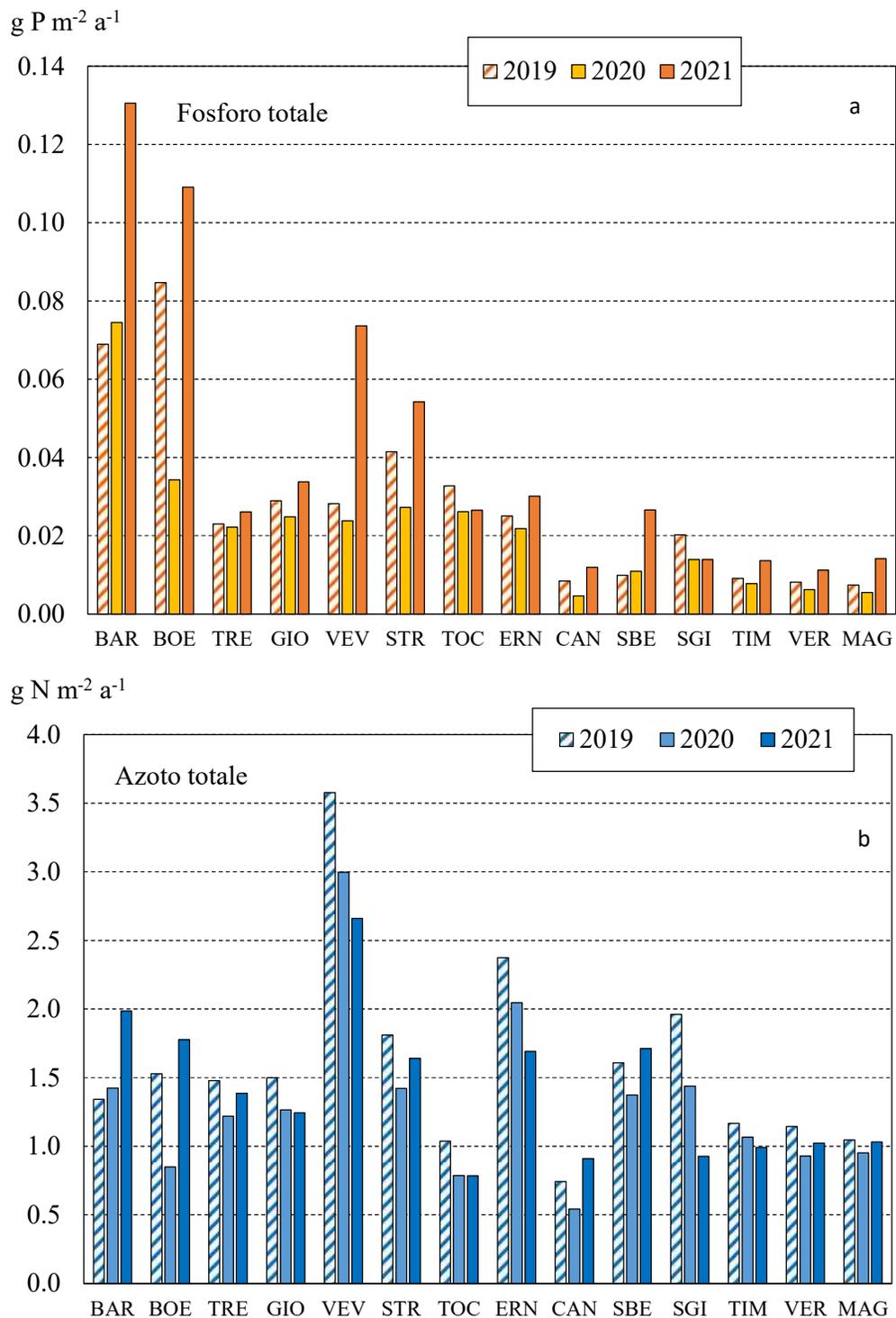


Fig. 3.16 Contributi medi areali annui di P totale (a) e N totale (b) nei principali tributari del Lago Maggiore nel 2021, a confronto con i valori del 2019 e 2020.

Il confronto tra il 2021 e i due anni precedenti per quanto riguarda i contributi areali di P evidenzia come nel 2021 i valori siano aumentati marcatamente per i tributari che

presentano problemi di contaminazione delle acque da scarichi non depurati, ovvero Bardello, Boesio, Vevera e Strona. Rispetto al 2020 i valori sono infatti più che raddoppiati, passando ad esempio da 0,07 a 0,13 g P m⁻² a⁻¹ per il Bardello, da 0,03 a 0,11 g P m⁻² a⁻¹ per il Boesio e da 0,02 a 0,07 g P m⁻² a⁻¹ per il Vevera (Fig. 3.16a). Anche negli altri tributari di sono verificati degli aumenti nel 2021, a conferma di una tendenza generalizzata che è da attribuire soprattutto all'aumento delle concentrazioni medie. Per quanto riguarda l'N, nel 2021 i valori sono stati invece in linea con quelli degli anni precedenti, con un aumento abbastanza evidente solo nel caso di Bardello e Boesio, dovuto soprattutto all'aumento dei valori di N ammoniacale (Fig. 3.16b).

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., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment* 417-418: 214-223.

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., M. Austoni, R. Caroni, P. Giacomotti, L. Kamburska, A. Marchetto, R. Mosello, A. Orrù, G. Tartari, C. Dresti. 2021. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic lake: the role of external loads versus climate change. *J. Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2051>

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>.

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

Martina Austoni, Giulia Borgomaneiro, Ester M. Eckert, Lyudmila Kamburska, Aldo Marchetto

4.1 Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2021, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 14 gennaio ed il 13 dicembre 2021, 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 2021 è stato di 107, valore diminuito rispetto alle 114 unità del 2020 seppur sempre maggiore se confrontato con le 103 del 2019 e in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche.

Nel 2021 il numero medio di specie per campione è risultato pari a 44 diminuendo di 3 unità rispetto all'anno precedente (47) e uguale al 2019, seppure comunque inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità.

Il numero di specie significative, cioè di quelle risultate dominanti in almeno un campione nel corso dell'anno in quanto concorrenti a formare più dell'80% della biomassa complessiva, è stato di sole 32 specie, mostrando una drastica riduzione rispetto sia al 2020 (45) che al 2019 (34). In generale, un'elevata diversità biotica della comunità fitoplanctonica è stata descritta come uno degli effetti dell'oligotrofizzazione del Lago Maggiore. 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; di conseguenza un'inversione di tendenza richiede attenzione.

Anche la distribuzione dei singoli taxa in categorie sistematiche più ampie ha mostrato leggere differenze rispetto al 2020. Il gruppo con la maggiore diversità è ancora quello delle diatomee, rappresentate da 29 specie (erano 32 l'anno precedente e 28 nel 2019) a cui seguono le 27 specie del gruppo delle cloroficee come nel 2020 e in aumento rispetto agli anni precedenti. Nel 2021 il gruppo dei cianobatteri è rappresentato da 24 specie con una tendenza alla diminuzione rispetto all'anno precedente (27).

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 12, un'unità in meno rispetto al 2020 e 2019, le criptoficee con 8 unità e le dinoficee con 7 unità tassonomiche come nel 2020 e 2019. Questi ultimi due gruppi sono i meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore che dipende fortemente dalla

maggiore o minore uniformità di distribuzione degli individui tra le specie nonché dal numero totale delle specie presenti nei singoli campioni.

Nel 2021 la successione stagionale si è svolta con una dinamica diversa da quanto osservato nell'anno precedente perché non si assiste alla predominanza costante di *Fragilaria crotonensis* per l'intero anno di indagine sulle altre diatomee. In generale, diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti (Fig. 4.1).

Nel 2021, lo sviluppo dei popolamenti algali ha visto il gruppo delle diatomee con il genere *F. crotonensis* unitamente a *Aulacoseira* che cominciano a svilupparsi già nel mese di gennaio seppure con biomasse trascurabili e in anticipo rispetto all'anno precedente, probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature atmosferiche del periodo invernale superiori alla norma. Segue una loro flessione fino ad aprile per poi avere, al finire del mese di maggio, il loro primo picco in biovolume totale di $3919 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ rappresentato quasi interamente da *F. crotonensis* e, in misura minore, nuovamente dal genere *Aulacoseira* con le sue specie sorelle conseguentemente. A questa situazione potrebbero aver contribuito le precipitazioni abbondanti all'inizio del mese di maggio, in quanto le precipitazioni apportano al lago notevoli quantità di silice. Questo elemento, il cui esaurimento durante lo sviluppo primaverile rappresenta di solito il principale fattore limitante per il proseguimento della crescita delle diatomee, in mancanza di concentrazioni adeguate può non sostenere la produzione di diatomee fino alla tarda estate. Inoltre, tra le possibili concause del loro minore sviluppo potrebbe esserci la ridotta profondità di mescolamento del Lago Maggiore (vedi Capitolo 2), essendo noto come le diatomee siano favorite da una elevata turbolenza delle acque.

Nel mese di gennaio un contributo significativo è poi venuto anche dalle cianofite con le oscillatoriali rappresentate da *Planktothrix rubescens* (già presente nel dicembre 2020 tra le specie significative) e *Pseudanabaena limnetica* che raggiungono insieme il 24% del biovolume totale per poi terminare in febbraio solo con *P. rubescens* per il 20% del biovolume totale: questa specie è da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore e classicamente è considerata un'indicatrice di eutrofizzazione nei laghi dell'Europa centrale.

Un contributo significativo è venuto anche dai dinoflagellati, con un periodo vegetativo pressoché continuativo durante l'anno ma soprattutto tra la tarda estate e l'autunno. Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi nei mesi tra aprile-maggio e settembre-ottobre. Le criptofite danno un contributo modesto ma costante, con *Plagioselmis nannoplanctica*, *Katablepharis ovalis* e il genere *Cryptomonas* poiché presenti pressoché lungo l'arco dell'intero anno.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle crisofite in termini di biovolume è stata, nel 2021, poco significativa: oltre alla presenza continuativa e ormai consueta di *Chrysochromulina parva*.

Altri taxa sono rientrati, sebbene con valori più modesti, nel numero delle alghe dominanti: tra questi possiamo ricordare i dinoflagellati del genere *Gymnodinium* e *Peridinium bipes*, le crisofite *Mallomonas caudata*, il genere *Uroglena* e *Dynobron divergens*, le clorofite appartenenti ai generi *Sphaerocystis* e *Staurostrum*, la criptofitea *Rhodomonas lens* e i cianobatteri chroococcali di piccole dimensioni appartenenti ai generi *Cyanodictyon* e *Snowella* e, per le diatomee, il genere *Rhizosolenia* con le specie *Rhizosolenia eriensis* e *R. longiseta*.

Il genere *Rhizosolenia*, la cui presenza rimane comunque timida, è presente nei mesi tardo estivi dell'anno e nel mese di marzo è ricordato come difficilmente appetibile per le sue stesse dimensioni.

Il mese di febbraio ha rappresentato il periodo di minimo biovolume algale in concomitanza alla minima abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico (vedi Capitolo 5).

I primi mesi dell'anno (da gennaio ad aprile) sono stati caratterizzati da un biovolume mensile ridotto rispetto alla rimanente parte dell'anno, situazione particolare per il Lago Maggiore. Si può ipotizzare che questa contrazione della biomassa ed il successivo rallentamento della crescita algale siano imputabili alla azione concomitante di fattori biotici ed abiotici, come descritto anche in seguito.

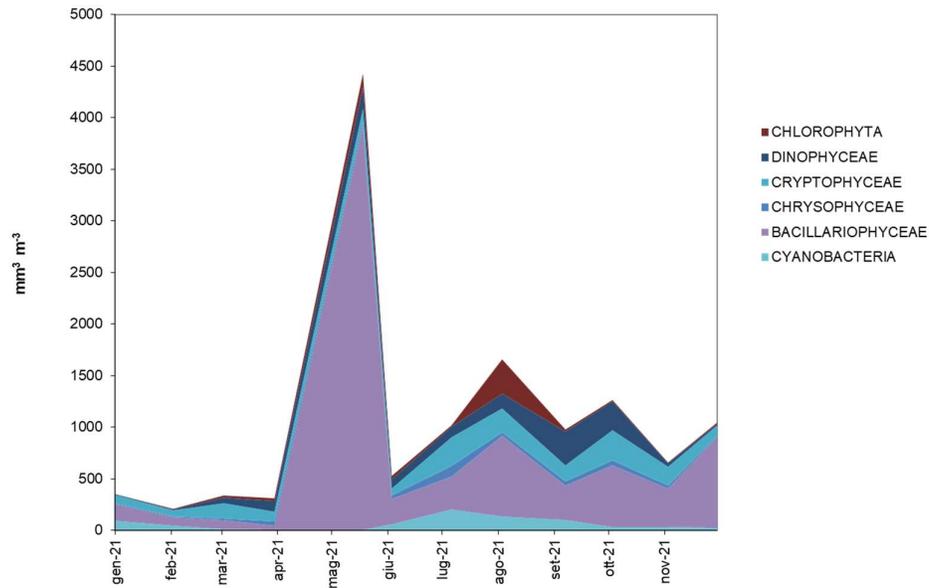


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2021.

Diversamente dallo schema di successione tipico per il Lago Maggiore, le diatomee non sono state responsabili di picchi di biomassa nei periodi marzo-aprile e giugno-luglio; questi picchi sono risultati invece presenti in maggio e in misura ridotta in agosto come descritto precedentemente.

Contrariamente all'anno precedente, la crisoficea *Dinobryon divergens*, che possiede adattamenti vantaggiosi in particolari condizioni oligotrofiche e che compete con le diatomee, non è stata tra le specie significative nel 2021.

Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di una loro presenza o assenza 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 crescita delle diatomee nel Lago Maggiore (Morabito et al., 2012), precipitazioni elevate possono apportare al lago notevoli quantità di silice, essendo il bacino del lago di natura prevalentemente silicea. L'esaurimento di silice durante lo sviluppo primaverile rappresenta di solito il principale fattore limitante per il proseguimento della crescita delle diatomee. Il fenomeno è, peraltro, ben documentato nella letteratura scientifica (si veda, per es. Znachor et al., 2008). Le

precipitazioni abbondanti che hanno avuto luogo nel mese di maggio e luglio 2021 (vedi Capitolo 1) potrebbero aver contribuito al picco di biomassa delle diatomee nei mesi estivi (Fig. 4.1).

Anche per il 2021 è da rilevare l'assenza di *Tabellaria flocculosa*, ormai pressoché scomparsa, che fu presente timidamente nel 2019 ma comunque non fu tra le specie significative. La presenza di questa specie appare maggiormente correlata a fattori fisici, soprattutto all'intensità del vento, piuttosto che a condizioni trofiche (Morabito et al., 2012) e la sua assenza potrebbe essere correlata ad una maggiore stabilità del Lago Maggiore. 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).

In conclusione, dalle osservazioni compiute, le criptofite danno un contributo durante tutto l'anno con *P. nannoplantica* e con *Cryptomonas spp.* durante il periodo tardo invernale fino a inizio primavera e dal mese di agosto al periodo invernale. Tra le crisofite la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina spp.* L'importanza delle clorofite risulta trascurabile: in pratica, tra le 27 specie rinvenute solo i generi *Staurastrum* (con specie già di per sé di grandi dimensioni) e *Sphaerocystis schroeteri* contribuiscono significativamente alla biomassa.

Contrariamente a quanto osservato negli ultimi anni, la crescita dei cianobatteri si è concentrata prevalentemente nel periodo invernale per le oscillatoriali con *Pseudanabaena spp.* e *P. rubescens* nei mesi di gennaio e febbraio e nel periodo estivo per le piccole chroococcali da luglio a settembre (Fig. 4.1): la tendenza in corso negli anni più recenti è stata verso una forte riduzione delle chroococcali 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* solo nei mesi estivi. Analogamente ai due anni precedenti, il genere *Microcystis* non è mai rientrato tra le specie dominanti.

Tra le oscillatoriali, *Aphanizomenon spp.* non è risultato essere tra le specie significative per il 2021.

Anche *Dolichospermum lemmermannii*, protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è ripresentata nel 2021, ma lo ha fatto molto timidamente (come negli anni precedenti ormai) dal mese di luglio a settembre con valori alquanto modesti in valore assoluto rispettivamente da $1,38 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ fino ad un massimo di $9,83 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$.

La presenza nel 2021 dei cianobatteri di piccole dimensioni, quali le chroococcali dei generi *Snowella*, *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). La biomassa di questi piccoli cianobatteri viene anche valutata separatamente con una differente metodologia (vedi Capitolo 6).

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.

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 o nel senso opposto potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

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.

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 è assistito 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 $3,6 \mu\text{g L}^{-1}$. 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 $0,67 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $3,9 \mu\text{g L}^{-1}$.

Nel 2021 il biovolume medio annuo, a seguito del preponderante sviluppo di *F. crotonensis* di fine maggio, è aumentato rispetto al 2020 e agli anni precedenti risultando essere di $1,06 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Nel 2021, la clorofilla *a* media è risultata essere di $4,9 \mu\text{g L}^{-1}$ valore aumentato rispetto sia al 2020 che al 2019. Il valore massimo assoluto si è registrato il 31 maggio con $13,07 \mu\text{g L}^{-1}$ in corrispondenza alla fioritura della diatomea pennata *F. crotonensis* che da sola ha formato l'87% del biovolume totale.

Sulla contrazione di biomassa algale dei primi mesi dell'anno potrebbero incidere i fattori abiotici quali scarsità di precipitazioni e temperature esterne stabilmente superiori alla media stagionale. Dopo la fioritura di fine maggio, il mese di giugno vede la drastica riduzione della biomassa algale con un valore di $0,53 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e una concentrazione di clorofilla di $3,84 \mu\text{g L}^{-1}$ che coincide con il picco di massima densità numerica dello zooplancton per il contributo dei rotiferi (vedi capitolo 5). Nel mese di agosto le diatomee hanno il loro secondo picco, seppur meno incisivo, con un biovolume di $783 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ grazie al contributo sia delle piccole diatomee centriche quali *Cyclotella comensis* (da giugno ad agosto) che del genere *Synedra*, quest'ultimo presente soprattutto nel periodo estivo e tardo estivo.

Le precipitazioni abbondanti potrebbero aver contribuito al primo picco di *F. crotonensis* di fine maggio e al successivo picco di luglio (Fig. 4.2). Come per il 2020 anche nel 2021 appare aumentata la biomassa dei generi *Pseudanabaena* che dal 2016 risultano essere una presenza alle volte significativa e che potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le alte temperature (Pearl, 1988). In sintesi, l'aumentata biomassa nel 2021 potrebbe dipendere dall'andamento meteo-climatico dell'anno in corso, con intense precipitazioni concentrate in alcuni mesi dell'anno accompagnate da alte temperature. Sempre tra le oscillatoriali, *Tychonema bourellyi* è risultata tra le specie

significative nel mese di giugno con una biomassa di $22,7 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Anche per il 2021 si riconferma il contributo significativo delle oscillatoriali del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore.

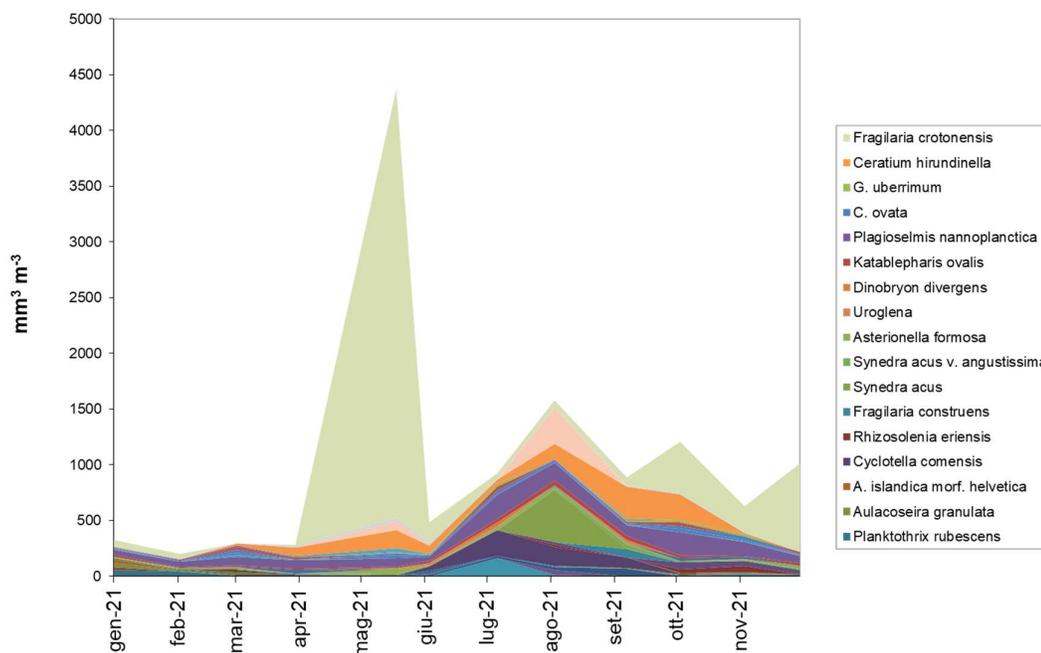


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di alcune entità sistematiche particolarmente significativi per il 2021.

Le criptofite danno contributo con l'abituale *P. nannoplanctica* presente lungo l'arco dell'intero anno (Fig. 4.2), con una biomassa media annua per l'intera classe di $101,6 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ valore confrontabile con gli anni precedenti.

Diversamente dall'anno precedente *Katablepharis ovalis* è annoverata nell'elenco delle specie significative sia nella prima metà dell'anno che nel mese di settembre sempre con i valori modesti e comunque confrontabili con gli anni precedenti.

Per quanto riguarda l'importanza delle clorofite, 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 clorofite il genere *Staurastrum*, specie già di per sé di grandi dimensioni, è tra le specie significative nei mesi di aprile e giugno rispettivamente con biovolumi di $17,2 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $13,8 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ mentre la piccola clorofite coloniale *S. schroeteri* è presente significativamente solo nel mese di agosto con una biomassa di $322,5 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. 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 (Salmaso, 2002; Simona, 2002). 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; Salmaso et al., 2018) e questa situazione si sta verificando anche per il Lago Maggiore (Rogora et al., 2021).

Riguardo ai cianobatteri chroococcali di piccole dimensioni, *Cyanodictyon planctonicum* è risultato significativo nel mese di luglio per lasciare posto al genere

Aphanocapsa e *Snowella lacustris* nei successivi mesi rispettivamente in agosto e settembre ma in generale, il gruppo algale è poi risultato trascurabile nel periodo tardo estivo. Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti recenti in corso nel Lago Maggiore. L'importanza degli studi a lungo termine è confermata dall'analisi dei dati del 2021, che ha presentato alcune particolarità rispetto sia al 2020 che agli anni immediatamente precedenti dimostrando la rilevanza di disporre di una lunga serie storica di dati per interpretare i cambiamenti in corso.

4.3 Metabarcoding

Il metabarcoding, ovvero la tipizzazione della comunità delle diatomee a livello di un gene, è stato fatto tramite il gene *rbcL*, adatto per lo studio dello stato ecologico delle acque dolci (Vasselon, 2017).

L'acqua del lago è stata campionata mensilmente nei siti di Ghiffa e Pallanza ed un volume tra 1 e 2 Litri è stato filtrato attraverso filtri GFC (glass microfibre filters, Whatman). Il DNA è stato estratto dai filtri ($1/3$ del filtro GFC) utilizzando il kit commerciale (DNeasy PowerSoil Kit, QIAGEN) seguendo il protocollo del produttore. La lisi meccanica con beads è stata fatta con l'omogeneizzatore (Precellys) a 6000 rpm 2x30 sec. La lisi chimica e la purificazione del DNA, sono stati portati a termine con l'utilizzo dell'estrattore del DNA (QIAcube, QIAGEN) ottenendo un volume di eluizione finale di 100 μ l.

Il gene *rbcL* è stato amplificato e sequenziato tramite la tecnologia Illumina e la bioinformatica (pulizia e identificazione delle sequenze) è stata fatta usando uno script e dei database pubblici (https://github.com/fkeck/DADA2_diatoms_pipeline). I campioni prelevati da Ghiffa e Pallanza sono stati analizzati mensilmente per 3 anni, dal 2019 al 2021. La diversità dei campioni è stata valutata con l'indice di Shannon per quanto riguarda l'Alpha-diversità e l'indice di Bray-Curtis per la Beta-diversità.

I risultati sulla diversità delle diatomee misurata come indice di Shannon, aumenta gradualmente da marzo fino a giugno quando raggiunge il picco massimo, per i restanti mesi dell'anno la diversità rimane bassa (Fig. 4.3). In termini di Beta-diversità, i mesi dell'anno hanno un effetto statistico più significativo sulle differenze dei campioni (circa il 40 % della varianza) rispetto al luogo di campionamento (Fig.4.4).

Le specie identificate con metabarcoding dimostrano come il 43% delle sequenze sono state identificate a livello di specie. Le specie più abbondanti, secondo le analisi molecolari, erano *Pantocsekiella costei*, *Fragilaria nanoides* e *Discostella nipponica*. *Fragilaria nanoides* era particolarmente abbondante nell'anno 2021, mentre contemporaneamente diminuiva *Discostella nipponica* (Fig. 4.5).

Per confrontare i risultati delle analisi tassonomiche effettuate con metodiche genomiche e morfologiche sugli stessi campioni, occorre ricordare che solo queste ultime permettono di esprimere correttamente le abbondanze relative, sia come numeri di cellule che come biovolume cellulare.

La determinazione delle diatomee a livello di genere è risultata coerente tra i due metodi, confermando la loro affidabilità.

Per quanto riguarda la determinazione a livello di specie, invece, entrambi i metodi hanno delle debolezze intrinseche. Utilizzando il metodo di Utermohl e il microscopio invertito non è possibile evidenziare i dettagli microscopici necessari per la separazione di alcune specie. D'altronde, l'uso delle tecniche genomiche richiede la presenza di una base di dati genetici accurata e completa.

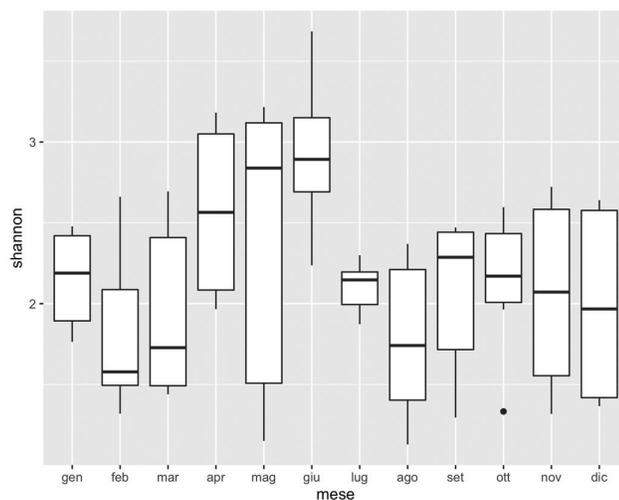


Fig. 4.3. Diversità delle diatomee, espressa come indice di Shannon, misurata mensilmente per tre anni consecutivi nelle stazioni di campionamento di Ghiffa e Pallanza.

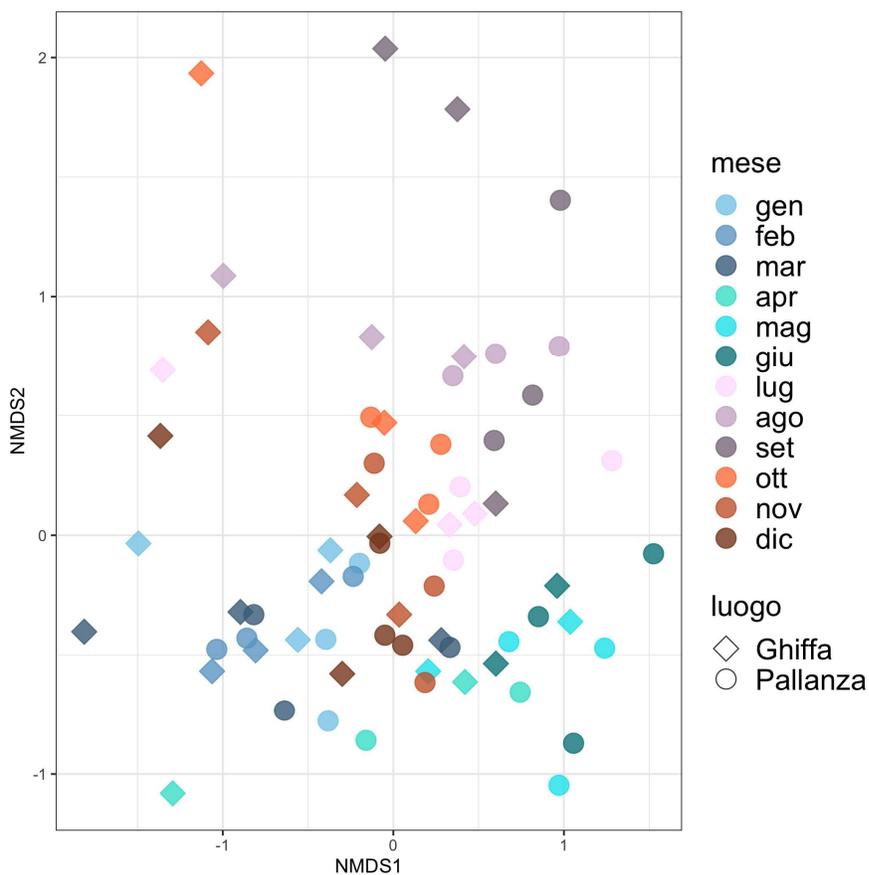


Fig. 4.4. Multidimensional scaling analysis di diversità beta delle diatomee (2019-2021) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza.

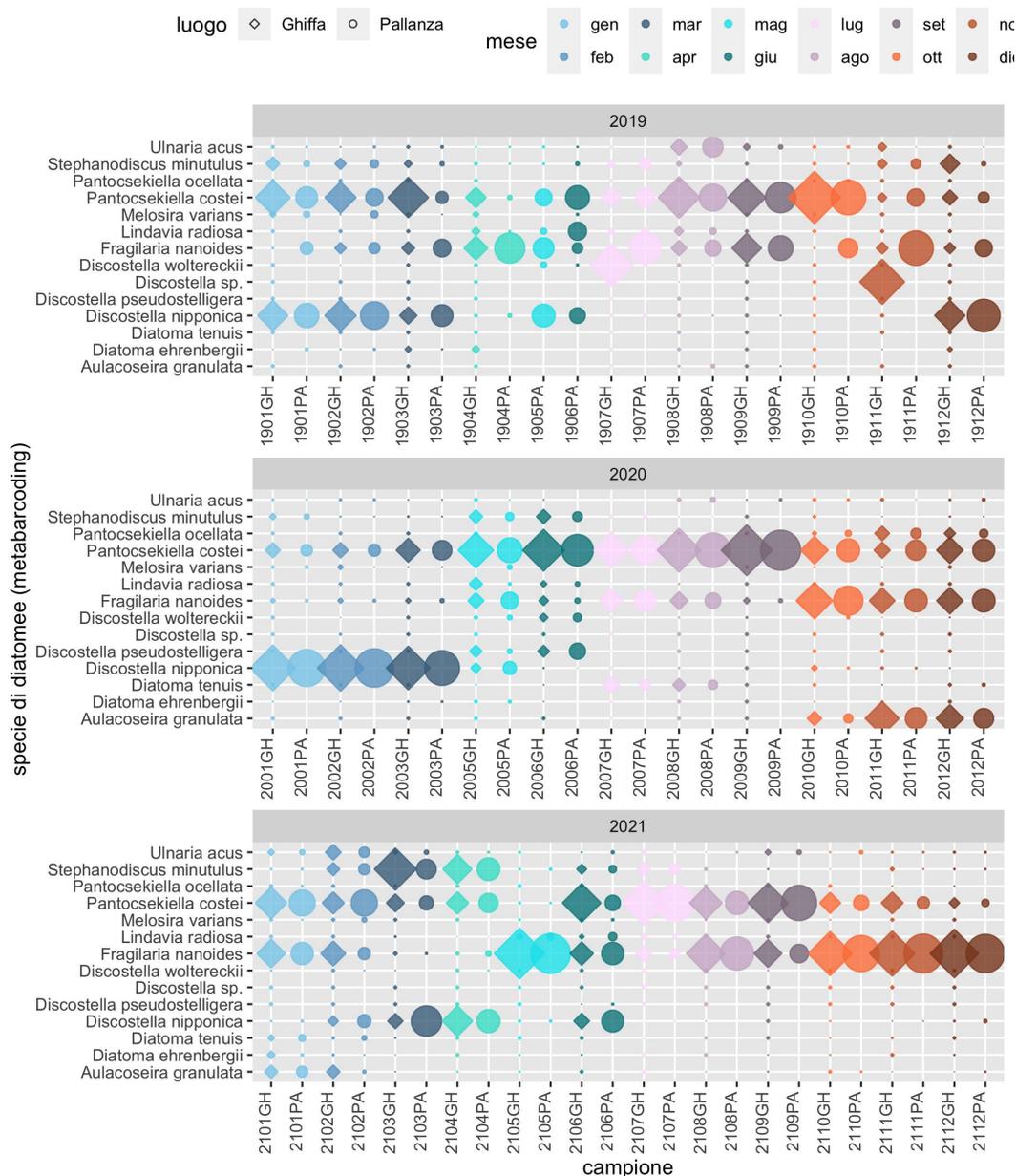


Fig. 4.5. Specie identificate con metabarcoding (2019-2021) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza con le relative abbondanze.

Le differenze principali tra le analisi morfologiche e genetiche riguardano specie dei generi *Pantocsekiella* (= *Cyclotella*), *Discostella* e *Fragilaria*.

Per quanto riguarda il genere *Fragilaria*, la specie più frequente nel plancton del Lago Maggiore, e della maggior parte di grandi laghi dell'areale alpino, è *Fragilaria crotonensis*, una specie facilmente riconoscibile al microscopio ottico. Purtroppo questa specie non è presente nel database genetico utilizzato per questa analisi, nonostante questo sia il più completo ed affidabile esistente al momento. Perciò nelle analisi genomiche appaiono altre specie planctoniche di *Fragilaria*, come *F. nanoides*.

La stessa situazione si riscontra per le ciclotelle. La specie più frequente nel Lago Maggiore, è *Pantocsekiella* (= *Cyclotella*) *comensis*, riconoscibile al microscopio per le caratteristiche ondulazioni della faccia valvare. Nel database di riferimento sono contenute le sequenze genomiche di una «*P. cf. comensis*» e di altre specie dello stesso genere, tra cui *P. ocellata* e *P. costei*. L'analisi genomica ha individuato quindi queste due specie, soprattutto l'ultima. Si noti però che *P. comensis* e *P. costei* hanno esigenze ecologiche molto simili, e le loro sequenze genomiche sono anche molto simili, tanto che la suddivisione in due specie distinte (per quanto morfologicamente abbastanza diverse) è stata messa in dubbio (Kistenich et al., 2014).

Per quanto riguarda invece il genere *Discostella*, nel plancton del Lago Maggiore si trovano individui di piccole dimensioni, difficilmente determinabili al microscopio ottico, che hanno caratteristiche simili a quelle di *D. pseudostelligera*. Le analisi genetiche hanno confermato la presenza di *D. pseudostelligera*, ma anche suggerito quelle di *D. woltereckii* e *D. nipponica*. La verifica della presenza o meno di queste due ulteriori specie richiederebbe uno studio specifico al microscopio elettronico, che esula dagli scopi di questo studio.

Bibliografia

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.

Kistenich, S., M. Dreßler, J. Zimmermann, Th. Hübener, R. Bastrop & R. Jahn. 2014. An investigation into the morphology and genetics of *Cyclotella comensis* and closely related taxa, Diatom Research, DOI: 10.1080/0269249X.2014.922125

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.

Rogora, M., M. Austoni, R. Caroni, P. Giacomotti, L. Kamburska, A. Marchetto, R. Mosello, A. Orrù, G. Tartari, C. Dresti. 2021. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic lake: the role of external loads versus climate change. *J. Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2051>

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.

Sommer, U., 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Hydrobiologia*, 138: 1-7.

Vasselon, V., F. Rimet, K. Tapolczai & A. Bouchez. 2017. Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France), *Ecological Indicators*, 82: 1-12, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.024>

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

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

5.1 Popolamento zooplanctonico

Nel corso del 2021 il prelievo dei campioni del popolamento zooplanctonico pelagico è stato effettuato regolarmente, con frequenza mensile presso la stazione situata a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé, in corrispondenza della zona di massima profondità. I campioni fissati con etanolo al 96%, sono stati raccolti con retinate verticali nello strato d'acqua compreso tra 0 e 50m di profondità con un campionatore di plancton dotato di flussimetro e armato con una rete a maglia di 76 μm di luce. Successivamente, tramite analisi microscopica è stata effettuata l'identificazione tassonomica e la determinazione della densità di popolazione e della biomassa.

Il valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale è aumentato del 20% circa rispetto al 2020 ed è risultato simile a quello rilevato nel 2019 (Tab. 5.1.1). Tale aumento, è risultato a carico del popolamento a rotiferi e a copepodi (ciclopi + diaptomidi).

Tab. 5.1.1. Confronto tra i valori medi annui della densità di popolazione del triennio 2019-2021 e i valori medi del triennio precedente.

	2016-2018	2019	2020	2021
	ind. m ⁻³	ind. m ⁻³	ind. m ⁻³	ind. m ⁻³
Diaptomidi	13332	12622	10522	13357
Ciclopidi	3950	9735	6973	7118
Cladoceri	2114	2559	2965	2546
Rotiferi	9179	19316	13865	25188
Popolamento totale	28575	44232	34987	45014

L'anno 2021 è stato caratterizzato da una densità numerica contenuta del popolamento zooplanctonico nei primi due mesi e nella seconda metà dell'anno, da agosto a dicembre (Fig. 5.1.1). In particolare a febbraio è stata registrata la minima abbondanza numerica del popolamento totale pari a 9029 ind m⁻³, risultato dei valori minimi di tutte le tre componenti dello zooplancton di rete, ovvero copepodi, cladoceri e rotiferi (5290 ind m⁻³, 183 ind m⁻³, 3557 ind m⁻³, rispettivamente). Durante questi mesi i copepodi hanno dominato numericamente il popolamento zooplanctonico di rete, formato da tali organismi in una percentuale compresa tra il 45 e il 77%. Lo sviluppo numerico si è concentrato nel periodo compreso tra marzo e luglio. Il picco di massima densità numerica pari a 167194 ind m⁻³ è stato rilevato a giugno ed è coinciso con il picco massimo dei rotiferi (145800 ind m⁻³). Ad aprile, invece, è stato osservato il picco massimo dei cladoceri (8217 ind m⁻³) e dei copepodi (58052 ind m⁻³), quest'ultimo determinato dall'abbondanza degli stadi immaturi sia di diaptomidi che di ciclopidi di questi crostacei (naupli e copepoditi; Fig. 5.12).

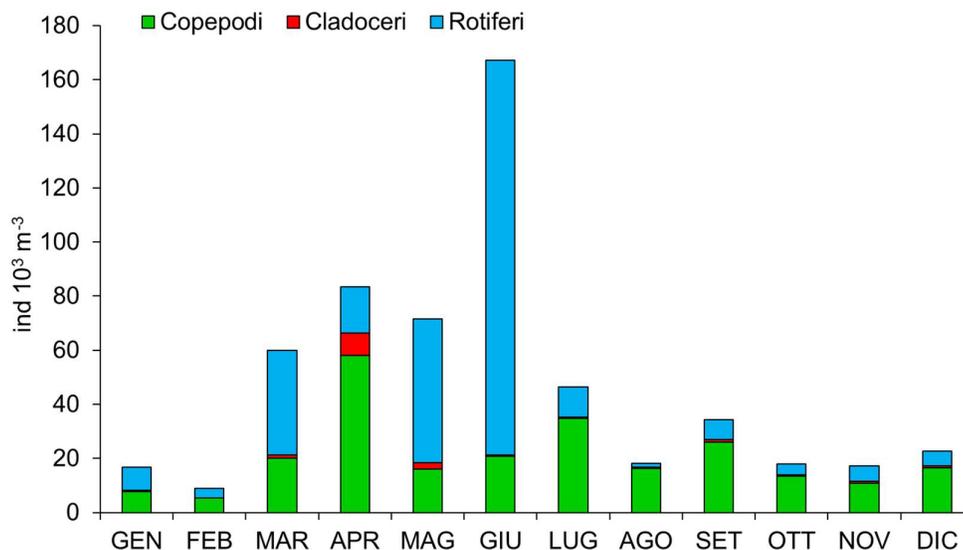


Fig. 5.1.1. Densità di popolazione dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 μm di luce nel corso del 2021 del Lago Maggiore.

Numericamente i diaptomidi hanno dominato il popolamento a copepodi tranne nel mese di febbraio quando i ciclopidi costituivano il 59% (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 e il picco massimo ad aprile (diaptomidi = 38408 ind m^{-3} , ciclopidi = 15099 ind m^{-3}). Un secondo picco di espansione numerica è stato osservato per entrambe le componenti a luglio, pari a 22867 ind m^{-3} per i diaptomidi e 10847 ind m^{-3} per i ciclopidi, e un'insolita abbondanza numerica è stata rilevata a dicembre per entrambi gli ordini.

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). Individui adulti di *Mesocyclops leukarti* sono stati rilevati solo in quattro campioni, ovvero quelli di febbraio, aprile, maggio e settembre in una quantità compresa tra 37 e 513 ind m^{-3} . Al contrario gli individui adulti di *Cyclops abyssorum* gr. sono stati identificati in tutti i campioni analizzati con una densità numerica compresa tra 50 e 1099 ind m^{-3} .

Per quanto riguarda gli organismi adulti dei diaptomidi, quanto osservato nel 2021 ha confermato la tendenza degli ultimi anni, ovvero la dominanza numerica di *E. padanus* (min = ca. 403 ind m^{-3} a febbraio, max = 3145 ind m^{-3} a settembre). *Mixodiaptomus laciniatus* era presente solo in 8 campioni su 12 e con pochi individui (min = ca. 2 ind m^{-3} a ottobre-novembre, max = 220 ind m^{-3} ad aprile).

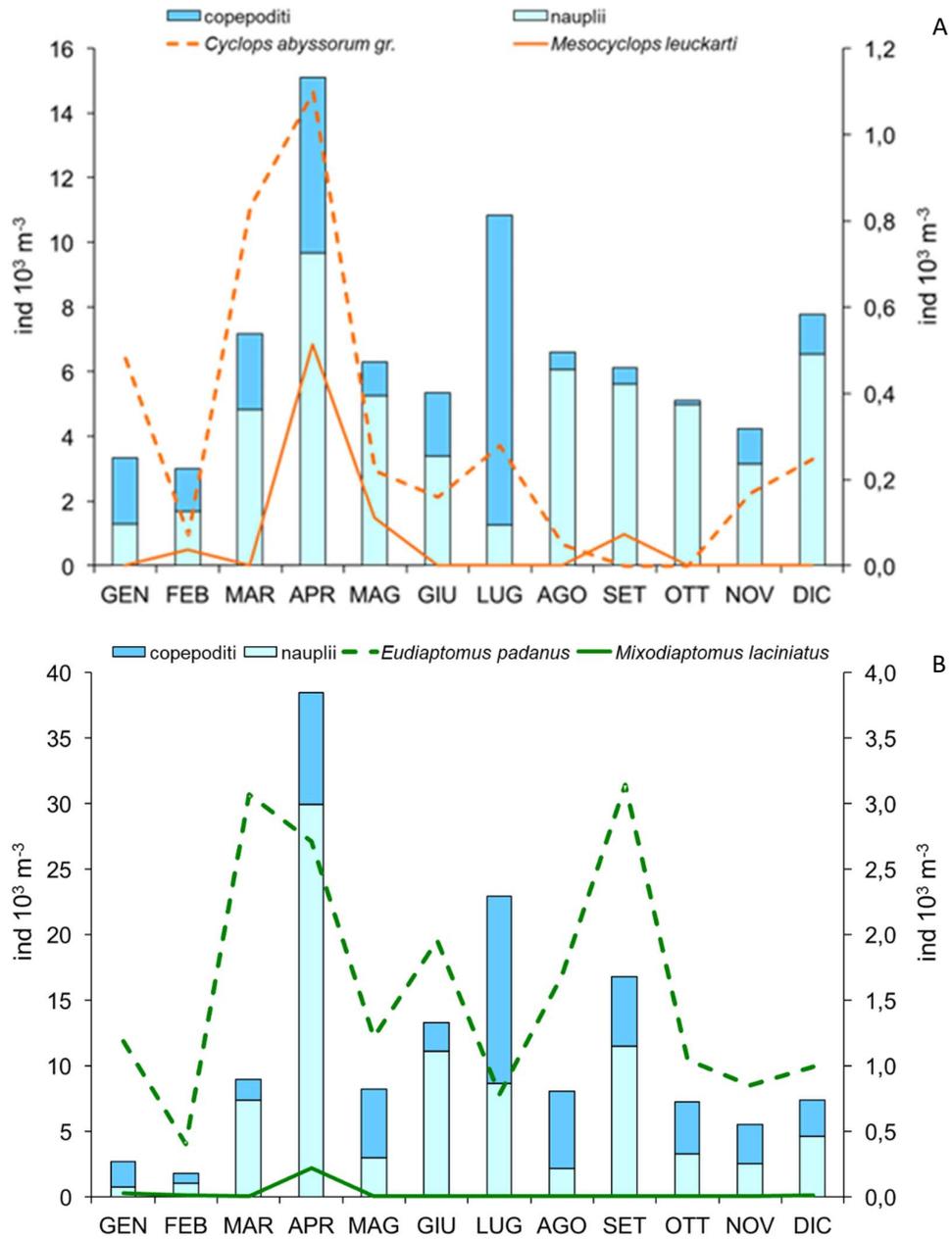


Fig. 5.1.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2021 nel Lago Maggiore (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

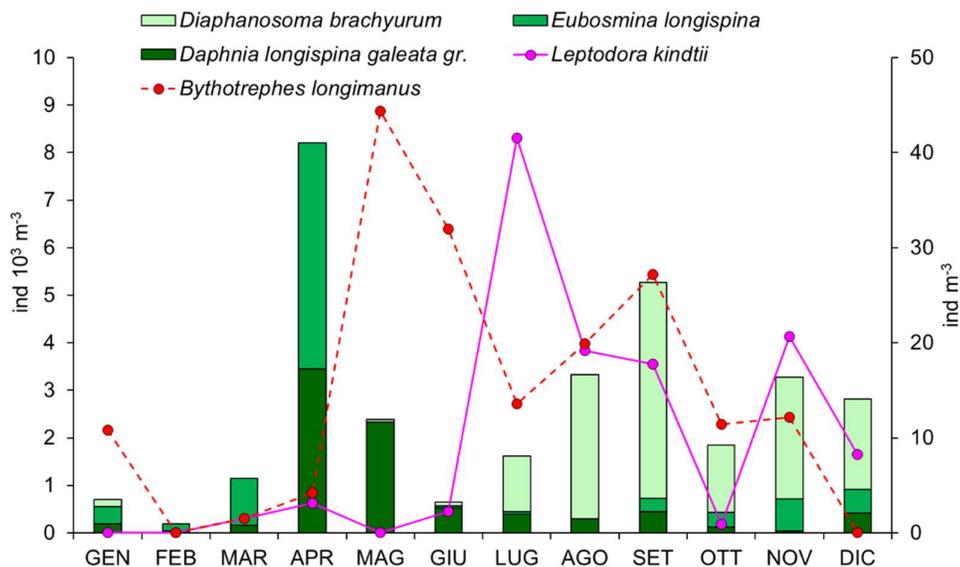


Fig. 5.1.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 µm di luce nel Lago Maggiore nel corso del 2021 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Lo sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri è stato caratterizzato da valori molto contenuti nei primi 3 mesi dell'anno compresi tra 183 ind m⁻³ e 1147 ind m⁻³ e a giugno (674 ind m⁻³; Fig. 5.1.3). Il picco di densità massima è stato osservato ad aprile (8217 ind m⁻³), dovuto per il 58% a *Eubosmina longispina* e per il 42% a *Daphnia longispina-galeata* gr. seguito da un repentino decremento nel mese successivo (1165 ind m⁻³). Il picco del filtratore non selettivo *Daphnia* ad aprile potrebbe essere la manifestazione di un anticipo della sua stagione di crescita in conseguenza del riscaldamento globale, ma anche il risultato del mancato rilevamento del reale picco massimo di crescita numerica, dato che il campionamento è stato eseguito alla fine di maggio anziché a metà mese.

Complessivamente, i primi sei mesi dell'anno sono stati caratterizzati dalla presenza dei consumatori primari *Daphnia* ed *Eubosmina*, mentre la seconda metà dell'anno dalla netta dominanza di *Diaphanosoma brachyurum* con valori compresi tra 1677 ind m⁻³ e 5311 ind m⁻³.

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 in 9 campioni e con un picco di abbondanza numerica a luglio pari a 42 ind m⁻³, il secondo in 10 campioni con un picco di espansione massima di entità similare (44 ind m⁻³). Dall'osservazione della figura 5.1.2 appare evidente la presenza alternata dei due grossi crostacei predatori.

I principali taxa che hanno costituito il popolamento a rotiferi nel corso del 2021 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., *Collotheca* spp., *Ascomorpha* spp., *Gastropus stylifer* e *Synchaeta* spp. (Fig. 5.1.4). La minima abbondanza numerica è stata rilevata ad agosto (1493 ind m⁻³), quella massima a giugno (145800 ind m⁻³) sostanzialmente a carico di 4 taxa: *Keratella* spp. (66%), *Synchaeta* spp. (9%),

Conochilus unicornis-hippocrepis gr. (8%) e *Asplanchna priodonta* (7%). Valori considerevoli di densità numerica sono stati registrati anche a marzo e maggio pari a 38796 e 53193 ind m⁻³, rispettivamente. A partire da settembre è stato osservato un netto cambio della composizione del popolamento con la dominanza di *Euchlanis dilatata*.

Il 2021 è stato caratterizzato da una cospicua presenza di taxa per campione, minima a novembre (5 taxa), massima a giugno (13 taxa) e con un valore medio per campione pari a 10 taxa. Complessivamente, durante tutto l'anno hanno dominato le specie microfaghe rispetto a quelle predatrici. Tale dominanza conferma quanto rinvenuto durante la fase di accresciuta trofia del lago da Obertegger e Manca (2011).

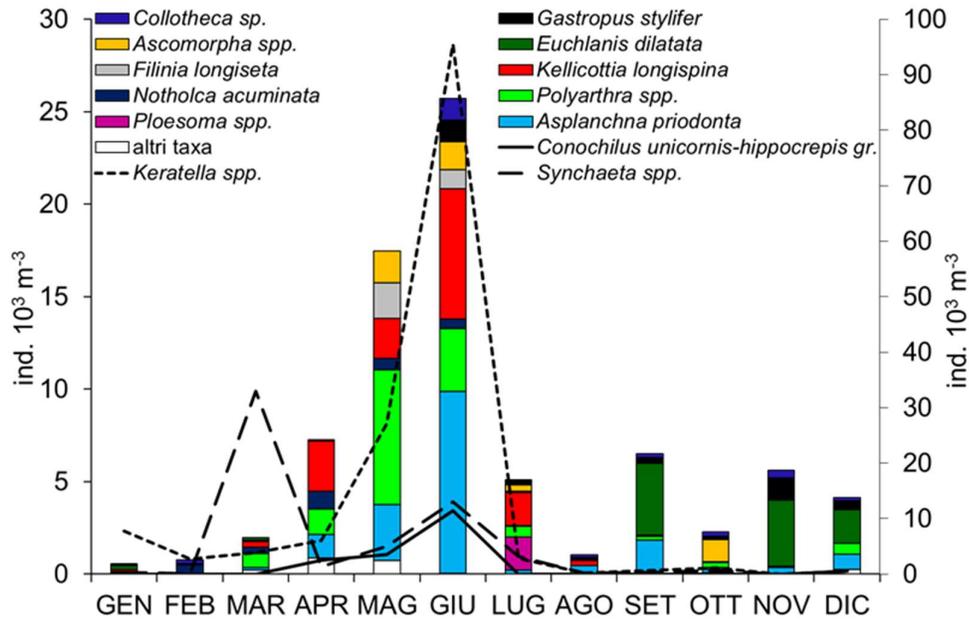


Fig. 5.1.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 µm di luce di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2021 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

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

Per il **metabarcoding**, i campioni di zooplancton raccolti senza selezione ed estrazione degli organismi sono stati sciocquati 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 ribosomiale nucleare corta (SSU, Small SubUnit), nota come 18S, ma che amplificassero una regione più corta. Per COI, abbiamo usato due strategie diverse: un primo approccio si è basato sull'utilizzo di primer già pubblicati e usati in studi precedenti in altre zone del mondo jgHCO2198, TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA (Geller et al, 2014), e mlCOIintF, GGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC (Leray et al, 2014); un secondo approccio ha previsto invece un miglioramento di questi primer, basato sui dati raccolti nel 2019 e nel 2020 sul sequenziamento per il barcoding, partendo dagli organismi e dalle specie presenti nel Lago Maggiore. 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 zooplancton, 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 zooplancton 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 zooplancton del lago e concentrarsi solo su COI.

I risultati del metabarcoding con COI sono stati, al contrario, positivi. L'utilizzo di due coppie di primer diversi, prima solo con primer generici già noti, poi con primer ottimizzati, ha dimostrato come i primer ottimizzati funzionino molto meglio. In ogni caso, le 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.): i primer usati danno risultati potenzialmente attendibili e non confusi da sequenze estranee.

Con la coppia di primer generici, la maggior parte delle sequenze erano attribuibili a crostacei, e in minima parte anche a 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 entrambe le due specie, un ulteriore controllo di dettaglio dei primer utilizzati ha rivelato che alcuni nucleotidi non corrispondevano. Le successive analisi del triennio sono state fatte utilizzando dei nuovi primer, ottimizzati sulla base delle informazioni genetiche acquisite nel 2019 e nel 2020, volti ad ottimizzare anche la potenziale inclusione di queste ed eventualmente altre specie.

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, nuovi primer sono stati ottimizzati, seguendo lo stesso ragionamento e procedura utilizzati per i cladoceri.

La seconda prova per il metabarcoding è stata effettuata con una coppia di primer ottimizzata, ovvero con jgHCO2198 già utilizzato in precedenza e mlCOIntF modificato (chiamato mlCOIntF_mod) a diventare GGNACBGGNTGRACNGTNTAYCCNCC. I risultati sono stati ancora più soddisfacenti. Tutte le specie di cladoceri note nel Lago Maggiore sono state individuate, comprese quelle che con i primer generici non venivano individuate (Figura 5.2.2): *Eubosmina longispina* (sq19 e sq90 vicine ad EL sull'albero) e *Diaphanosoma brachyurum* (sq116 vicina a DB sull'albero). Per quanto riguarda i copepodi, tutte le specie note nel Lago Maggiore sono state individuate, compresa *Mixodiaptomus laciniatus* (sq223, sq646 e sq1233 vicine a Mila sull'albero) che con i primer generici non veniva individuata (Figura 5.2.3). I primer ottimizzati funzionano quindi in maniera ottimale e sono in grado di identificare tutte le specie note nel Lago Maggiore. Un loro utilizzo per monitoraggio basato su DNA è al momento fattibile e supportato. In aggiunta, l'utilizzo dei primer ottimizzati per il metabarcoding dei campioni di zooplankton ha portato ad ulteriori scoperte. Alcune sequenze appartenenti a copepodi non sono risultate essere vicine alle specie note dal lago, ma sono state individuate come copepodi di specie ancora non sequenziate prima (sq1131, sq1389, e sq1394), ma anche come *Eucyclops macrurus* (sq1209) in poche sequenze di un campione di agosto 2021 e come *Thermocyclops crassus* (sq351 e sq698) in poche sequenze dei

campioni di settembre e ottobre 2020. Queste potrebbero essere specie solo occasionalmente presenti nel lago e in basso numero, difficilmente individuabili con il monitoraggio morfologico, ma identificabili grazie al DNA metabarcoding.

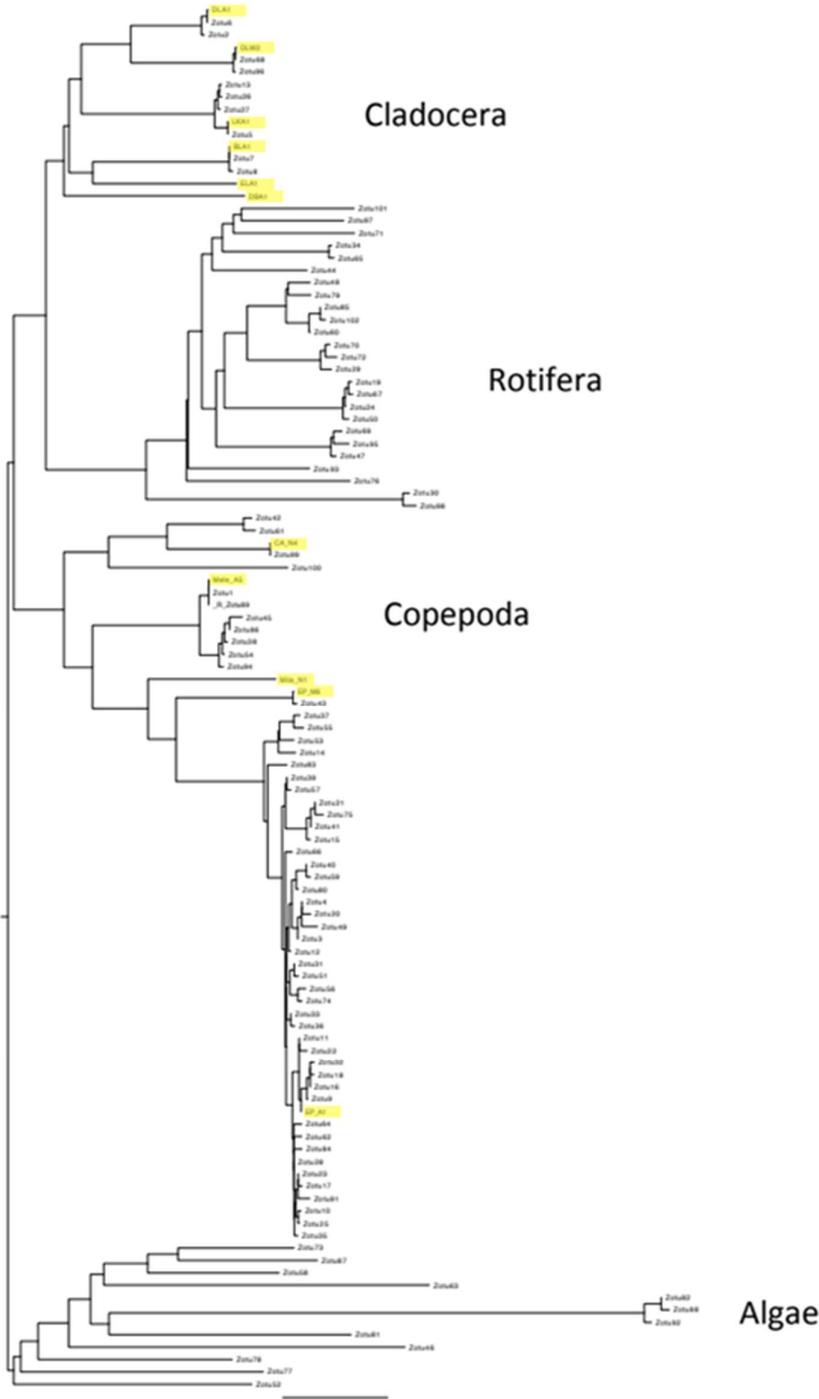


Figura 5.2.1: Albero di neighbour joining (NJ) dalle sequenze ottenute con sequenziamento massivo di COI (primer generici) dal Lago Maggiore, chiamate Zotu, in aggiunta a sequenze delle librerie di riferimento scaricate da GenBank, evidenziate in giallo. Sono riportati i gruppi principali di assegnazione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

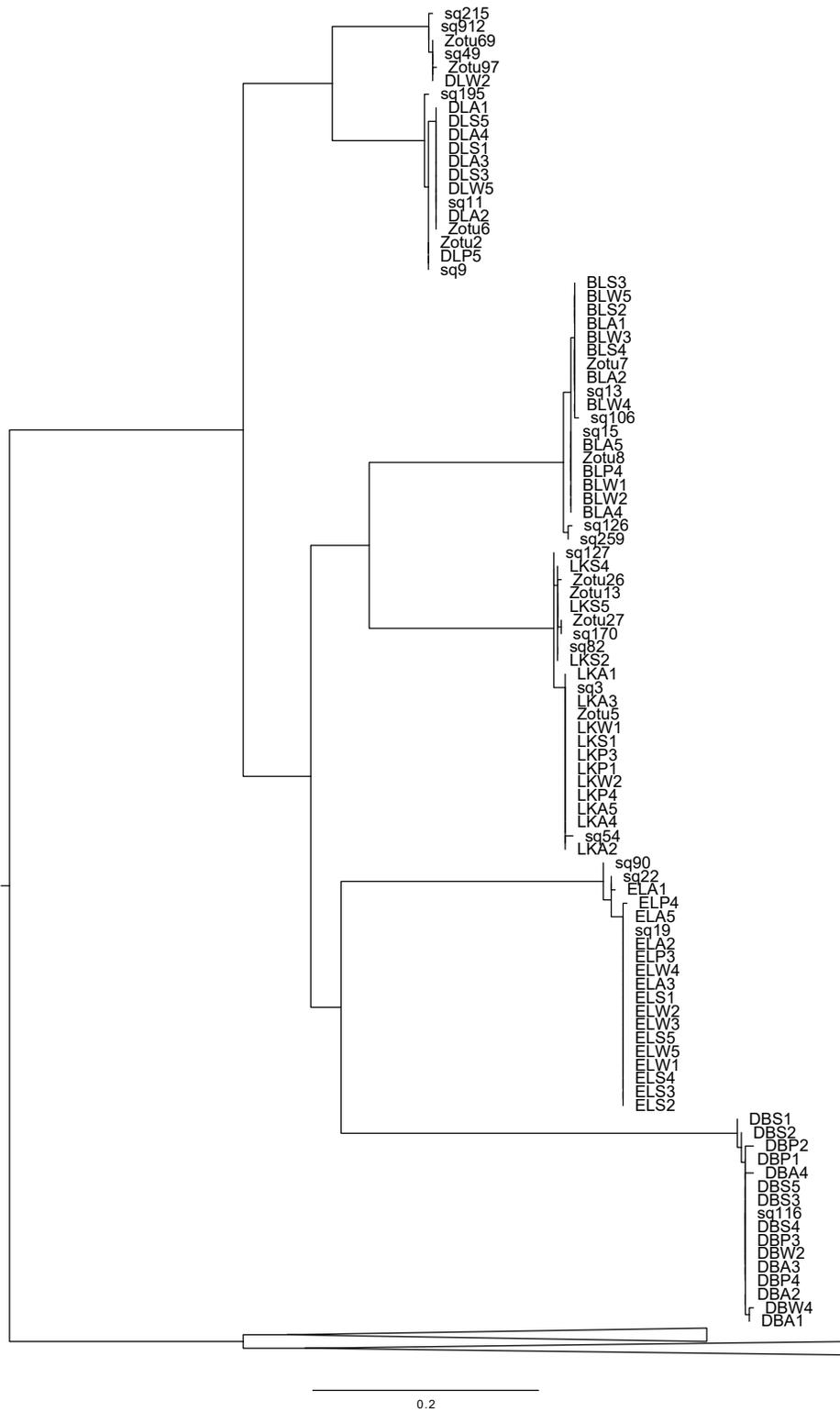


Figura 5.2.2: Albero di massima verosimiglianza (ML) per i cladoceri dalle sequenze ottenute con sequenziamento massivo di COI (primer generici: Zotu; primer ottimizzati: sq) dal Lago Maggiore, in aggiunta a sequenze delle librerie di riferimento da noi appositamente create con il barcoding.

Bibliografia

- 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.
- Edgar, R. C. & Flyvbjerg, H., 2015. Error filtering, pair assembly and error correction for next-generation sequencing reads. *Bioinformatics* 31, 3476–3482.
- Guindon, S., J. Dufayard, V. Lefort, M. Anisimova, W. Hordijk, & O. Gascuel, 2010. New Algorithms and Methods to Estimate Maximum-Likelihood Phylogenies: Assessing the Performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59: 307–321, <https://academic.oup.com/sysbio/article/59/3/307/1702850>.
- Kuraku, S., C. M. Zmasek, O. Nishimura, & K. Katoh, 2013. aLeaves facilitates on-demand exploration of metazoan gene family trees on MAFFT sequence alignment server with enhanced interactivity. *Nucleic acids research* 41: 22–28.
- Maddison, W. & D. Maddison. 2007. Mesquite 2. A modular system for evolutionary analysis.
- Manca, M. M., M. Portogallo, & M. E. Brown, 2007a. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic. *Journal of Plankton Research* 29: 515–525.
- Manca, M., B. Torretta, P. Comoli, S. L. Amsinck, & E. Jeppesen, 2007b. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology* 52: 2256–2269.
- Manca, M., A. Visconti, & R. De Bernardi, 2008. Lo zooplankton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia ambientale* 22: 64–72.
- 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.
- Obertegger U., Manca M. 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of Limnology*, 70(2): 231-238. DOI: 10.3274/JL11-70-2-07 (2011): 231-238.
- Puillandre, N., A. Lambert, S. Brouillet & G. Achaz, 2012. ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology* 21: 1864-1877.
- 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.

Tang, C.Q., U. Obertegger, D. Fontaneto & T.G. Barraclough. 2014. Sexual species are separated by larger genetic gaps than asexual species in rotifers. *Evolution* 68, 2901-2916.

Visconti, A., M. Manca, & R. de Bernardi, 2008. Eutrophication-like response to climate warming: An analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *Journal of Limnology* 67: 87–92.

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

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

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

Osservando le mappe della concentrazione di TOC del 2021 si osserva una distribuzione stagionale molto diversa rispetto ai due anni precedenti con valori nelle due stazioni decisamente più bassi. Le concentrazioni più elevate si riscontrano a Ghiffa con il valore massimo di $1597 \mu\text{g C L}^{-1}$ misurato il 16 giugno in superficie. Sempre a Ghiffa, in maggio si era avuto un picco di $1448 \mu\text{g C L}^{-1}$ a 5 m e successivamente in agosto e settembre sempre negli strati superficiali di circa $1400 \mu\text{g C L}^{-1}$ (Fig. 6.1)

A Pallanza il valore massimo viene raggiunto a 5 m in agosto ($1462 \mu\text{g C L}^{-1}$) e successivamente in settembre ed agosto si hanno valori alti intorno ai $1300 \mu\text{g C L}^{-1}$. Tuttavia a Pallanza si sono osservati, a differenza di Ghiffa, picchi precoci anche in febbraio (a 20 m, $1193 \mu\text{g C L}^{-1}$) e in aprile (0 m, $1320 \mu\text{g C L}^{-1}$).

Dalle mappe di distribuzione fino ai 100 m (Fig. 6.1 pannelli inferiori) si osserva che a Ghiffa manca il picco precoce in febbraio e che quello di aprile è meno esteso in profondità rispetto a Pallanza.

Se si confrontano le concentrazioni medie di TOC nelle due stazioni fino a 100 m non risulta nessuna differenza significativa (t-test $p=0.959$) (Tabella 6.1).

Tabella 6.1. Valori del TOC da 0 a 100 m nelle due stazioni, nel 2021.

Variabile	osservazioni	minimo	massimo	media	dev.std.	t-test
TOC Pallanza	83	473	1462	988	218	$p=0.959$
TOC Ghiffa	83	486	1597	989	223	

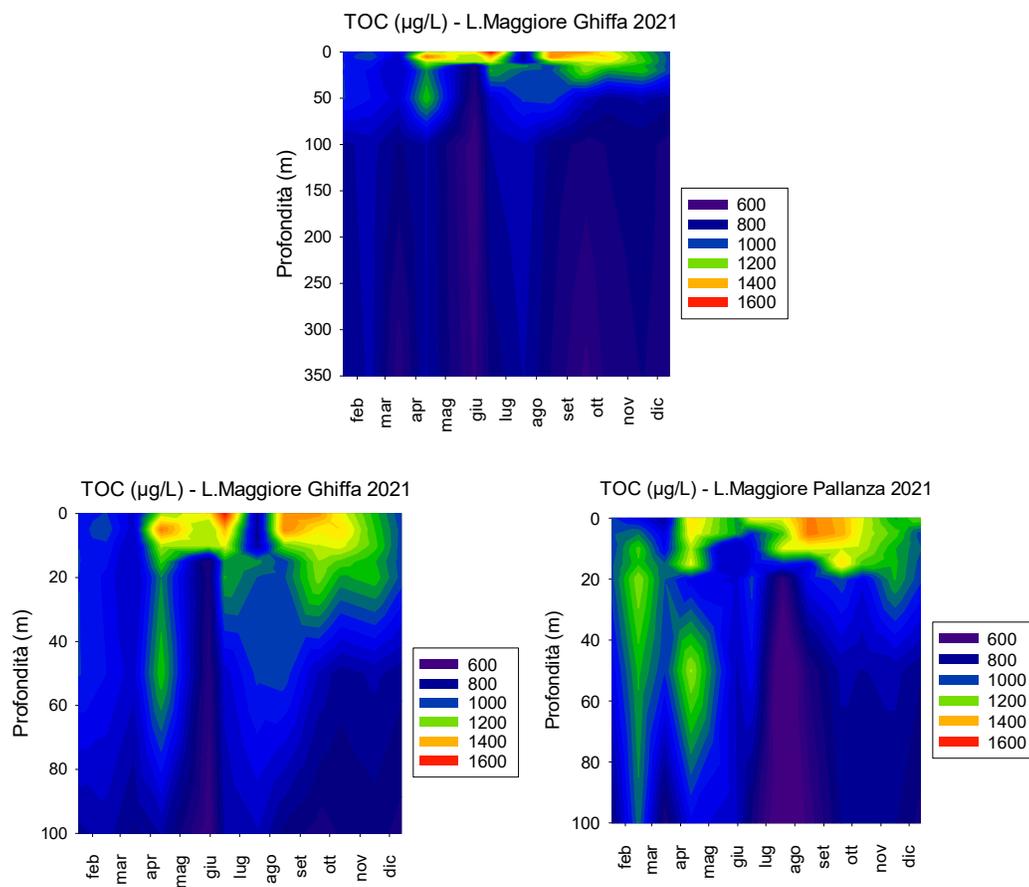


Fig. 6.1. Mappa della concentrazione di TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2021.

La presenza del TEP in entrambe le stazioni è stata ristretta ai mesi estivi (particolarmente luglio e agosto) ma mentre a Pallanza si sono ottenuti valori misurabili anche a 80 m a Ghiffa soltanto fino ai 40 m.

Nel 2021 non ci sono stati episodi rilevanti di schiume e la concentrazione del TEP è stata generalmente bassa, con valori medi sulla colonna d'acqua di 50 e 141 $\mu\text{g C L}^{-1}$ a Ghiffa e Pallanza, rispettivamente.

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.

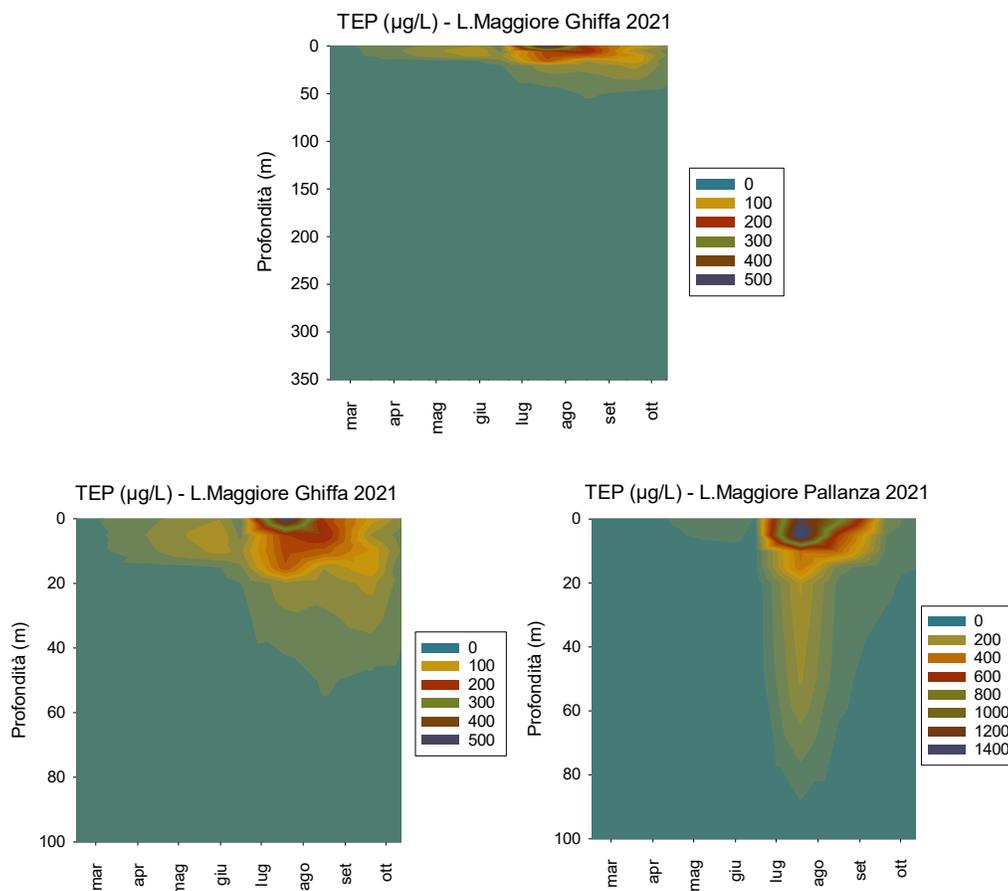


Fig. 6.2. Mappa della concentrazione di TEP (Transparent Exopolymeric Particles in unità di carbonio) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore nel corso del 2021.

Se si confrontano le concentrazioni medie di TEP nelle due stazioni fino a 100 m si ottiene una differenza significativa (t-test $p=0.0218$) a differenza degli anni precedenti (Tabella 6.2).

Tabella 6.2. Valori del TEP da 0 a 100 m nelle due stazioni, nel 2021.

Variabile	osservazioni	minimo	massimo	media	dev.std.	t-test
TEP Pallanza	48	0	1522	141	311	$p=0.0218$
TEP Ghiffa	48	0	513	58	86	

Nella tabella 6.3. sono riportati i dati ottenuti dall'analisi dei campioni integrati 0-20 m e filtrati su 126 µm dove il TEP è stato convertito in unità di carbonio. Come si vede nella tabella, la concentrazione del TEP nel 2021 è stata molto diversa nelle due stazioni e contrariamente agli anni precedenti, è stata più alta a Pallanza, dove ha rappresentato fino al 87 % del TOC totale, mentre a Ghiffa è stata al massimo il 14% del totale. Tali basse percentuali di TEP nei mesi estivi erano state misurate soltanto in alcuni anni precedenti come il 2017.

Tabella 6.3. 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 μm) della stazione di Ghiffa e di Pallanza del Lago Maggiore, nel 2021.

0-20 m			
Ghiffa	TEP	TOC	%TEP
15/02/2021	14	1088	1.3
31/05/2021	44	895	4.9
16/06/2021	24	1395	1.7
19/07/2021	160	1122	14.3
16/08/2021	203	1476	13.8
20/09/2021	80	1362	5.9
12/10/2021	50	1307	3.8
Pallanza			
15/02/2021	15	980	1.6
31/05/2021	27	1260	2.2
16/06/2021	16	1166	1.3
19/07/2021	641	1016	63.1
16/08/2021	1086	1248	87.1
20/09/2021	84	1319	6.4
12/10/2021	52	1296	4.0

6.2 Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

Nel 2021 i picocianobatteri sono stati contati con il nuovo citometro a flusso CYTOFLEX (Beckman Coulter) (con caratteristiche simili al vecchio citometro ACCURI C6, Becton Dickinson, Oxford, UK, usato negli anni precedenti) dotato di un laser blu (488 nm) a stato solido da 50 mW e di un laser rosso (660 nm) da 50 mW. Oltre al forward e al side scatter (FSC e SSC) si sono usate fluorescenza verde (FL1 canale = 525/40 nm), fluorescenza arancione (FL2 canale = 585/42 nm), e fluorescenza rossa (FL3 canale 690/50 nm e FL4 canale 670/10). Il dato qui riportato si riferisce ai picocianobatteri totali ottenuti dalla somma di quelli con ficoeritrina (PE) e quelli con ficocianina (PC).

La 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 2021, ha mostrato un picco primaverile come già osservato in aprile/maggio 2020 sia a Ghiffa che a Pallanza.

A Ghiffa il numero più alto di picocianobatteri è stato di 115×10^3 cell ml^{-1} in superficie il 16 giugno, mentre a Pallanza il picco è stato di 140×10^3 cell ml^{-1} in aprile sempre in superficie. Soprattutto in primavera il picco si estende anche negli strati più profondi anche fino a 50-60 m.

Si è osservata poi una diminuzione in giugno e poi un aumento estivo ed anche un picco autunnale in settembre. La caratteristica di questo anno 2021 è stata di numeri più bassi rispetto agli altri anni, soprattutto in settembre/ottobre periodo nel quale comparivano un numero elevato di microcolonie, soprattutto in corrispondenza di picchi di TEP. Si è avuto invece un picco elevato di picocianobatteri in primavera sia a Ghiffa che a Pallanza.

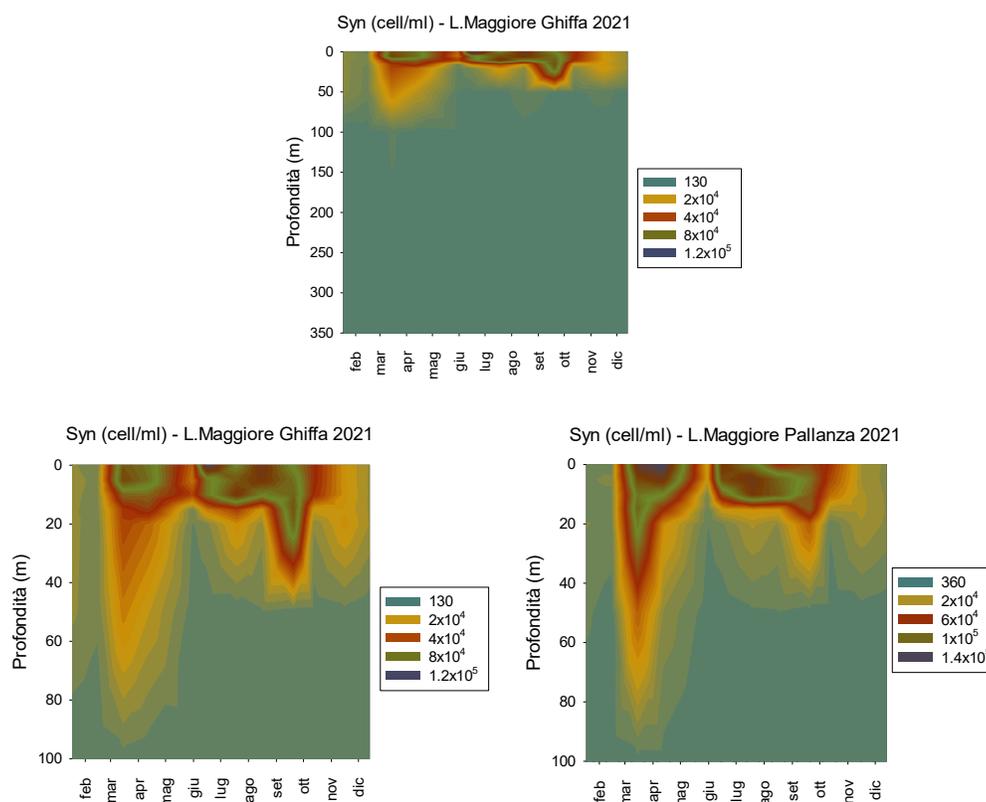


Fig. 6.3. Mappa del numero di picocianobatteri principalmente del genere *Synechococcus* (cell ml⁻¹) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2021.

La concentrazione di clorofilla-*a* ha presentato quattro picchi di concentrazione nel 2021 sia a Ghiffa che a Pallanza (Fig. 6.4). Un primo picco che si è esteso anche in profondità in marzo con concentrazioni intorno ai 2-3 $\mu\text{g L}^{-1}$, comunque più elevati a Pallanza, e un picco intorno ai 10 m in maggio con concentrazioni di 11.2 $\mu\text{g L}^{-1}$ a Ghiffa e di 8.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ a Pallanza. Si assiste poi ad una diminuzione della concentrazione di clorofilla a fine agosto e settembre mentre in ottobre, novembre e dicembre si è osservato un terzo picco, evidente soprattutto a Pallanza, con concentrazioni che superano i 4 $\mu\text{g L}^{-1}$.

I valori di efficienza fotosintetica del fotosistema II (PSII) espressi come F_v/F_m sono mostrati in figura 6.5. Il valore di questo rapporto nel corso dell'anno e a diverse profondità, varia da 0.1 a 0.84 ed è anche molto dipendente dai gruppi algali dominanti in lago, come negli altri anni. Come si vede dalla Figura 6.5 i valori più alti di F_v/F_m 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, coloniali croococcoidi, 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 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.

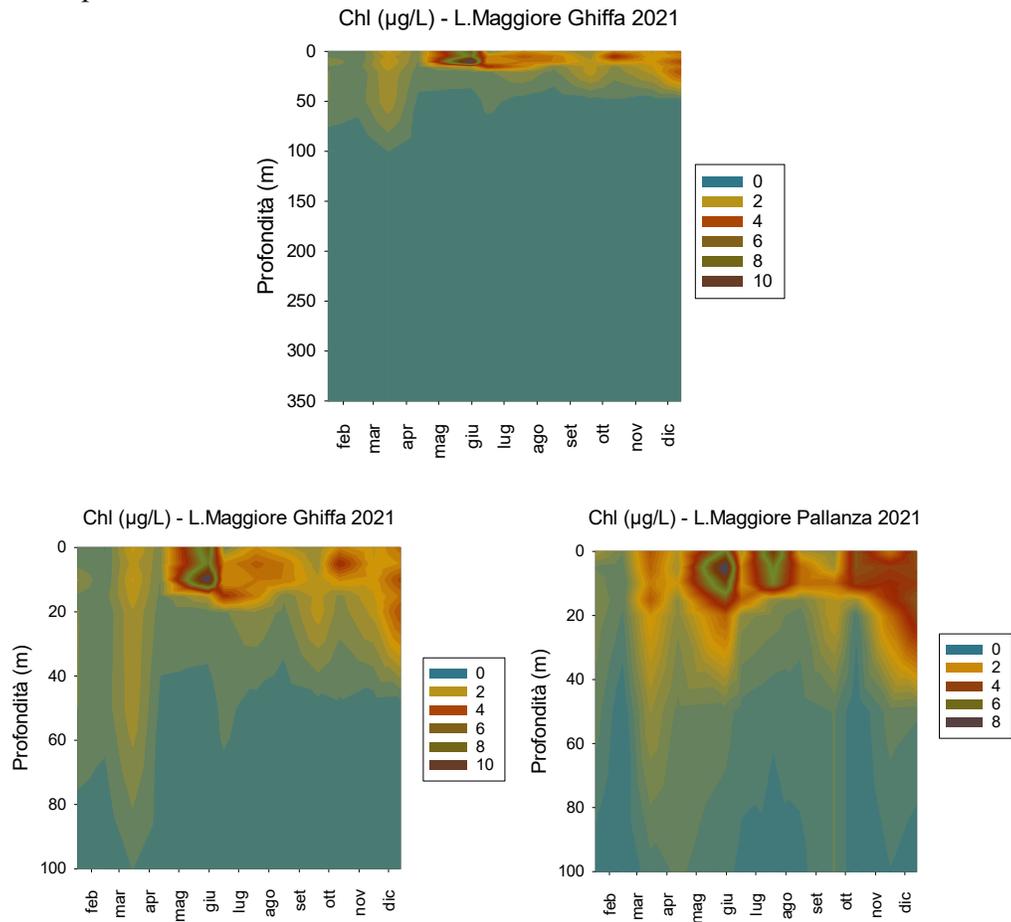


Fig. 6.4. Mappa della concentrazione di clorofilla- a (Chl, $\mu\text{g L}^{-1}$) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2021.

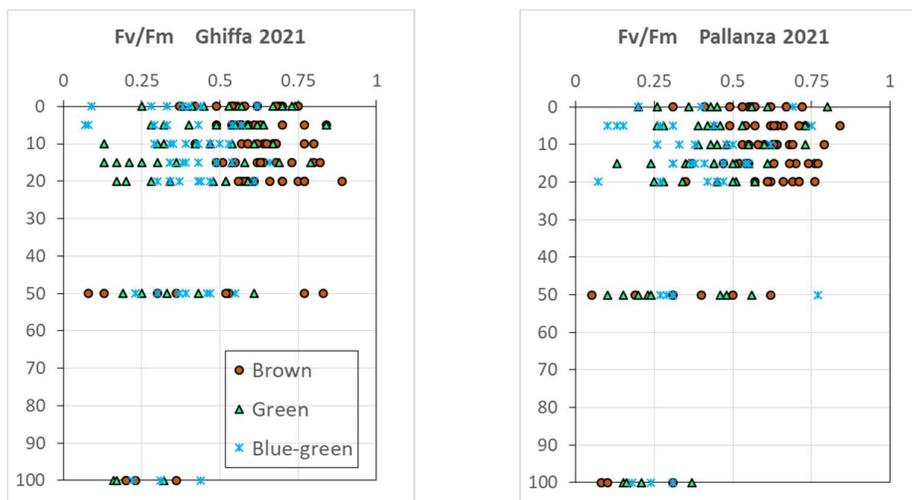


Fig. 6.5. Valori di efficienza fotosintetica del fotosistema due (PSII) espressi come F_v/F_m nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m misurati nel corso del 2021.

6.3 Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza

I dati della zona eufotica sono mostrati nella Tabella 6.3 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/filamentose. Se si considerano questi valori, mediati nello spazio e nel tempo, si nota una similitudine delle due stazioni, dimostrata da valori medi annui molto simili. Fanno eccezione, quest'anno, i valori del TEP e le abbondanze degli eucarioti che sono più alte nella stazione di Pallanza rispetto a quella di Ghiffa.

Il numero di picocianobatteri è più alto a Pallanza in primavera e a Ghiffa in estate. Le concentrazioni di TEP sono molto più elevate a Pallanza (max $1086 \mu\text{g L}^{-1}$ ad agosto) mentre rimangono molto basse a Ghiffa. Il TOC e la clorofilla sono invece molto simili. Anche la composizione del popolamento fitoplanctonico, come si vede dal colore riportato nella riga della clorofilla e corrispondente al gruppo di alghe dominante, sembra diversa con il minor impatto della componente a cianobatteri a Pallanza, dove prevalgono, anche nei mesi tardo estivi, le Diatomee, Crisoficee, Dinoficee e Cloroficee.

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. Tuttavia, in questo anno colpisce l'assenza di un picco pronunciato a Ghiffa dove non si superano, per i valori nella zona eufotica, di $200 \mu\text{g L}^{-1}$. Il numero di picocianobatteri nel campione integrato della zona eufotica ha avuto un primo picco in marzo, perciò anticipato rispetto al 2020, con valori di $95 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$ a Ghiffa, e di $81 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$ a Pallanza, per poi diminuire repentinamente in giugno e aumentare nuovamente in agosto/settembre. Si nota comunque una netta diminuzione dei numeri di picocianobatteri rispetto all'anno precedente; tuttavia, non si assiste alla diminuzione marcata osservata nel settembre 2020.

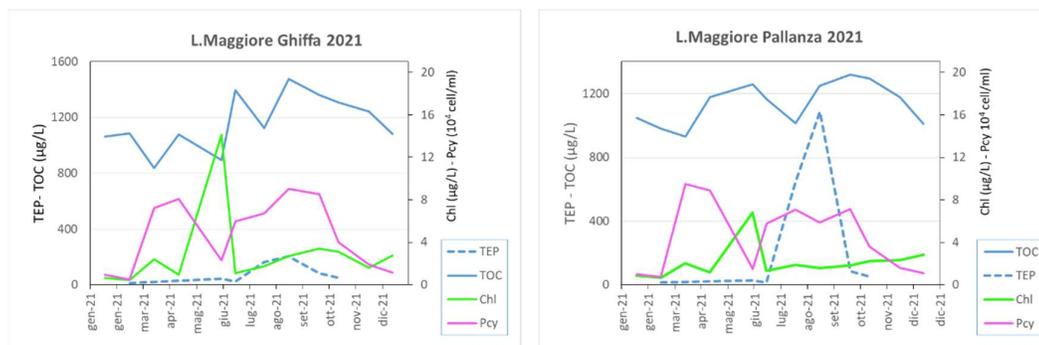


Fig. 6.6. Andamenti stagionali dei valori dei diversi parametri (TOC, TEP, Chl, Pcy) nella zona eufotica delle due stazioni del Lago Maggiore, nel corso del 2021.

Tabella 6.4. 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 2021. 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.

GHIFFA	Eufotica	18-gen	15-feb	15-mar	12-apr	31-mag	16-giu	19-lug	16-ago	20-set	12-ott	16-nov	13-dic	media
µg/L	TOC	1063	1088	837	1077	895	1395	1122	1476	1362	1307	1242	1082	1162
µg/L	TEP		14.0			44.3	23.9	160.1	203.2	79.9	50.1			82
µg/L	Chl	0.66	0.45	2.39	0.94	14.12	1.07	1.72	2.72	3.41	3.12	1.57	2.77	2.9
	Fv/Fm	0.76	0.77	0.46	0.69	0.75	0.25	0.71	0.58	0.69	0.79	0.65	0.66	0.65
10 ⁴ cell/ml	Pcy	0.92	0.49	7.23	8.09	2.31	5.97	6.69	9.03	8.54	4.02	1.89	1.15	4.70
cell/ml	Col Fil	110	10	100	1530	470	1400	15420	4820	1830	1180	970	640	2373
cell/ml	Eucarioti	1080	3480	18040	7870	8635	3970	3000	7880	3030	3000	2430	5240	5638
PALLANZA	Eufotica	18-gen	15-feb	15-mar	12-apr	31-mag	16-giu	19-lug	16-ago	20-set	12-ott	16-nov	13-dic	media
µg/L	TOC	1047	980	932	1177	1260	1166	1016	1248	1319	1296	1179	1010	1136
µg/L	TEP		15.2			27.100	15.7	641.1	1086	84	52.2			274
µg/L	Chl	0.89	0.69	2.03	1.18	6.78	1.35	1.9	1.59	1.83	2.25	2.32	2.82	2.1
	Fv/Fm	0.89	0.78	0.56	0.59	0.59	0.5	0.55	0.55	0.37	0.79	0.68	0.65	0.63
10 ⁴ cell/ml	Pcy	1.03	0.77	9.50	8.88	1.50	5.78	7.06	5.90	7.12	3.61	1.59	1.10	4.49
cell/ml	Col Fil	110	40	130	730	570	3220	12370	4890	1770	1730	670	990	2268
cell/ml	Eucarioti	1320	7590	24400	7870	6570	3570	4100	3700	4230	2970	5050	6520	6491

6.4 Conclusioni

Lo studio dei dati medi annui dei valori integrati nella zona eufotica del 2021 ha mostrato che le due stazioni di Ghiffa e Pallanza hanno concentrazioni molto simili per il TOC e la clorofilla, che potrebbero indicare un sincrono funzionamento dei due bacini. Tuttavia le concentrazioni di TEP nei due bacini sono significativamente diverse nel 2021, sia analizzando i dati integrati della zona eufotica che le mappe di distribuzione. Inoltre, anche per gli altri parametri, analizzando in dettaglio i profili verticali si nota che nella stazione di Pallanza le concentrazioni di TOC cominciano ad aumentare molto precocemente nella stagione (già in febbraio), andamento non visibile a Ghiffa. Il valore massimo del TOC è stato misurato a Ghiffa: 1596 µgC L⁻¹ in superficie, a giugno. Il TEP è il parametro che più differisce tra le due stazioni perché rimane piuttosto basso a Ghiffa (513 µgC L⁻¹) mentre a Pallanza raggiunge 1522 µgC L⁻¹. La clorofilla comincia ad aumentare presto nella stagione e mostra diversi picchi durante il corso dell'anno con valori medi più elevati a Pallanza anche se il picco massimo viene raggiunto a Ghiffa (11.2 µg L⁻¹ a maggio a 10m). Il picco del numero di picocianobatteri è quello raggiunto a Pallanza in aprile con 139 x 10³ cell ml⁻¹ in superficie.

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

Pietro Volta, Stefano Brignone, 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: l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*), tre tra le specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore, 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 2021.

7.2 Sovrapposizione della nicchia trofica

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 si è utilizzato l'indice di Shoener (1970, 1974), già utilizzato nelle precedenti ricerche. Questo indice è comunemente utilizzato per gli studi che interessano la fauna ittica (ad es. Janjua & Gerdeaux, 2011).

L'indice di sovrapposizione di nicchia di Shoener α 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

$V.I.x_i$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie x

$V.I.y_i$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie y

Per ogni stomaco esaminato vengono determinate le categorie alimentari presenti in un subcampione e conteggiati gli individui appartenenti a ciascuna di esse, 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 viene calcolato il valore d'importanza ($V.I.$), secondo la formula seguente:

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

L'indice α può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione). Valori di α 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).

Sono stati esaminati circa 10 stomaci di ogni specie per mese. I pesci sono stati catturati nell'area centrale del Lago Maggiore, indicativamente tra Ghiffa, a nord, e Stresa, a sud.

I campionamenti sono stati svolti con il supporto dei pescatori di professione del Lago Maggiore. Per la cattura delle diverse specie sono state utilizzate reti branchiali da fondo o mesopelagiche.

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 al microscopio le diverse categorie alimentari ed è stato calcolato il valore di alfa.

7.3 Risultati

L'indice di sovrapposizione di nicchia tra agone e coregone bondella (Fig. 7.1) raggiunge valori medi piuttosto contenuti ($\alpha = 0,51 \pm 0,07$) e non raggiunge mai il valore significativo di 0,8 (massimo 0,70). Il valore minimo è toccato a novembre ($\alpha = 0,45$) mentre il valore massimo è raggiunto ad luglio ($\alpha = 0,70$).

Anche 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 contenuti ($\alpha = 0,56 \pm 0,08$). Il valore massimo è raggiunto nel mese di aprile ($\alpha = 0,76$), mentre il valore minimo ($\alpha = 0,44$) nel mese di ottobre.

L'indice di sovrapposizione α riferito ad agone e gardon ha un valore medio pari a $\alpha = 0,51 \pm 0,16$ con un minimo a dicembre ($\alpha = 0,25$) ed un massimo ad luglio ($\alpha = 0,70$). Anche in questo caso i valori medi sono decisamente contenuti.

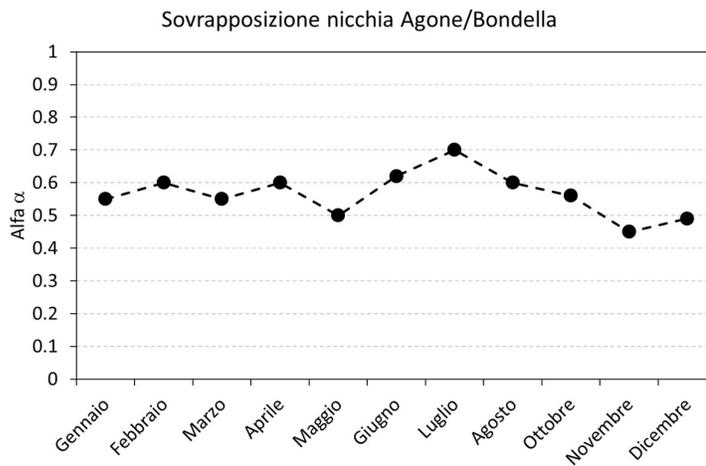


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α per agone e coregone bondella.

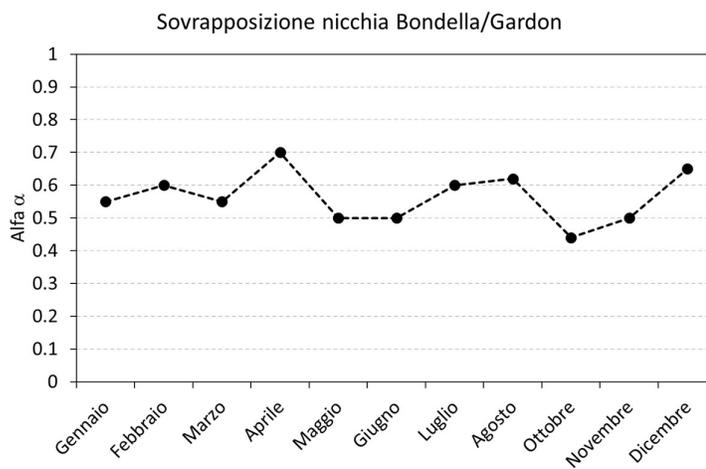


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α tra coregone bondella e gardon.

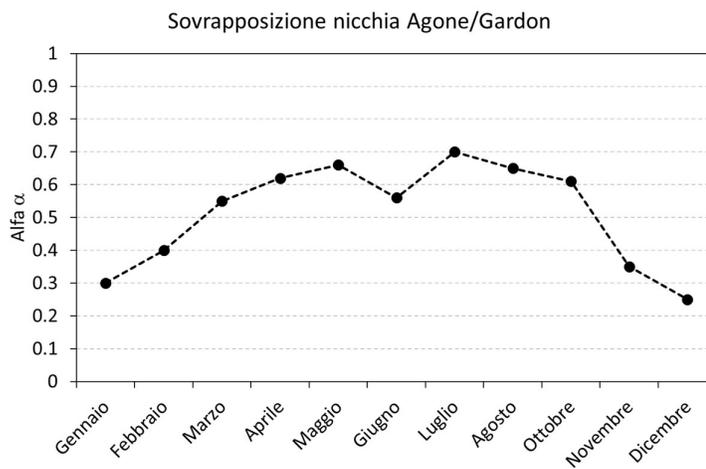


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

7.4 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 sono in generale piuttosto contenuti attestandosi sempre sotto la soglia di 0,60.

Come nel caso degli altri rapporti annuali, occorre fare presente tuttavia che questa indagine utilizza campioni di pesci di età adulta, compresi generalmente 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, termiche, dunque di produttività differenti, le specie ittiche abbiano un regime alimentare diverso 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 essere utilizzata come uno standard per le indagini di lungo termine. La zona di lago compresa tra Stresa 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 della sovrapposizione della nicchia trofica tra le tre diverse specie.

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 TW. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185:27-39

Wallace RK. 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 2021 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 2021 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 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 sul filtri Nucleopore da 0.22 µm. Per ogni filtro, in dipendenza della stagione e quindi della biomassa microbica, è stato possibile concentrare tra 500 e 1500 ml di campione. Dai filtri è stato poi estratto il DNA batterico totale, poi mantenuto a -20°C.

Attraverso l'amplificazione tramite polimerase chain reaction (PCR) di frammenti di DNA unici nella loro composizione e specifici di singoli geni di ABR è stato possibile valutare la presenza degli stessi nei vari campionamenti. I protocolli di PCR utilizzati sono quelli standard per ciascun gene ed il risultato è stato valutato qualitativamente dopo aver migrato elettroforeticamente il frammento 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 2021 (nono 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
Tetracicline	1.74	Pollame, ovini e suini. Cure mediche di base.	<i>tet A</i> <i>tet M</i> <i>tet B</i>
Sulfamidici	1.31	Bovini, suini, pollame, acquacoltura.	<i>sul II</i>
Beta-lattamici	63.25	Ospedaliero, cure di base. Bovini e suini.	<i>bla CTX</i> <i>bla SHV</i> <i>bla TEM</i>
Fluorochinoloni	12.78	Ospedaliero. Pollame	<i>qnr S</i> <i>qnr A</i>
Aminoglicosidi	2.85	Vario	<i>str B</i>
Macrolidi	15.72	Ospedaliero, cure di base.	<i>ermB</i>
---	---	---	<i>int 1</i>

I risultati relativi alle analisi per il 2021 sono particolarmente interessanti in quanto seguono i dati molto particolari relativi al 2020 fortemente impattati 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 diminuzione rispetto ai valori medi del triennio precedente in termini sia di presenza/assenza, sia di abbondanza assoluta, riprendendo il trend di stabilità iniziato nel 2018 e poi interrotto nel 2020 (Figure 8.2, 8.3).

Il 2020 è stato 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. Con il 2021 siamo ritornati in una condizione in cui la presenza degli antibiotici di minore impatto per la salute umana, ed ormai costitutivi del microbioma del lago, sono stati presenti in gran parte dei campioni, mentre quelli più pericolosi sono di fatto scomparsi.

A conferma del basso utilizzo di betalattamici in medicina umana che ha caratterizzato il 2020 ed il 2021 si osserva la conferma della totale scomparsa del gene di resistenza *bla_{CTX-M}*, 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 ai sulfamidici (gene *sul2*), alle quali si contrappone una sostanziale stabilità delle resistenze alla tetraciclina. Questo in un quadro in cui gli apporti di questi antibiotici a lago sono in parte ripresi, dopo i dati molto bassi del 2020, conferma il relativo impatto tra lo stress prodotto dall'antibiotico stesso e la presenza di resistenze nel lago. Il 2021 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 2021 (Figure 8.2 ed 8.3) conferma la scomparsa del gene *bla_{CTX-M}*. Sono inoltre risultati come sempre assenti i geni *bla_{TEM}* e *bla_{SHV}* (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.

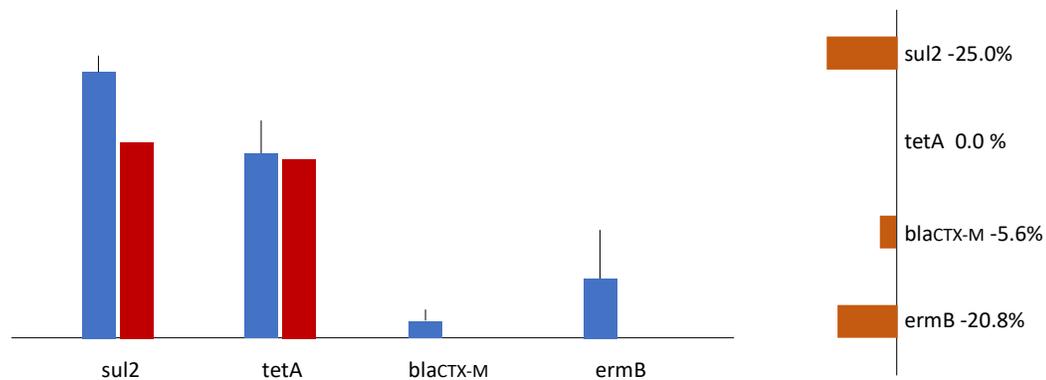


Figura 8.2. Percentuale di positività dei campioni mensili (a sinistra) e variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR (a destra) nei due siti campionati nell'anno 2021 (in rosso) rispetto ai valori medi del triennio 2018-20 (in blu). Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 dati mensili). 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 solo nella prima parte dell'anno, in concentrazioni leggermente inferiori a quelle misurate in passato, sia a Ghiffa (pelagico) che a Pallanza (semilitorale). Con il 2021 sembra riprendere quella riduzione dei campioni positivi nei siti litorali interrotta nel 2018 quando si misurarono forti abbondanze sia a Ghiffa che a Pallanza, confermata poi nel 2019 e 2020. Nel 2021 la percentuale di campioni in cui il gene è stato riscontrato è stata del 70.8%, in riduzione del 25% rispetto alle medie del triennio precedente.

Come già anticipato, queste variazioni non sono correlabili ad un differente 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, sono presenti in misura consistente, a conferma dei dati degli anni precedenti (Figura 8.3) a conferma della loro costitutività nel microbioma del Lago Maggiore. Il gene *tetA* (Figura 8.3) è risultato presente nel 66% dei campioni effettuati, con una sostanziale stabilità rispetto al triennio precedente. E' invece diminuita sostanzialmente il dato quantitativo dello stesso, di fatto quantificabile solo nei primi 4 mesi dell'anno, e per i restanti presente con valori così bassi da risultare al di sotto del limite di detection della strumentazione.

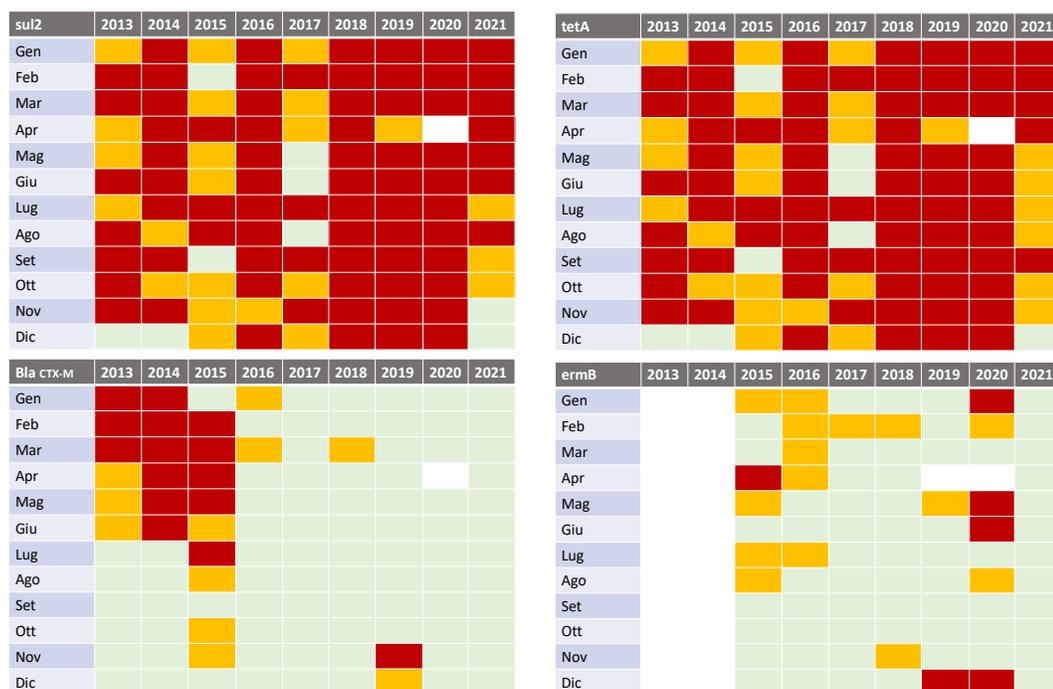


Figura 8.3. Rappresentazione grafica della prevalenza (misurata in qPCR) dei quattro principali geni di ABR quantificati nel Lago Maggiore dal 2013. Il quadrato rosso indica una presenza in tutti i campioni nelle diverse stazioni, giallo una presenza in una sola stazione, verde l'assenza del gene nel 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 la totale scomparsa nel 2021 del gene *ermB* che aveva caratterizzato l'anno precedente per dei picchi di abbondanza mai riscontrati prima. *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 contrastanti ed è complessa una loro valutazione su un bacino

amministrativamente variegato come quello del Maggiore, si può affermare con sicurezza che si è stati in presenza di un grande aumento dei consumi per tutto il 2020. 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. La totale scomparsa del gene nel 2021 può essere correlata ad un corretto utilizzo dell'azitromicina, ma anche ad altri fattori adattativi non direttamente correlabili all'utilizzo dell'antibiotico stesso.

La quantificazione dei geni *tetA*, *sul2*, *bla_{CTX-M}* ed *ermB* è stata effettuata attraverso analisi in PCR quantitativa (qPCR). Il DNA estratto da ogni campione è stato purificato e quantificato. Il protocollo di qPCR utilizzato prevede l'uso di 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.

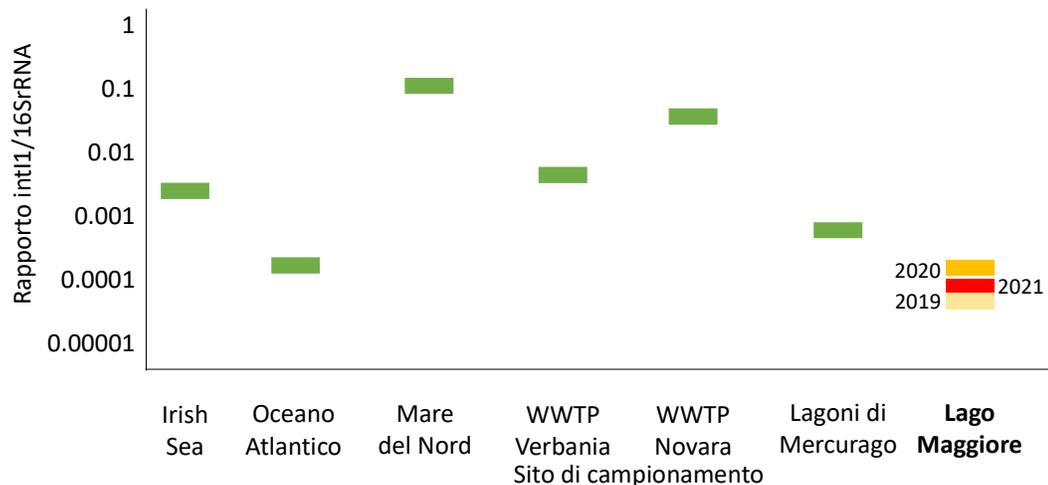


Figura 8.4. Abbondanza del gene *IntI1* nel Lago Maggiore nel 2019, 2020 e nel 2021, in comparazione con altri ambienti a diverso impatto antropico.

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 2019-20 in termini di presenza e come nel 2020 (e a differenza del 2019 quando non era mai quantificabile tranne in un caso) nel 2021 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 dell'ultimo biennio, ma anche al cambiamento climatico in atto, e che potrebbe 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.

Bibliografia

- AIFA. 2009. Rapporto sull'uso dei farmaci antibiotici nelle regioni italiane. Agenzia Italiana del Farmaco. 1:19-35.
- ARCH-Vet. 2012. Rapporto sulla vendita di antibiotici in medicina veterinaria e sul monitoraggio della resistenza agli antibiotici negli animali da reddito in Svizzera. Dipartimento federale dell'interno DFI, Ufficio federale di veterinaria UFV. 4-7.
- Bustin S.A., Benes V., Garson J.A., Hellemans J., Huggett J., Kubista M., Mueller R., Nolan T., Pfaffl M.W., Shipley G.L., Vandesompele J. & Wittwer C.T. 2009. The MIQE guidelines: minimum information for publication of quantitative real-time PCR experiments. *Clinical Chemistry* 55:611–622.
- Czekalski N., Berthold T., Caucci S., Egli A. and Bürgmann H. 2012. Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after waste water treatment and their dissemination into Lake Geneva, Switzerland. *Frontiers in Microbiology* 3: 106. doi: 10.3389/fmicb.2012.00106
- Czekalski N., Gascón Díez E. and Bürgmann H. 2014. Wastewater as a point source of antibiotic-resistance genes in the sediment of a freshwater lake. *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

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

Triebkorn R., Amler K., Blaha L., Gallert C., Giebner S. et al. 2013. SchussenAktivplus: reduction of micropollutants and of potentially pathogenic bacteria for further water quality improvement of the river Schussen, a tributary of Lake Constance, Germany. Environmental Sciences Europe: 25.

PARTE SECONDA - TRIENNIO 2019-2021

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

Marzia Ciampittiello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca.

9.1 Pluviometria e idrologia

9.1.1 Piogge

Le piogge del triennio 2019-2021 sono risultate inferiori alla media dei periodi di riferimento 1978-2018 e 1921-1977 rispettivamente del 96,5% e del 93,5%. Il 2019 è risultato più piovoso dei tre e anche più piovoso dei periodi di riferimento. Il 2020 e il 2021 hanno fatto registrare una quantità di pioggia molto simile, 1413 mm e 1451 mm, rispettivamente.

Tab. 9.1. Valori mensili delle precipitazioni (mm) del bacino del Lago Maggiore per il triennio 2019-2021 e periodi di confronto (1978-2018 e 1921-1977).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
2019	15	36	63	277	91	165	88	220	81	341	368	185	1930
2020	12	20	63	69	168	218	59	219	76	372	5	141	1413
2021	122	56	17	68	209	115	335	97	119	160	127	21	1451
2019-2021	50	37	48	138	156	166	161	179	92	291	166	116	1598
1978-2018	75	65	100	166	203	159	135	157	173	187	158	77	1655
1921-1977	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

La variabilità mensile nei tre anni è piuttosto elevata in alcuni mesi solo un anno è molto divergente, in altri tutti e tre. Ad esempio, nel mese di gennaio nel 2019 e nel 2020 sono cadute quantità di pioggia molto simili (15 mm e 12 mm) mentre nel 2021 la pioggia caduta è stata otto volte di più (122 mm). A marzo sempre il 2019 e il 2020 hanno registrato la stessa quantità di pioggia (63 mm) mentre quella del 2021 è stata circa un quarto. Al contrario ad aprile è stato il 2019 a divergere dal 2020 e dal 2021 con una quantità di pioggia quattro volte superiore. A novembre invece tutti e tre gli anni hanno fatto registrare piogge differenti: 368 mm nel 2019, 5 mm nel 2020 e 127 mm nel 2021. Tale elevata variabilità è anch'essa espressione del cambiamento climatico in atto.

Nella figura 9.1 si riporta l'andamento mensile delle piogge nel triennio e nei due periodi di confronto. Evidente la maggior quantità di pioggia rispetto ad entrambi i periodi di riferimento a luglio, agosto, ottobre e dicembre. Altrettanto evidente la minore quantità di pioggia del triennio nei mesi di gennaio, febbraio, marzo, aprile, maggio e settembre. A giugno e novembre invece le quantità di pioggia del triennio sono molto prossime a quelle cadute nei due periodi di riferimento.

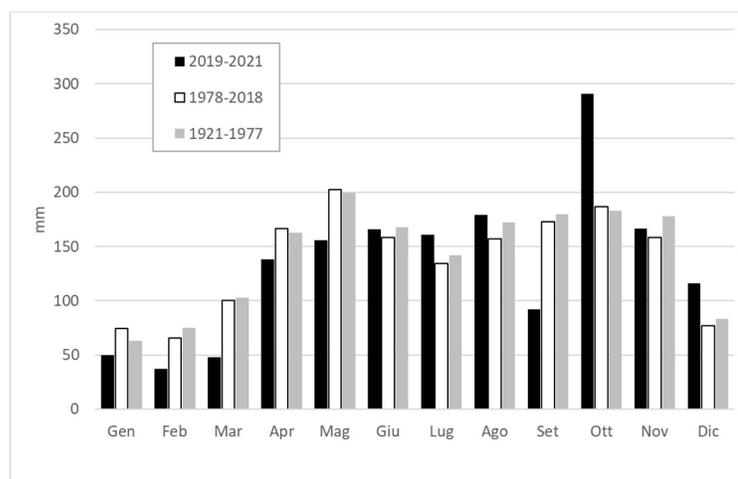


Fig. 9.1. Andamento mensile delle precipitazioni (mm) del bacino del Lago Maggiore per il triennio 2019-2021 e per i periodi di confronto (1978-2018 e 1921-1977).

9.1.2 Deflussi

Per quanto riguarda le portate dei principali immissari del Lago Maggiore di cui si hanno valori nel triennio 2019-2021, si riportano in tabella 9.2 i valori medi del triennio a confronto con le medie di riferimento di ciascuno.

Per quasi tutti i corsi d'acqua i valori di portata del triennio sono stati leggermente maggiori solo a gennaio e nella parte finale dell'anno da ottobre. Per i restanti mesi dell'anno le portate del triennio sono state inferiori ai periodi di confronto. I torrenti Niguglia e Boesio hanno dati molto inferiori rispetto a quelli delle medie di riferimento perché nel triennio i dati registrati non sono stati continui e quindi il loro valore medio è da considerarsi parziale.

Mediamente ad eccezione del Ticino Immissario che nel triennio ha fatto registrare valori leggermente superiori alle medie dei periodi di riferimento, tutti gli altri corsi d'acqua hanno registrato valori inferiori tra l'87% e il 99%, ad eccezione del Cannobino che ha fatto registrare valori inferiori intorno al 56%.

Tab.9.2. Confronto delle portate medie (m³/s) mensili ed annue per il triennio 2019-2021 e medie di lungo periodo.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2019-2021	44,35	32,94	31,93	53,40	82,49	116,18	91,56	82,52	52,87	102,60	62,90	52,07	67,36
	1978-2018	33,38	31,91	36,65	56,68	108,64	118,10	88,51	63,67	65,61	72,61	62,29	37,84	64,82
	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	2019-2021	1,03	1,17	1,00	4,71	4,36	3,12	1,06	2,02	1,34	9,29	5,52	4,24	3,25
	1978-2018	2,52	2,47	4,65	8,45	9,98	6,50	4,53	4,32	6,91	8,44	6,55	3,74	5,84
TOCE	2019-2021	36,17	35,47	34,54	61,73	87,16	110,16	82,66	53,66	38,10	95,05	89,79	47,95	64,49
	1978-2018	28,67	27,51	35,38	63,56	118,39	119,22	81,55	59,71	62,62	74,18	68,03	34,81	64,55
	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
	2019-2021	2,64	1,20	1,02	1,48	2,92	2,16	1,58	1,13	1,08	3,64	5,90	5,71	2,43

NIGUGLIA	1978-2018	2,67	2,21	3,12	5,25	7,13	5,69	3,45	2,27	2,85	5,89	5,24	3,43	4,06
	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
	2019-2021	3,51	3,28	1,60	1,03	1,41	4,94	1,20	1,91	0,70	5,71	2,49	2,07	2,45
BARDELLO	1978-2018	2,68	2,38	2,57	2,87	3,90	3,51	2,36	1,33	1,96	2,52	2,78	2,44	2,61
	1939-56	2,55	2,84	2,73	3,22	3,90	3,32	2,91	1,87	2,25	2,60	3,43	2,81	2,87
	2019-2021	0,34	0,30	0,22	0,53	0,80	0,68	0,49	0,45	0,45	0,73	0,43	0,42	0,45
	1978-2018	1,21	0,99	1,36	1,96	2,27	1,73	1,30	1,02	1,45	1,99	1,79	1,11	1,50
	2019-2021	15,89	13,48	11,20	12,38	24,19	26,69	9,76	22,64	14,75	32,56	33,61	29,85	20,63
TRESA	1978-2018	15,03	13,31	17,21	28,73	39,29	30,73	21,64	15,92	18,96	25,99	27,94	17,48	22,70
	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
	2019-2021	186,65	163,38	146,90	230,93	322,46	420,70	342,44	278,74	212,56	454,89	334,93	291,82	282,89
TICINO EMISS.	1978-2018	154,95	151,04	182,62	293,83	467,52	433,27	338,57	255,57	255,14	343,86	286,99	186,37	280,46
	1921-77	145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

9.1.3 Livello lago

Per quanto riguarda il livello del lago nel triennio 2019-2021 si sono registrati valori superiori al periodo di riferimento a gennaio, febbraio, maggio, giugno, luglio e ottobre.

I mesi primaverili e quelli autunnali e tardo autunnali, ad eccezione di ottobre registrano valori inferiori al periodo di riferimento. I valori superiori di maggio e giugno risentono della nuova regola di gestione dei livelli del lago, mentre i valori superiori di luglio risentono delle maggiori piogge registrate in questo mese soprattutto nel 2021.

Nella tabella 9.3 sono riportati i valori mensili dei tre anni di analisi insieme al periodo di riferimento 1952-2018.

Rappresentando i mesi dei singoli anni del triennio alla media mensile del periodo di riferimento si evince come i mesi di aprile e settembre siano quelli dove si sono registrati i livelli minori mentre giugno il mese in cui in tutti e tre gli anni del triennio si sono registrati livelli superiori al periodo di riferimento.

Tab.9.3. Valori medi mensili dei livelli del Lago Maggiore (m s.l.m.) per il triennio 2019-2021 e periodo di confronto (1952-2018).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
2019	193,96	193,45	193,15	193,90	194,30	194,37	194,10	193,68	193,45	193,69	194,38	194,48	193,90
2020	194,33	194,23	193,90	193,62	194,09	194,37	193,76	192,99	193,62	194,37	193,96	194,02	193,84
2021	193,94	194,02	193,90	193,45	193,97	194,29	194,35	194,00	193,36	193,76	193,50	193,34	193,82
2019-2021	194,08	193,90	193,65	193,66	194,12	194,34	194,07	193,56	193,48	193,94	193,95	193,94	193,85
1952-2018	193,87	193,76	193,71	193,84	194,08	194,11	193,95	193,61	193,60	193,80	194,01	194,01	193,86

9.2 Temperatura dell'aria

I valori medi, minimi e massimi della temperatura dell'aria per il triennio 2019-2021 sono stati molto variabili e, per quanto riguarda il loro andamento medio rispetto al

periodo di riferimento, si può dire che i valori medi di temperatura del triennio sono stati leggermente superiori ad eccezione di febbraio che ha fatto registrare valori superiori soprattutto nel 2020. Le differenze tra le diverse stazioni considerate possono essere notevoli, come descritto in dettaglio nel Capitolo 1. La media a livello di bacino, che comprende tutte le stazioni, mitiga le differenze; le singole stazioni possono però aver fatto registrare valori marcatamente più elevati al periodo di riferimento, come nel caso della stazione di Pallanza (vedi Capitolo 10).

In tabella 9.4 si riportano i valori medi del triennio a confronto con quelli del periodo di riferimento 1986-2018.

Tab.9.4. Valori medi mensili della temperatura media dell'aria per il triennio 2019-2021 e per il periodo di riferimento 1986-2018.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
2019	-0,4	3,4	4,9	6,7	9,2	16,9	18,7	17,3	13,7	9,8	2,8	1,9	8,7
2020	1,1	3,3	3,6	8,7	12,1	14,0	17,8	17,8	13,7	7,1	5,5	0,1	8,7
2021	-1,8	2,2	3,8	5,3	9,1	16,2	16,5	16,4	14,2	8,1	4,0	1,6	8,0
2019-2021	-0,4	2,9	4,1	6,9	10,1	15,7	17,6	17,1	13,9	8,3	4,1	1,2	8,5
1986-2018	-0,3	0,4	3,9	6,8	11,1	14,8	17,2	16,9	12,9	8,6	3,6	0,4	8,0

Per quanto riguarda le temperature minime quelle del triennio sono state superiori a quelle del periodo di riferimento soprattutto nei mesi di gennaio e in quelli estivi (giugno, luglio e agosto). Per quanto riguarda le temperature massime invece, i valori registrati nel triennio sono stati inferiori a quelli del periodo di riferimento, ad eccezione dei mesi di giugno e luglio quando si sono registrati valori pressoché uguali.

In figura 9.3 si riportano gli andamenti mensili delle temperature minime e massime dell'aria per il triennio e per il periodo di riferimento 1981-2018.

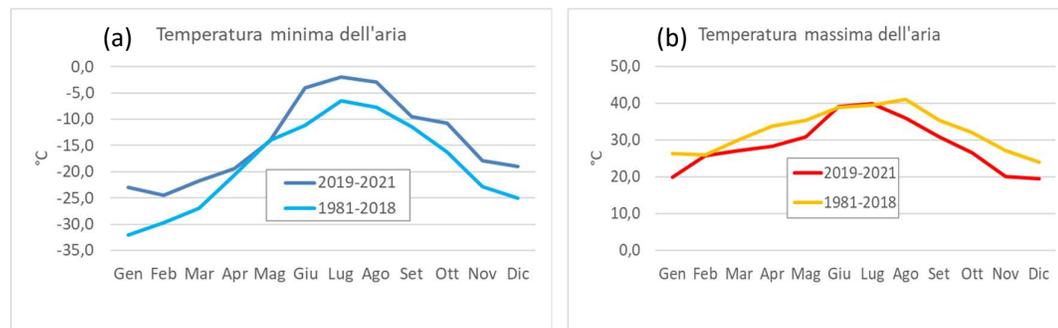


Fig. 9.3. Andamento mensile delle temperature minime (a) e massime (b) dell'aria per il triennio 2019-2021 e del periodo di riferimento 1981-2018.

9.3 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

9.3.1 Vento

Per quanto riguarda la sintesi del triennio 2019-2021 dei dati del vento, si è proceduto a verificare l'andamento della velocità media, della raffica e della direzione prevalente rispetto agli stessi parametri pluriannuali per ciascuna delle sei stazioni di cui sono disponibili i dati. Sono quindi stati raccolti i dati giornalieri del vento delle stazioni disponibili per la zona dell'Ossola e del basso Verbano. Le elaborazioni sono state

condotte prendendo in considerazione il triennio 2019-2021 paragonato con i periodi di riferimento 1990-2018, 2000-2018 e 2001-2018. In tabella 9.5 è riportata la sintesi per ciascuna stazione.

Tab. 9.5. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per il periodo 2019-2021 confrontate con il periodo di riferimento proprio di ciascuna stazione.

Stazione	Periodo di riferimento e triennio	Velocità media m/s	Raffica m/s	Direzione prevalente
Pallanza	2019-2021	1,6	33,2	WNW
	2001-2018	1,6	29,9	WNW
Domodossola	2019-2021	1,0	20,7	N
	1990-2018	1,3	32,1	N
Lago Paione	2019-2021	2,0	45,9	NE
	2000-2018	2,1	42,3	NE
Macugnaga Passo Moro	2019-2021	2,8	41,9	SSW
	1990-2018	2,8	44,3	S
Mottarone	2019-2021	3,2	34,2	SW
	1990-2018	3,4	42,0	SW
Formazza Pian dei Camosci	2019-2021	2,6	30,8	NE
	1990-2018	2,5	36,1	NE

Le elaborazioni condotte sono state rispetto alla velocità media mensile e annuale, alla raffica mensile e annuale, alla direzione prevalente della velocità media e della raffica, attraverso le rose dei venti. Si sono quindi valutate la distribuzione in classi di velocità, secondo il seguente schema per tutti gli anni a disposizione, per il triennio 2019-2021 e per il periodo di riferimento di ciascuna stazione, per verificare eventuali cambiamenti:

- 1) $v=0-0,9$ m/s (calma)
- 2) $v=1-2,5$ m/s
- 3) $v=2,6-5$ m/s
- 4) $v=5,1-7,5$ m/s
- 5) $v=7,6-10$ m/s
- 6) $v>10$ m/s

Anche per il triennio 2019-2021 e per quanto riguarda la direzione prevalente solo nella stazione di Macugnaga Passo Moro, così come per il triennio precedente, si ha una direzione prevalente verso SSW rispetto al riferimento S. In generale la direzione prevalente dei venti rispetta la posizione e l'orientamento delle valli in cui sono inserite le stazioni.

Inoltre, si osserva una leggera variazione della velocità media nel triennio 2019-2021, rispetto ai periodi di riferimento, in particolare nelle stazioni di Domodossola, Lago Paione e Mottarone, con una leggera diminuzione e con un leggero aumento nella stazione di Formazza Pian dei Camosci. Per quanto riguarda la raffica invece si nota un aumento del valore nel triennio 2019-2021 rispetto ai periodi di riferimento nelle stazioni di Pallanza e del Lago Paione, mentre una diminuzione in tutte le altre stazioni.

Per quanto riguarda le velocità medie nelle diverse classi si ha un aumento della % nella classe più bassa (0-0.9 m/s) a Pallanza, da 5,5% a 12,9%, a Domodossola, da 17,3%

a 27,2% e al Lago Paione, da 2,9% a 22,6%. Si è registrato invece un aumento nella seconda classe (1-2,5 m/s) a Mottarone, da 38,8% a 43%, a Formazza Pian dei Camosci, da 49,3% a 56% e a Macugnaga Passo Moro, da 43,1% a 45,2%.

Per quanto riguarda la raffica nelle diverse classi, si ha un aumento verso la terza classe (2,6-5 m/s) a Pallanza, da 28,3% a 34,5%, al Lago Paione verso la terza classe e la quarta (5,1-7,5 m/s), da 4,6% a 15,8% e da 12,4 a 14,3% rispettivamente, con una notevole diminuzione della classe più elevata (> 10m/s) da 70,3% a 58%. Anche nella stazione di Domodossola si ha un aumento delle raffiche nelle classi terza e quarta, da 33,9% a 41,2% e da 22,4% a 29,4% rispettivamente, con una diminuzione sostanziale della % della classe più elevata, da 18,7% a 8,7%. Nella stazione di Mottarone si è avuto un aumento delle raffiche nella terza, quarta e quinta (7,6-10 m/s) classe, da 8,8% a 11,4%, da 33,1% a 33,6% e da 20,8% a 21,6% rispettivamente. Nella stazione di Formazza Pian dei Camosci si è registrato un aumento elevato delle raffiche nella classe più elevata (> 10 m/s) da 0 al 57,7%. A Macugnaga Passo Moro si è invece registrato un aumento nelle classi più basse, in particolare nella seconda e nella terza, da 0 a 45,2% e da 1,3% a 48,7% rispettivamente. Si è contestualmente registrata una notevole diminuzione nella classe più elevata, da 61,2% a 0,2%.

In questo secondo triennio di analisi dei dati del vento si nota una variazione in alcune classi e in alcune stazioni anche elevata. È importante quindi continuare a monitorare i dati del vento per verificare i cambiamenti che si sono registrati e capire se sono presenti dei trend e se questi siano significativi o meno. Anche la permanenza media del vento nei diversi settori è stata molto variabile nel triennio, in alcuni settori è aumentata, in altri diminuita.

9.3.2 Giorni piovosi

Gli anni del triennio 2019-2021 si sono caratterizzati per numero di giorni piovosi piuttosto variabile, soprattutto per i mesi di gennaio, novembre e dicembre. Maggio, giugno e settembre invece, hanno fatto registrare valori di giorni piovosi molto simili tra loro.

Mediamente il numero di giorni piovosi del triennio non si discosta molto da quello del periodo di riferimento 1981-2018.

Il 2019 si è caratterizzato da un numero di giorni piovosi superiore a quello degli altri due anni per le piogge maggiori cadute. Il 2020 per contro è l'anno in cui si sono misurati minori giorni piovosi, legati anch'essi alle minori piogge cadute.

In tabella 9.6 si riportano i giorni piovosi dei tre anni del triennio unitamente al periodo di riferimento 1981-2018.

Tab. 9.6. Giorni piovosi nel bacino del Lago Maggiore per il triennio 2019-2021 e per il periodo di confronto 1981-2018.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	ANNO
2019	3	3	6	10	11	11	9	12	7	12	19	11	113
2020	2	4	7	7	11	14	9	10	7	10	1	11	92
2021	12	6	4	9	11	11	15	7	8	7	11	4	103
2019-2021	6	4	5	8	11	12	11	10	7	10	11	9	103
1981-2018	6	6	7	10	13	10	9	10	8	9	9	6	104

L'andamento medio mensile dei giorni piovosi è riportato nella figura 9.4. Mediamente nel triennio si sono registrati minori giorni piovosi nei primi cinque mesi dell'anno e a settembre, superiori a giugno, luglio, ottobre, novembre e dicembre e pressoché uguali ad agosto.

Rispetto all'andamento delle piogge i minori giorni registrati nei primi cinque mesi dell'anno e a settembre corrispondono a minori precipitazioni. I maggiori giorni registrati a luglio, ottobre e dicembre corrispondono a maggiori precipitazioni. I maggiori giorni di giugno e novembre non corrispondono ad altrettante maggiori precipitazioni, probabilmente indice di maggiore distribuzione della quantità di pioggia nel mese. I giorni piovosi di agosto, minori rispetto a quelli del periodo di riferimento sono però legati a piogge leggermente superiori ai periodi di riferimento, possibile indicazione della presenza di eventi intensi nel triennio.

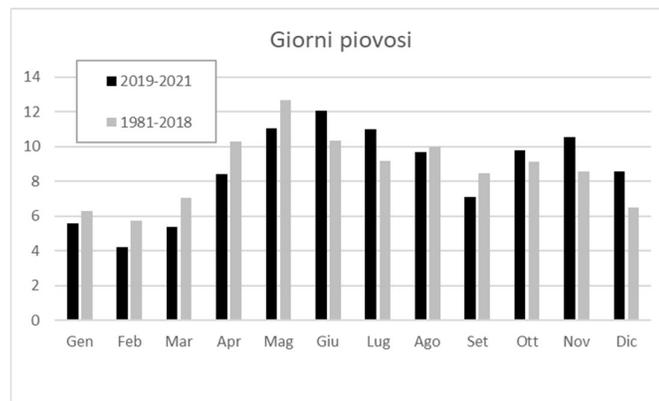


Fig. 9.4. Andamento mensile dei giorni piovosi per il triennio 2019-2021 e per il periodo di riferimento 1981-2018.

10. 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

In questo capitolo verranno presentate e analizzate le serie storiche dei principali parametri limnologici relativi al Lago Maggiore (stazione di Ghiffa), e le informazioni disponibili sulla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza), con l'obiettivo di discutere le modificazioni nel tempo del regime di mescolamento lacustre. Viene discusso il riscaldamento delle acque e la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto facendo riferimento anche a grandezze quali il contenuto di calore del lago e la stabilità. Particolare attenzione viene posta alle rilevazioni dell'ultimo triennio 2019-2021. Infine, sono presentati i principali risultati ottenuti dalla calibrazione e validazione di un modello accoppiato idrodinamico/ecologico monodimensionale per il lago Maggiore discutendo il suo utilizzo avendo come forzante degli scenari di aumento di temperatura dell'aria per il prossimo secolo.

10.1 Fisica atmosferica locale

Il triennio 2019-2021 è stato caratterizzato da temperature elevate dell'aria (valori della stazione di Pallanza); in particolare il 2019 è risultato caratterizzato da una temperatura media di 14.17 °C, mentre il 2020 da una media di 14.26 °C, valori inferiori solo al 2018 (14.35 °C), considerando l'ultimo ventennio. La media pluriennale per il periodo 1998-2021 è di 13.61 °C.

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

L'altro parametro meteorologico che influisce fortemente sulla profondità di mescolamento delle acque lacustri è la velocità del vento in inverno. Generalmente infatti il mescolamento completo si ha dopo inverni particolarmente freddi e ventosi. L'ultimo triennio è stato caratterizzato da velocità medie del vento nella stazione di Pallanza nella media o di poco inferiori rispetto alla media pluriennale (1.57 m/s). Anche analizzando singolarmente i mesi di dicembre, gennaio e febbraio, non sono mai stati registrati periodi di diversi giorni in cui la velocità del vento è risultata particolarmente elevata. Lo scarto cumulato dalla media della velocità del vento invernale, rappresentato in Fig. 10.2, mostra un trend leggermente in aumento, per poi tornare in media nel 2021.

I dati sono stati analizzati dal 1998 perché in quell'anno è stato cambiato lo strumento di misura del vento e sarebbe quindi necessaria un'operazione di omogeneizzazione dei dati per poter utilizzare tutta la serie storica.

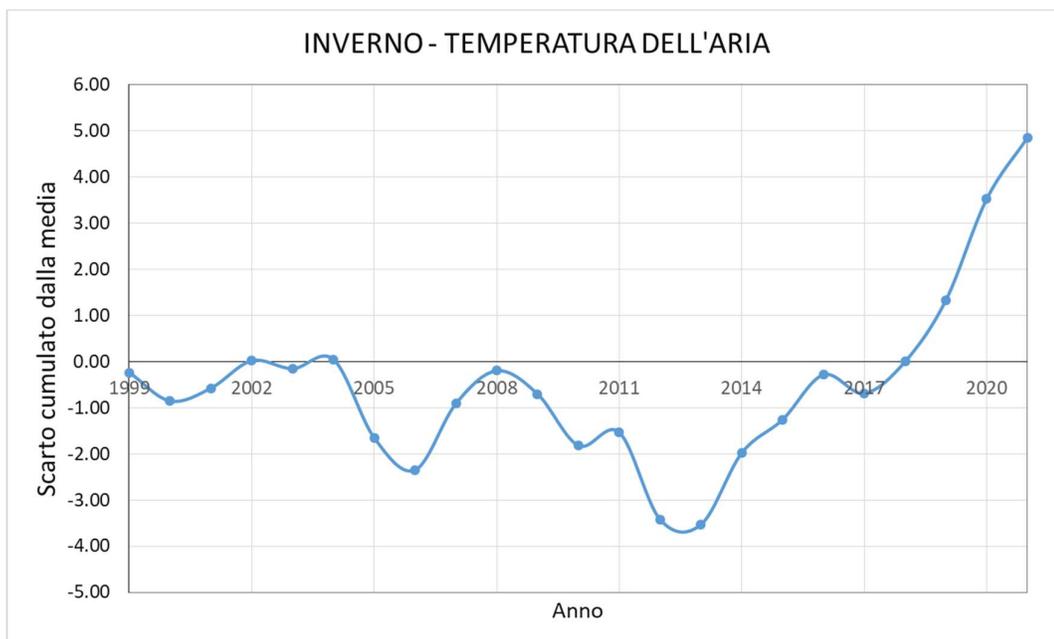


Fig. 10.1. Scarto cumulato dalla media pluriennale per il periodo 1998-2021, relativo alla temperatura dell'aria invernale a Verbania Pallanza.

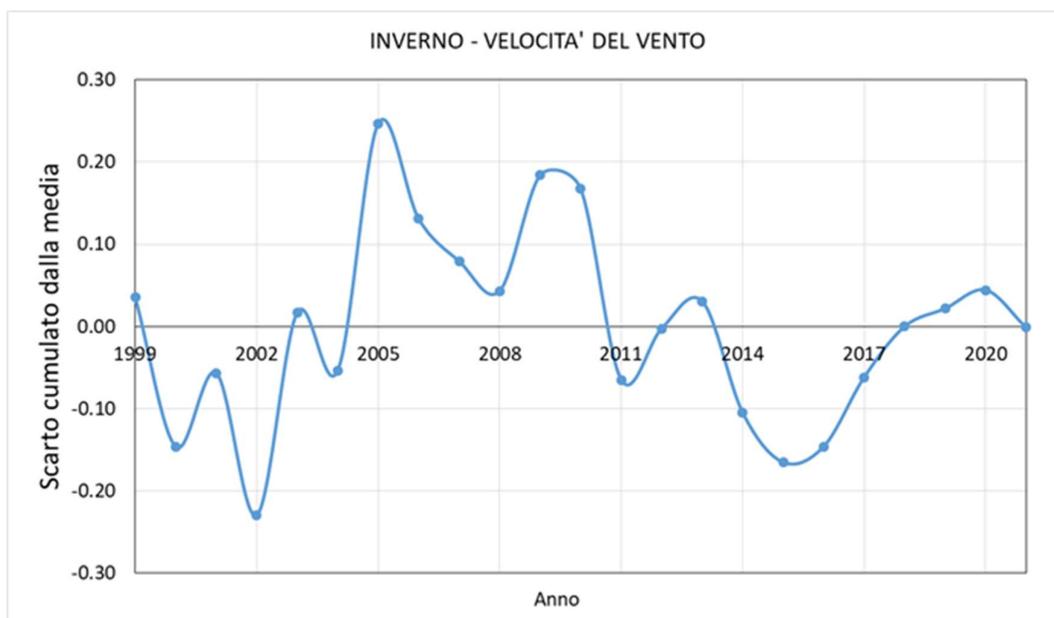


Fig. 10.2. Scarto cumulato dalla media pluriennale per il periodo 1998-2021, relativo alla velocità del vento invernale a Verbania Pallanza.

10.2 Temperatura dell'acqua e ossigeno disciolto

In figura 10.3 vengono riportate le temperature mensili delle acque del Lago Maggiore per lo strato 0-20 m a partire dal 1980.

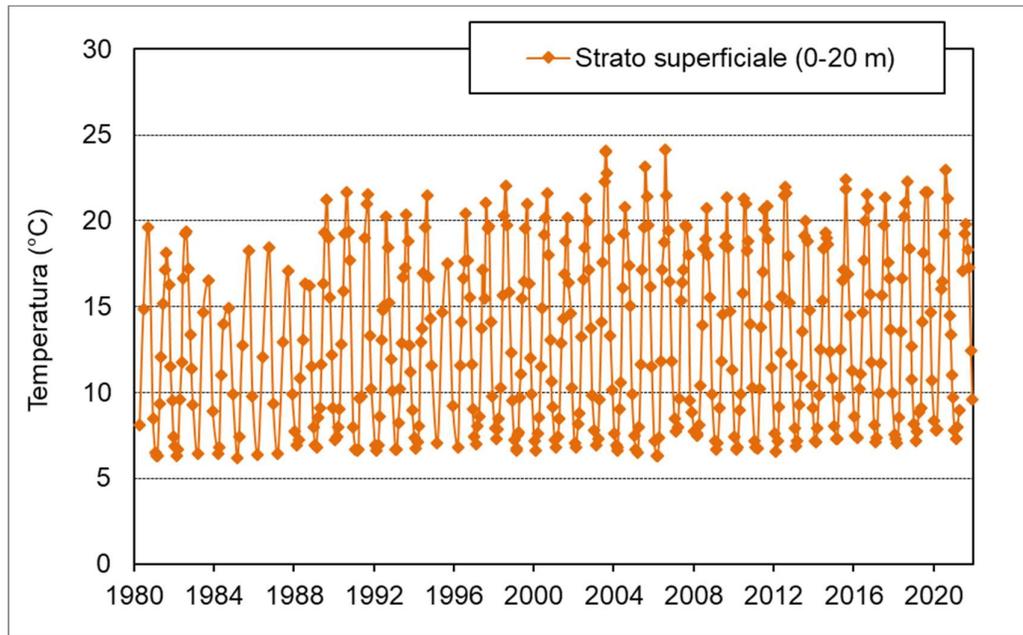


Fig. 10.3. Temperature dell'acqua del Lago Maggiore per lo strato 0-20 m.

Dalla figura si può notare un chiaro trend in aumento delle temperature e in particolare nell'ultimo triennio i massimi estivi hanno raggiunto i 22.96 °C ad agosto 2020. Per quanto riguarda le acque ipolimniche (strato di profondità superiore ai 200 m), esse mostrano il tipico andamento a dente di sega, caratterizzato da aumenti graduali seguiti da brusche diminuzioni, in corrispondenza di eventi di mescolamento. Le temperature dello strato profondo del Lago Maggiore, il cui andamento nel tempo è riportato in figura 10.4, mostrano un aumento costante a partire dall'inverno 2005-2006.

Diversi studi testimoniano come l'aumento della temperatura delle acque influenzi la qualità delle acque stesse, ad esempio un aumento della frequenza e dell'intensità dei bloom fitoplanctonici e la presenza di specie potenzialmente tossiche, quali i cianobatteri (Rigosi et al., 2015).

Per quanto riguarda i valori di ossigeno disciolto, l'ultimo triennio ha mostrato valori in ipolimnio tra i più bassi di tutta la serie storica, inferiori ai 4 mg L⁻¹ in alcuni mesi, indice di una mancata riossigenazione degli strati profondi, che ormai dura da più di un decennio (Figure 10.5, 10.6, 10.7).

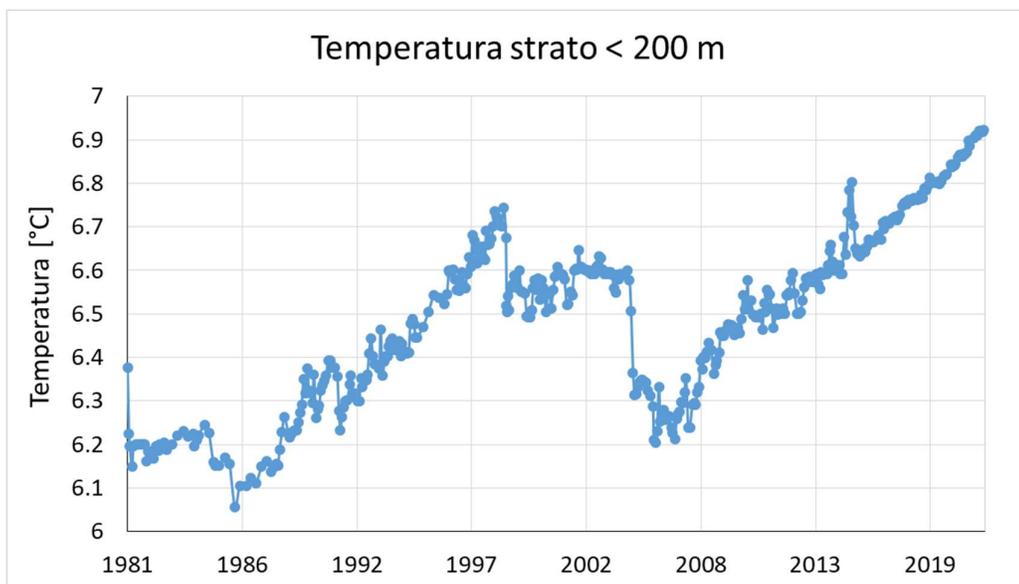


Fig. 10.4. Temperature delle acque del Lago Maggiore per lo strato ipolimnico.

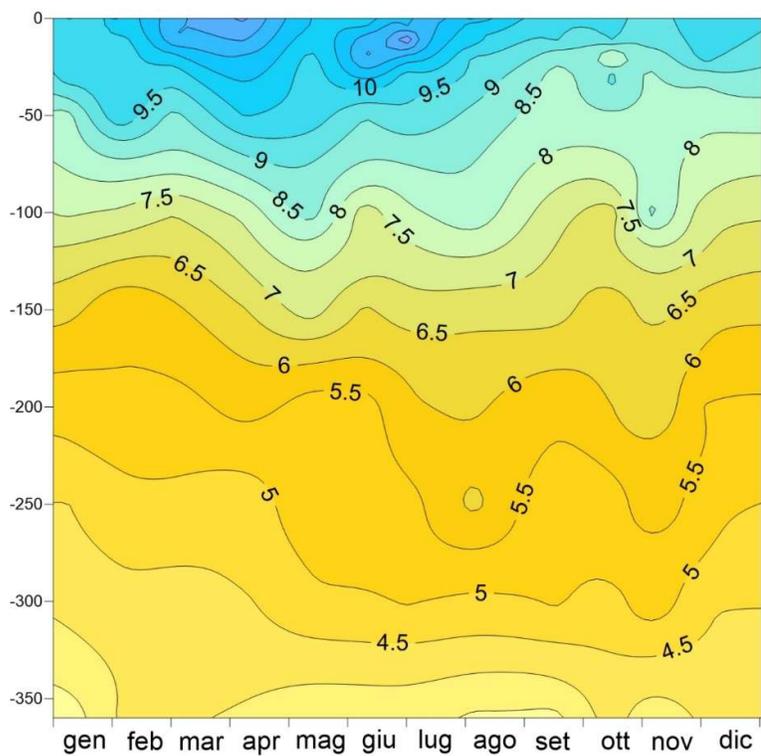


Fig. 10.5. Distribuzione verticale della concentrazione di O_2 ($mg L^{-1}$) nell'anno 2019.

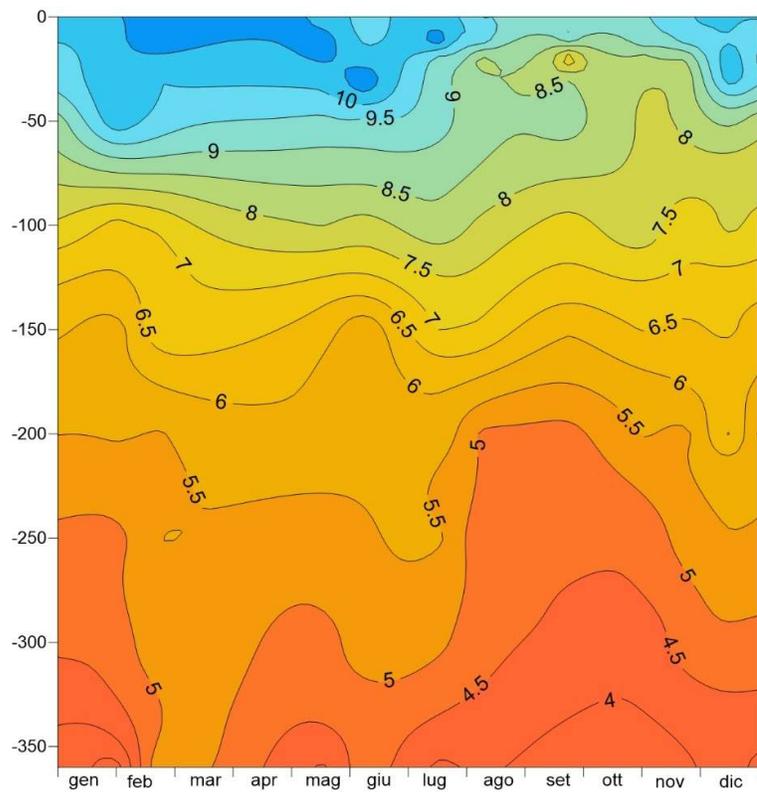


Fig. 10.6. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2020.

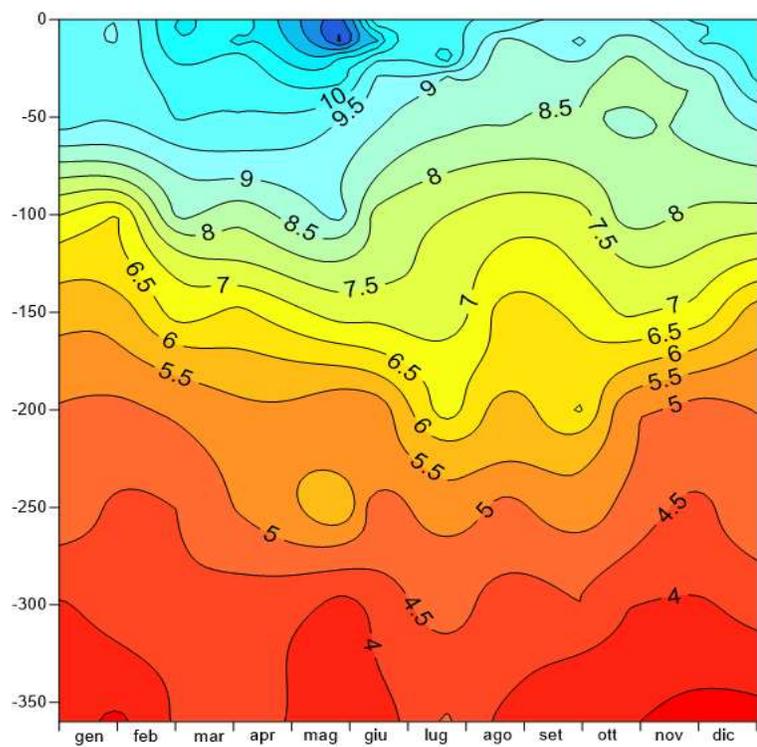


Fig. 10.7. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2021.

Negli ultimi anni più del 25% del volume del lago è stato interessato da un valore di ossigeno inferiore ai 6 mg L⁻¹ (Fig. 10.8).

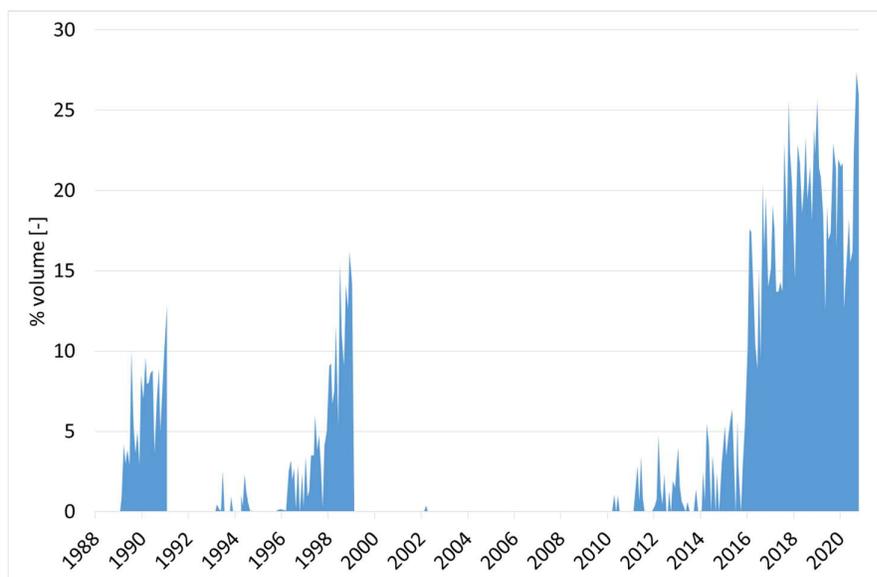


Fig. 10.8. Percentuale del volume lacustre interessata da una concentrazione di ossigeno inferiore a 6 mg L⁻¹.

10.3 Profondità di mescolamento

Le condizioni climatiche degli ultimi inverni, caratterizzati da temperature miti (Fig. 10.1), velocità del vento circa nella media (Fig. 10.2) e assenza di periodi di almeno alcuni giorni in cui la velocità del vento è stata particolarmente elevata, ha portato ad un mescolamento della colonna d'acqua che non ha mai superato i 90 m negli ultimi 3 anni. In particolare, il 2019 è stato caratterizzato da un'omogeneizzazione delle acque che ha raggiunto i 80 m, mentre nel 2020 si sono raggiunti i 50 m e nel 2021 i 90.

Nella figura 10.9 è riportata la serie storica dei valori raggiunti dalla profondità di mescolamento per moti convettivi del Lago Maggiore.

Dalla figura si può notare che da moltissimi anni non si verificano mescolamenti per moti convettivi nel Lago Maggiore e ciò ha impatti molto forti sulla riossigenazione dello strato profondo del lago. Infatti, l'ultima riossigenazione dell'ipolimnio si è verificata nel 2005-2006. Da 15 anni a questa parte, invece, mescolamento e riossigenazione riguardano strati sempre più limitati. Tale tendenza risulta comune anche agli altri laghi subalpini (Rogora *et al.*, 2018) e potrebbe accentuarsi in futuro, a seconda degli scenari di emissione di gas serra che si verificheranno (Fenocchi *et al.*, 2018).

Il mancato mescolamento delle acque del lago ha anche conseguenze importanti sull'accumulo di nutrienti in ipolimnio (vedi Capitolo 11).

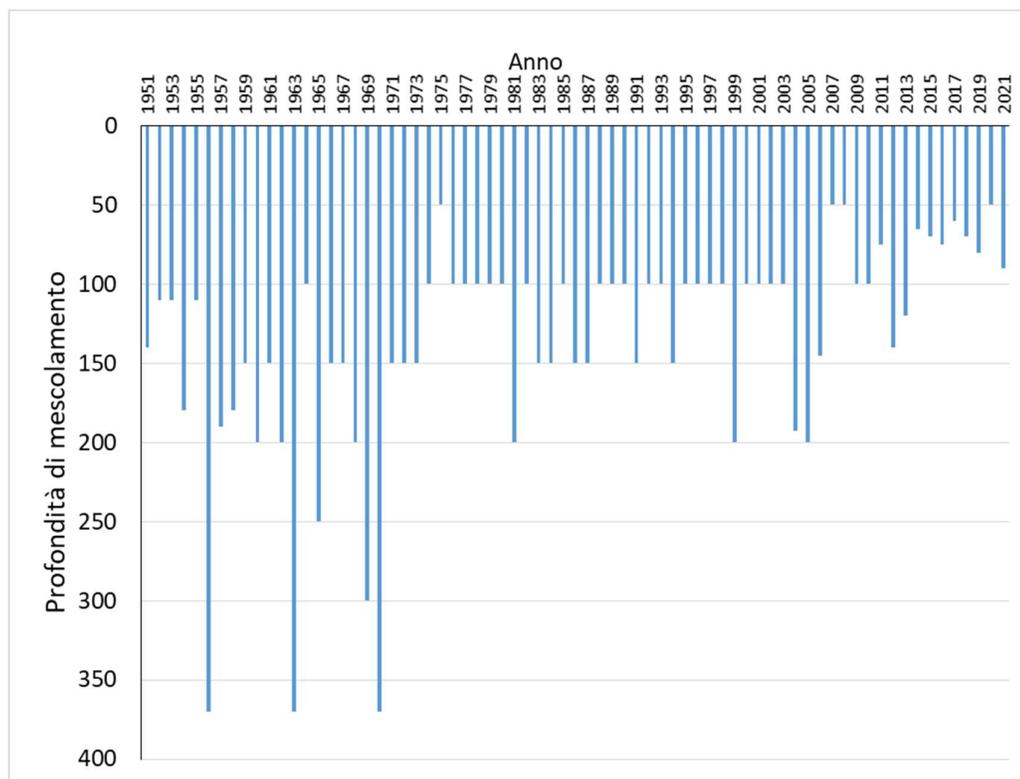


Fig.10.9. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata partire dal 1951.

10.4 Stabilità e contenuto di calore

Il diverso riscaldamento delle acque epilimniche ed ipolimniche provoca un aumento della stabilità della colonna d'acqua (Fenocchi *et al.*, 2018), ossia il lavoro richiesto per mescolare un lago termicamente stratificato e raggiungere condizioni isoterme senza aggiunta o sottrazione di calore dall'esterno. 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. Di particolare interesse risulta l'andamento dei minimi annuali della stabilità di Schmidt (Fig. 10.10). 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. Dalla Fig. 10.10 si evince un chiaro trend di aumento nel tempo dei valori di stabilità minima invernale per il Lago Maggiore. Nell'ultimo triennio, in particolare, sono stati rilevati valori in diminuzione ma comunque lontani dallo zero.

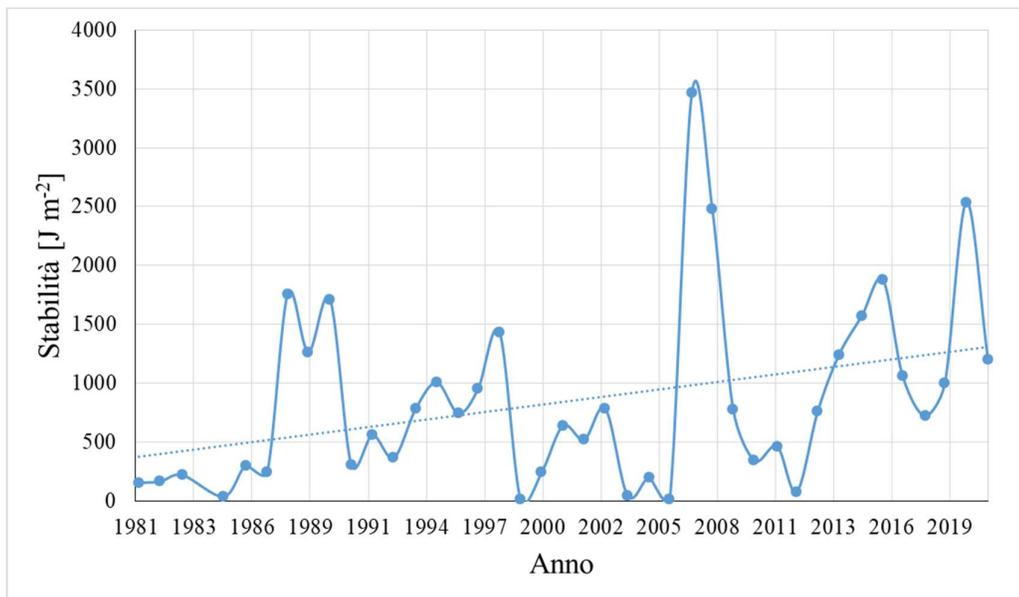


Fig. 10.10. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

Con l'aumento della temperatura delle acque lacustri, anche il contenuto di calore totale entro la massa mostra un chiaro trend in aumento (Fig. 10.11). E' interessante notare che l'ultimo triennio ha fatto registrare per tutti e 3 gli anni valori di contenuto di calore massimo estivo fra i più alti di tutta la serie storica: nel 2019 si sono raggiunti 6423 MJ m^{-2} , nel 2020 i 6510 MJ m^{-2} (massimo assoluto di tutta la serie storica) e nel 2021 i 6491 MJ m^{-2} .

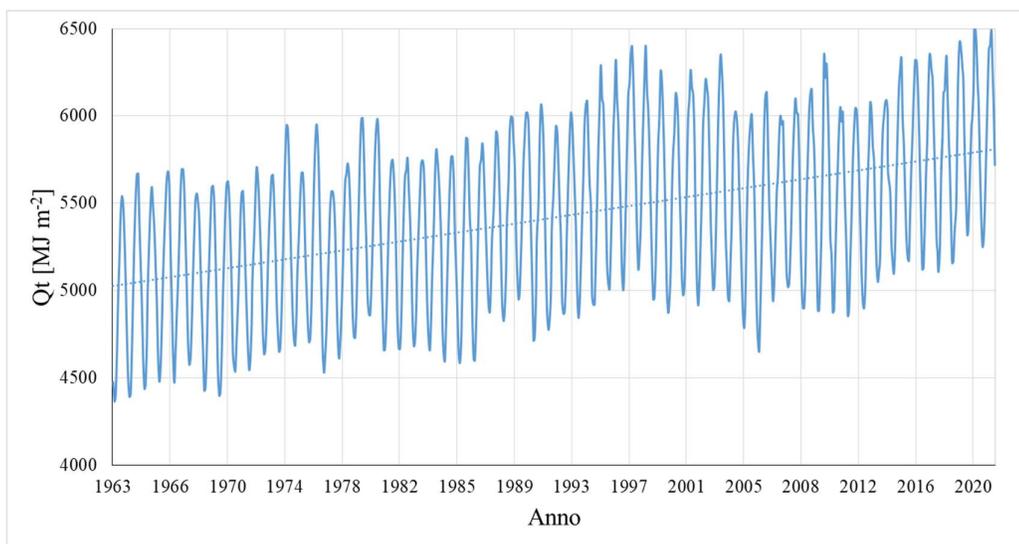


Fig. 10.11. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2021.

10.5 Risultati modello accoppiato idrodinamico/ecologico

La diminuzione della profondità di mescolamento registrata nel Lago Maggiore è dovuta principalmente ai cambiamenti climatici globali, sia di origine naturale (NAO, Livingstone, 2003; Salmaso *et al.*, 2014) che antropica, derivante dalle emissioni di gas serra. Nell'ultimo triennio si è impostato un modello accoppiato idrodinamico/ecologico volto a comprendere gli effetti dei cambiamenti climatici su ossigeno disciolto e nutrienti in particolare in ipolimnio e bloom fitoplanctonici (Fenocchi *et al.*, 2019; Fenocchi *et al.*, 2020).

Il modello che si è scelto di utilizzare è il modello open-access General Lake Model (GLM, Hypsey *et al.*, 2014). Esso è un modello monodimensionale in grado di simulare il bilancio termico e idrologico di un lago e la stratificazione di corpi d'acqua lentici. GLM calcola i profili verticali di temperatura, salinità e densità tenendo conto degli effetti di immissari ed emissari sul bilancio idrologico, sul riscaldamento delle acque e sul mescolamento. La calibrazione del modello puramente idrodinamico GLM e i risultati di simulazioni degli effetti dei cambiamenti climatici sulla temperatura dell'acqua sono riportati negli scorsi rapporti CIP AIS (CNR IRSA, 2019). L'ipotesi di base del modello 1-D è che il lago sia orizzontalmente omogeneo, considerando dunque la sola variabilità verticale dovuta alle dinamiche di mescolamento e stratificazione. Questa ipotesi lo rende adatto a indagini su periodi di tempo abbastanza lunghi in cui si voglia studiare la variazione nel tempo della qualità delle acque lacustri.

Il modello puramente idrodinamico GLM può essere accoppiato alla libreria Aquatic Ecodynamics (AED, Hypsey *et al.*, 2013), che è costituita da una serie di moduli (ossigeno, azoto, fosforo, silice, materia organica, fitoplancton, zooplancton, patogeni, rilascio dei sedimenti), che possono essere attivati indipendentemente l'uno dall'altro. Di conseguenza, in mancanza di dati, è possibile simulare anche solo la dinamica dell'ossigeno senza simulare i cicli dei nutrienti. Chiaramente, in fase di calibrazione, la mancanza di simulazione di tutti i processi potrebbe incidere sui valori dei parametri di calibrazione. L'esempio tipico è la simulazione delle dinamiche del fitoplancton senza simulare lo zooplancton: il fatto che lo zooplancton nella realtà esista dovrà essere tenuto in conto nel parametro di respirazione del fitoplancton, per evitare una sua crescita incontrollata.

Per quanto riguarda la calibrazione del modello accoppiato per il Lago Maggiore, sono stati utilizzati i moduli dell'ossigeno, del fosforo, dell'azoto, della silice, del carbonio, della materia organica e del fitoplancton. In particolare, per il fitoplancton sono stati modellati quattro gruppi funzionali: cianofite, diatomee, dinofite e un gruppo chiamato "c3phytes", che include clorofite, crisofite e criptofite.

L'intervallo di tempo considerato per la calibrazione del modello riguarda un periodo di 8 anni (1 gennaio 1999 – 31 dicembre 2006), mentre per la validazione è stato utilizzato il periodo gennaio 2007 – ottobre 2014 (periodo in cui i dati meteorologici sono risultati completi e validati come input per il modello GLM già in Fenocchi *et al.*, 2018). Per la calibrazione è stata utilizzata una tecnica trial-and-error, modificando i parametri all'interno dei limiti suggeriti in letteratura per laghi profondi oligotrofi, fino ad ottenere una corrispondenza fra osservazioni e simulazioni che non potesse più essere migliorata. La calibrazione delle variabili chimiche è stata ottimizzata per lo strato profondo 200-370 m, poiché risulta di grande interesse simulare in futuro l'effetto dei cambiamenti climatici sull'ossigenazione e la distribuzione del fosforo proprio in questo strato.

Le performance del modello accoppiato per il Lago Maggiore sono molto soddisfacenti sia in calibrazione che in validazione (Fig. 10.12). L'evoluzione chimica

del Lago Maggiore è ben riprodotta, specialmente per quanto riguarda l'ossigeno e il fosforo reattivo PO_4 , che sono i parametri maggiormente di interesse per studiare gli effetti dei cambiamenti climatici. Infatti, nel Lago Maggiore, come negli altri laghi profondi subalpini, sono già stati osservati un accumulo di nutrienti (specialmente di fosforo) e una diminuzione di ossigeno in ipolimnio (Rogora et al., 2018), a causa della maggior stabilità e della minor frequenza di mescolamento della colonna d'acqua.

Per quanto riguarda il fitoplancton, piccoli errori o shift temporali nella calibrazione sono dovuti all'aggregazione in gruppi funzionali e alla non-riproduzione delle singole specie, che risulta tuttavia impossibile per l'eccessiva parametrizzazione che sarebbe necessaria.

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.

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.

Figura 10.13 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_2 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^{-1} 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^{-1} .

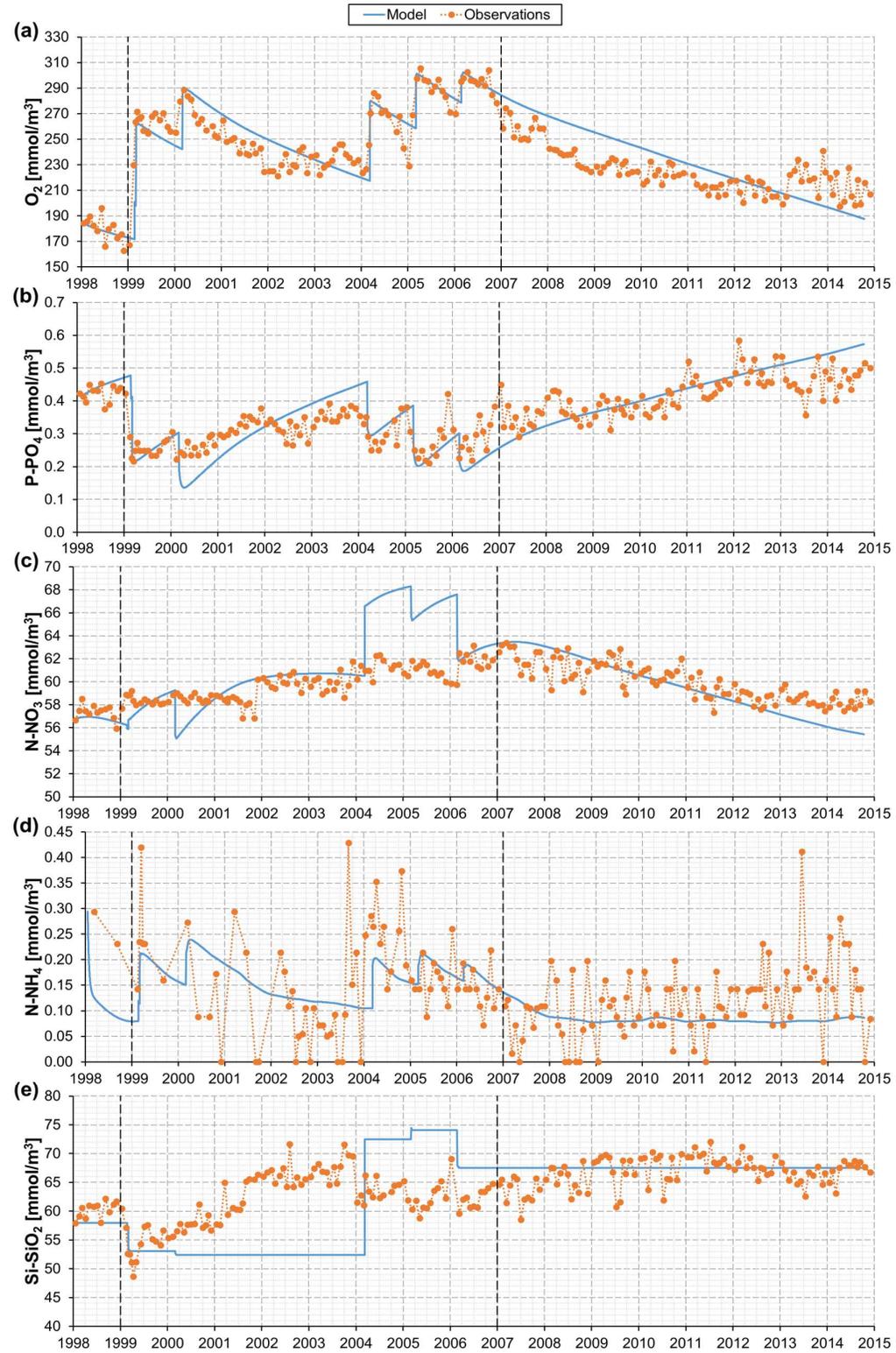


Fig. 10.12. Concentrazioni osservate (arancione) e modellate (blu) di O_2 (ossigeno) (a), PO_4 (fosforo reattivo) (b), NO_3 (nitrati) (c), NH_4 (nitriti) (d) and $Si-SiO_2$ (silice) (e) nello strato 200 ÷ 370 m.

Per quanto riguarda il fosforo reattivo PO_4 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 $56 \mu\text{g L}^{-1}$ 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 $26 \mu\text{g L}^{-1}$.

Relativamente agli altri parametri chimici si può invece osservare una riduzione dei nitrati, con valori che raggiungono 0.1 mg L^{-1} 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 10.14 mostra i limiti superiori e inferiori dello strato di fondo interessato da ipossia. Dalla Figura si nota che l'ipossia si sviluppa rapidamente per gli scenari A2_upper e A1B_medium indipendentemente dalle variazioni di carico esterno di nutrienti. A partire dalla decade 2046-2050 il limite superiore dello strato ipossico potrebbe stabilirsi a 80 m di profondità. Per lo scenario RCP3PD_lower, l'ipossia si instaura più lentamente nella prima metà del secolo, mentre lo scenario STAT_2016 mostra ipossia solo nella decade 2026-2035, con un limite superiore dello strato ipossico a circa 280 m di profondità indipendentemente dalle variazioni di carico esterno di nutrienti.

Figura 10.15 mostra la distribuzione dell'inizio, della fine e della durata della stagione di crescita del fitoplancton: l'inizio e la fine sono spostate in avanti di 2-3 settimane a partire dalla decade 2046-2055.

L'inizio della stagione di crescita del fitoplancton inizia prima in corrispondenza dell'aumento di carico esterno di nutrienti e dopo in caso di diminuzione, rispettivamente. Opposti risultati si vedono per la fine, che avviene prima per carichi decrescenti e dopo per carichi esterni crescenti.

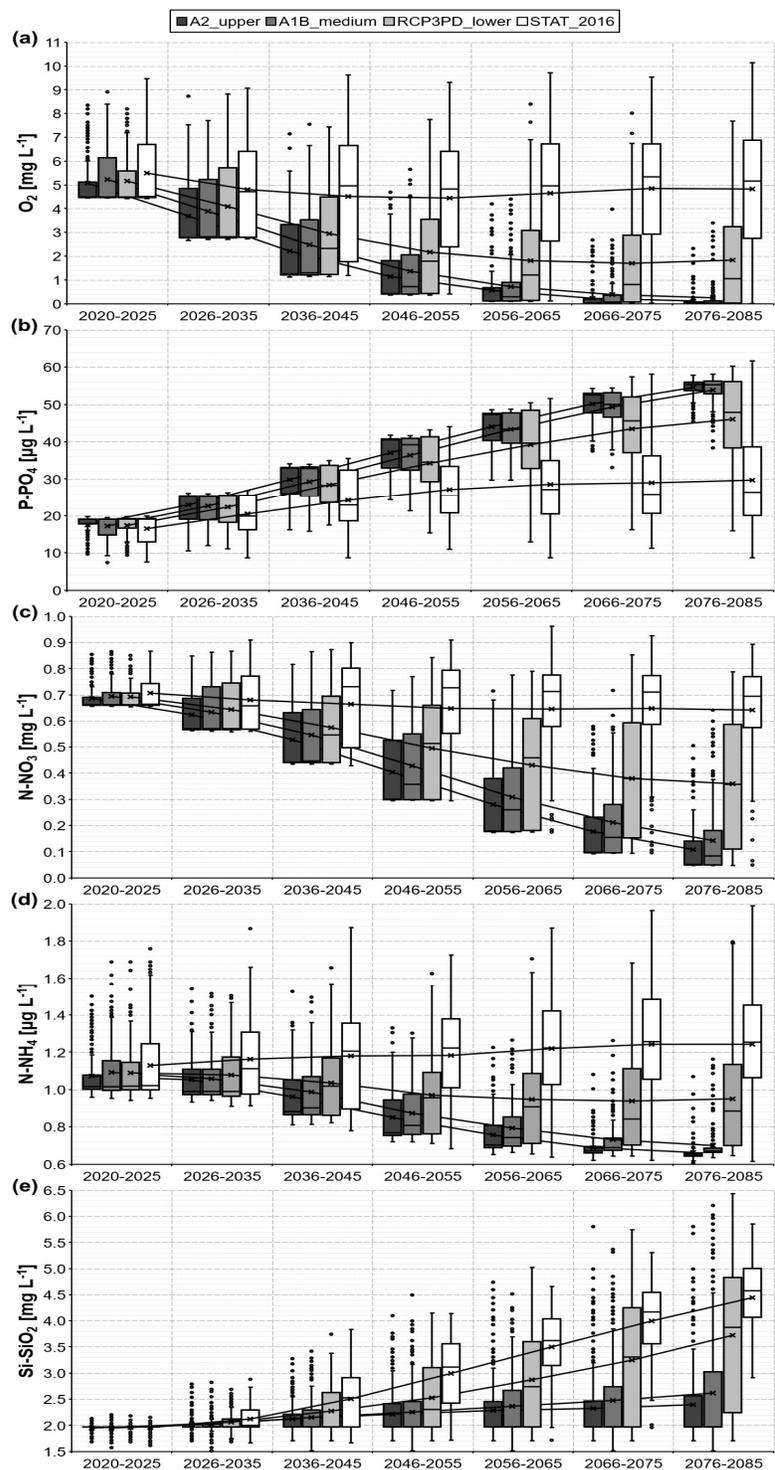


Figura 10.13: Distribuzione della concentrazione media annua per decade di ossigeno O_2 (a), fosforo reattivo PO_4 (b), nitrato NO_3 (c), ammonio NH_4 (d), silice SiO_2 (e) nello strato 200 – 370 m per carico costante di nutrienti in ingresso nel periodo 2020-2085 (le croci e le linee rappresentano il valore medio e i trend rispettivamente).

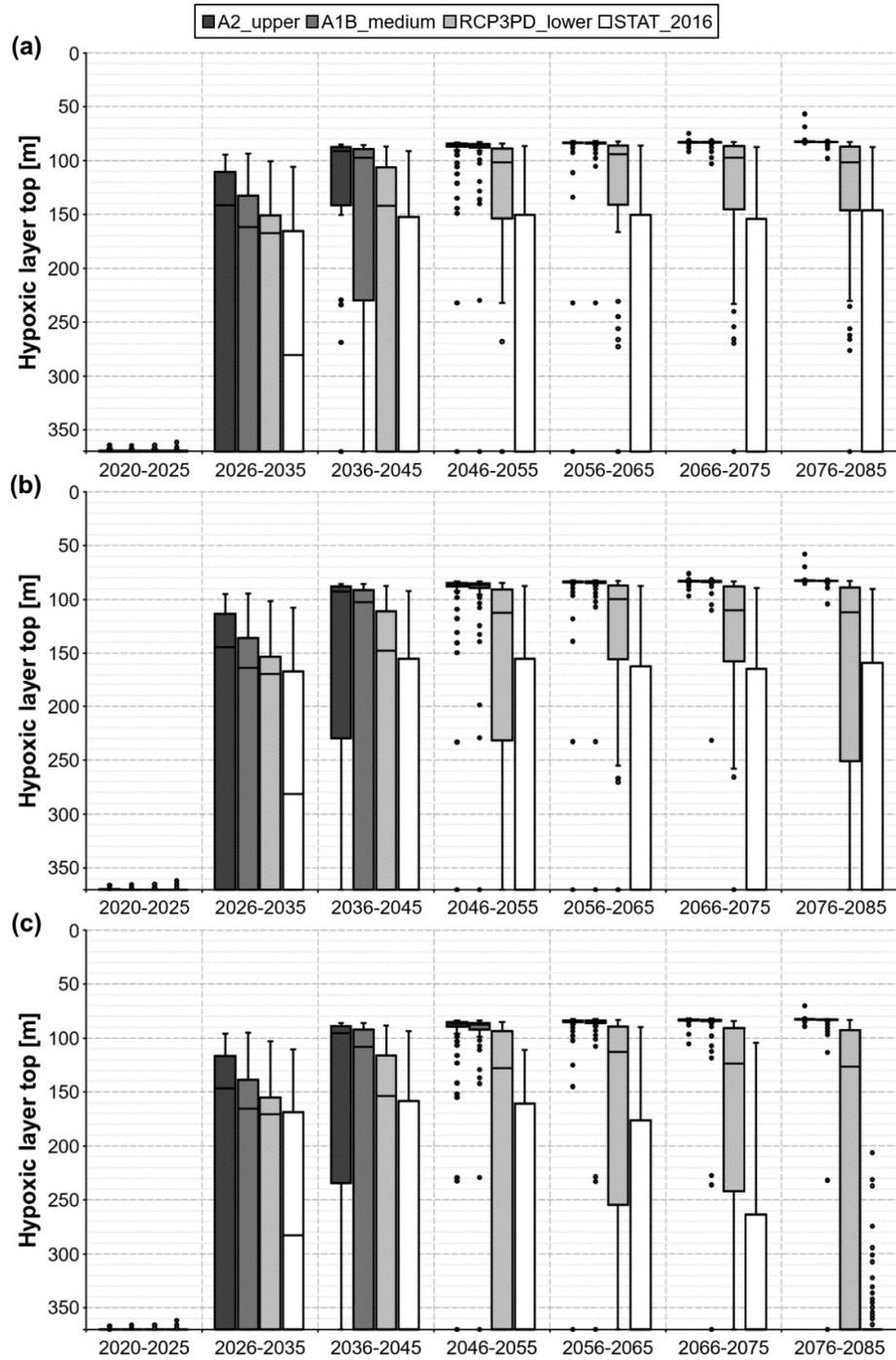


Figura 10.14: Distribuzione sulle 200 realizzazioni della mediana per ogni decade dei limiti superiori dell'ipolimnio profondo per aumento lineare del carico esterno di nutrienti del 30% (a), carico di nutrienti costante (b), diminuzione lineare del carico esterno di nutrienti del 30% (c).

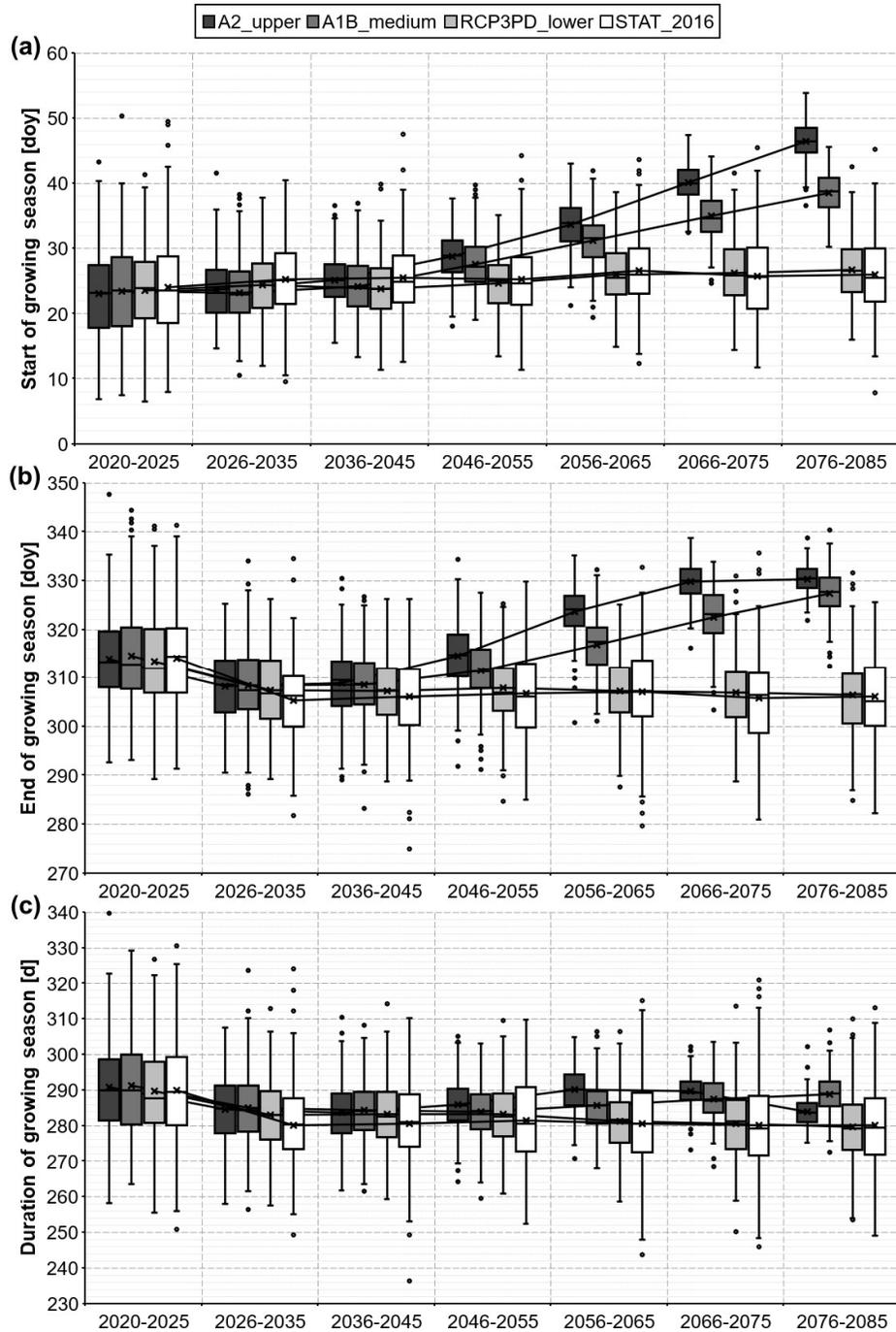


Figura 10.15: Distribuzione sulle 200 realizzazioni della media per ogni decade dell'inizio (a), della fine (b) e della durata (c) della stagione della crescita del fitoplancton per carico di nutrienti in ingresso costante.

Ringraziamenti

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

Bibliografia

- Beltrano M.C., Di Giuseppe E., Esposito S., Vento D. 2007. Anomalie mensili a temperatura e precipitazione calcolate con differenti basi climatiche. *Ital. J. Agromet. Suppl.*, 11-15.
- CH2011. 2011. Swiss Climate Change Scenarios CH2011. Published by C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC. Zurich, Switzerland.
- CNR-ISE, 2017. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013–2015. Campagna 2015 e Rapporto triennale 2013–2015. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere: 146.
- Fenocchi A, 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.
- 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 deep large lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Ecological Modelling* 392: 38-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.005>.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti, 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Climate Dynamics* 51(9-10): 3521-3536. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4094-6>.
- Fischer A.M., M.A. Liniger, C. Appenzeller. 2015. Climate scenarios of seasonal means: extensions in time and space. CH2011 Extension Series No. 2. Zurich, Switzerland.
- Hipsey M. R., L.C. Bruce, D.P. Hamilton. 2014. GLM - General Lake Model: Model overview and user information. AED Report #26, The University of Western Australia, Perth, Australia. 42 pp.
- Rigosi, A. , Hanson, P. , Hamilton, D. P., Hipsey, M. , Rusak, J. A., Bois, J. , Sparber, K. , Chorus, I. , Watkinson, A. J., Qin, B. , Kim, B. and Brookes, J. D. 2015. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. *Ecological Applications*, 25: 186-199. doi:10.1890/13-1677.1
- Rogora M., Buzzi F., Dresti C., Leoni B., Lepori F., Mosello R., Patelli M., Salmaso N., 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia* 824: 33-50. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3623-y>.
- Salmaso N., F. Buzzi, L. Cerasino, L. Garibaldi, B. Leoni, G. Morabito, M. Rogora, M. Simona. 2014. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia* 731(1):31-48. doi:10.1007/s10750-013-1659-6.

11. CONSIDERAZIONI GENERALI SULL'EVOLUZIONE A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL TRIENNIO 2019-2021

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

In questo capitolo vengono presentate e discusse le serie di dati a lungo termine disponibili per il Lago Maggiore ed i suoi principali tributari dagli anni '80, grazie alle campagne limnologiche CIP AIS, con particolare riferimento ai nutrienti algali e ad altre variabili significative per lo stato delle acque. L'analisi dei dati si focalizza sull'ultimo triennio (2019-2021), allo scopo di discutere le tendenze evolutive recenti che interessano il Lago Maggiore in relazione ai principali fattori di pressione, quali gli apporti dal bacino e i cambiamenti climatici. Queste analisi sono rese possibili da serie temporali di dati affidabili e confrontabili nel tempo, in quanto raccolti con metodologie standardizzate, sia per quanto riguarda i campionamenti che le analisi di laboratorio. Nell'analisi dell'evoluzione a lungo termine del lago e dei tributari vengono utilizzati anche i dati di chimica delle deposizioni atmosferiche che, pur non essendo oggetto specifico di ricerca nell'ambito delle campagne CIP AIS, sono raccolti con continuità in alcune stazioni di monitoraggio nel bacino del Lago Maggiore nell'ambito di altri programmi di ricerca (LTER, ICP WATERS; Rogora et al., 2016, 2022).

Per quanto riguarda le acque lacustri, vengono considerati nell'analisi dei trend sia i dati medi degli strati epilimnico ed ipolimnico che tutti i dati lungo la colonna d'acqua, allo scopo di analizzare la distribuzione verticale di alcuni parametri, in particolare l'ossigeno disciolto e i nutrienti algali, e le eventuali modificazioni di tale distribuzione nel tempo. Tutti i dati considerati nelle analisi di seguito riportate sono stati prodotti nel laboratorio di chimica del CNR IRSA di Verbania. Il laboratorio ha sviluppato dagli anni 1970 un attento controllo di qualità su tutte le metodiche analitiche. L'uso delle carte di controllo, il confronto e l'ottimizzazione di diverse tecniche analitiche e dei loro limiti di rivelabilità e la regolare partecipazione a cicli di intercalibrazione nazionali ed internazionali hanno permesso di ottimizzare i metodi analitici per lo studio dell'evoluzione temporale delle acque superficiali. Le metodiche utilizzate e i controlli di qualità adottati sono descritti in dettaglio nel sito web del laboratorio: <https://www.idrolab.irsa.cnr.it/>

11.1 Cambiamenti climatici ed effetti sull'idrochimica

I dati a lungo termine disponibili dagli anni '80 sulle temperature delle acque del Lago Maggiore dimostrano chiaramente il riscaldamento che ha interessato sia gli strati superficiali che quelli profondi (vedi Capitolo 10). Un'analisi dei trend delle temperature delle acque eseguita sui dati mensili raccolti nella stazione di Ghiffa per il periodo 1988-2019 ha evidenziato un tasso di riscaldamento dell'ordine di 0,021 e 0,011 °C a⁻¹ rispettivamente per i valori epilimnici e ipolimnici. Considerando i diversi momenti stagionali, si osservano tassi di riscaldamento più accentuati in autunno (0,058 °C a⁻¹) e inverno (0,029 °C a⁻¹) nelle acque epilimniche, mentre in ipolimnio la pendenza del trend è stabilmente attorno a 0,010 °C a⁻¹ (Rogora et al., 2021a). Questi valori sono in linea con quelli riportati in uno studio internazionale, che ha considerato anche il Lago Maggiore, in base al quale i laghi di tutto il mondo si stanno rapidamente riscaldando ad una media

di $0,034 \text{ } ^\circ\text{C a}^{-1}$ (O'Reilly et al., 2015). Il diverso tasso di riscaldamento delle acque superficiali e profonde è anch'esso una caratteristica dei laghi profondi come il Lago Maggiore, come dimostrato in uno studio internazionale che ha considerato le temperature lungo la colonna d'acqua in 102 laghi di diverse aree del globo (Pilla et al., 2020).

Il riscaldamento delle acque, di diversa entità per gli strati superficiali e profondi, è alla base dell'aumento della stabilità della colonna d'acqua e della sempre maggior inerzia della massa d'acqua lacustre al mescolamento tardo-invernale (Fenocchi et al., 2018). Le condizioni climatiche degli inverni degli ultimi anni, caratterizzati dall'assenza di periodi freddi sufficientemente prolungati, hanno ulteriormente ostacolato il rimescolamento della colonna d'acqua: la massima profondità di mescolamento alla fine dell'inverno si è infatti mantenuta tra 60 e 75 m nell'ultimo quinquennio (vedi Capitolo 2). Questa situazione ha come primaria conseguenza la mancata riossigenazione degli strati più profondi, nei quali si sta assistendo a una progressiva riduzione dei tenori di ossigeno, come descritto nel Capitolo 3. Considerando tutta la serie di dati disponibili per il Lago Maggiore, dal 1956 al 2021, si può osservare come negli ultimi anni i valori ipolimnici e dello strato profondo (al di sotto dei 200 m) siano ormai stabilmente inferiori a $7,5$ e $6,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, rispettivamente (Fig. 11.1).

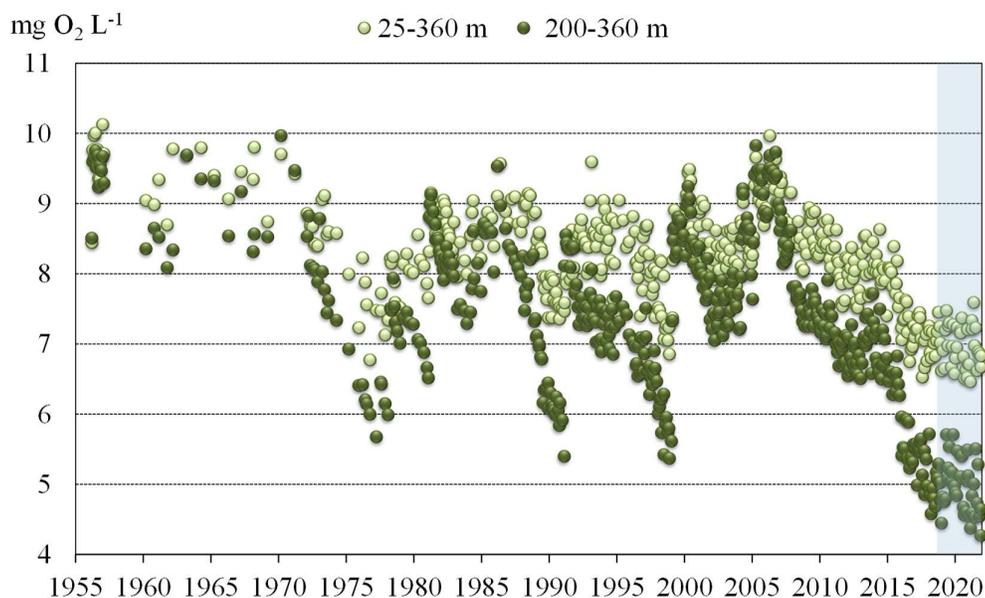


Fig. 11.1 Andamento dal 1956 al 2021 delle concentrazioni medie di ossigeno nello strato ipolimnico e al di sotto dei 200 m di profondità (valori medi ponderati sui volumi).

Nel triennio 2019-21, evidenziato in figura, i valori di ossigeno nello strato profondo hanno raggiunto in alcuni mesi concentrazioni inferiori a $5,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e al 40% di saturazione, facendo segnare dei nuovi minimi assoluti nella serie storica. Come conseguenza, sta progressivamente aumentando la porzione di lago interessata da concentrazioni di ossigeno inferiori a $6,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, considerato uno degli obiettivi di qualità in ambito CIP AIS.

Questa tendenza alla diminuzione dell'ossigeno in profondità sta interessando anche gli altri laghi profondi subalpini (Rogora et al., 2018; Salmaso et al., 2020) così come numerosi laghi di tutto il mondo, come dimostrato da un recente lavoro, che ha considerato quasi 400 laghi, tra cui Maggiore ed Iseo (Jane et al., 2021). Il lavoro ha evidenziato un rapido e consistente declino dell'ossigeno nei laghi, dovuto principalmente ad una maggior stratificazione termica e ad una riduzione della trasparenza. Si tratta di un'evidenza degli effetti indiretti del riscaldamento climatico sui laghi che è destinata a mantenersi se non ad accentuarsi in futuro, rappresentando un'importante minaccia per i servizi ecosistemici.

Il Lago Maggiore e il Lago di Lugano sono stati inclusi in un altro lavoro sinottico che ha considerato i dati di temperatura delle acque di 139 laghi e che ha evidenziato come, accanto all'aumento assoluto di temperatura delle acque, è importante anche il verificarsi di spostamenti negli "habitat termici", ovvero nei range di temperatura ottimali per le specie acquatiche: il riscaldamento delle acque determina così effetti sulla distribuzione delle specie, in particolare di quelle più sensibili, con effetti complessivi sulla biodiversità (Kraemer et al., 2021).

Accanto alla diminuzione dell'ossigeno disciolto, un'altra importante conseguenza del mancato rimescolamento delle acque è un disaccoppiamento dei trend dei nutrienti, in particolare di fosforo, tra acqua profonde, dove si assiste ad un progressivo accumulo, e acque superficiali alle quali viene meno il rifornimento alla circolazione tardo-invernale (Salmaso et al., 2017; Rogora et al., 2021a).

La Fig. 11.2 riporta l'andamento a lungo termine delle concentrazioni mensili di fosforo totale (valori medi sulla colonna d'acqua) nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2021: è visibile chiaramente una fase, dal 2010 in poi, di leggero aumento dei valori di fosforo che hanno attualmente raggiunto livelli simili a quelli dei primi anni '90 (9-10 e 12-13 $\mu\text{g P L}^{-1}$ come P reattivo e totale rispettivamente). Questo aumento è pressoché completamente dovuto all'aumento del P nelle acque ipolimniche, come evidenziato in Fig. 11.3 che mostra i trend di P totale per i due strati, epilimnico ed ipolimnico, considerati separatamente. Sulla base dei dati disponibili a frequenza mensile (dal 1988 ad oggi), i trend del P totale nello strato epilimnico e ipolimnico sono risultati entrambi significativi, con pendenza rispettivamente di $-0,10 \mu\text{g P L}^{-1} \text{ a}^{-1}$ e $+0,07 \mu\text{g P L}^{-1} \text{ a}^{-1}$. La tendenza all'aumento nelle acque ipolimniche è fortemente aumentata nel periodo recente (dal 2010) (Rogora et al., 2021a).

L'aumento dei valori di P nelle acque profonde che aveva caratterizzato il periodo 2010-18 sembra essersi interrotto nell'ultimo triennio, in cui i valori si sono stabilizzati attorno a $13 \mu\text{g P L}^{-1}$. Nelle acque superficiali le concentrazioni sono stabili se non in leggera diminuzione dalla metà degli anni 2000 e nel triennio 2019-2021 sono state attorno ai $6 \mu\text{g P L}^{-1}$. Nonostante questa recente inversione di tendenza, i dati a lungo termine confermano come nel lago sia in atto un importante processo che vede i nutrienti sempre più segregati nelle acque profonde, a fronte di condizione di oligotrofia sempre più marcata negli strati superficiali. Questa situazione è ben evidenziata in Fig. 11.4, basata sulle concentrazioni mensili rilevate alle 12 profondità campionate: la situazione attuale appare molto simile a quella di fine anni '80-primi anni '90, quando il lago era ancora in una fase di eutrofizzazione. I processi in atto, attribuibili all'effetto dei cambiamenti climatici, "mimano" l'eutrofizzazione, causando una diminuzione di ossigeno e variazioni nella distribuzione e nei rapporti tra i nutrienti.

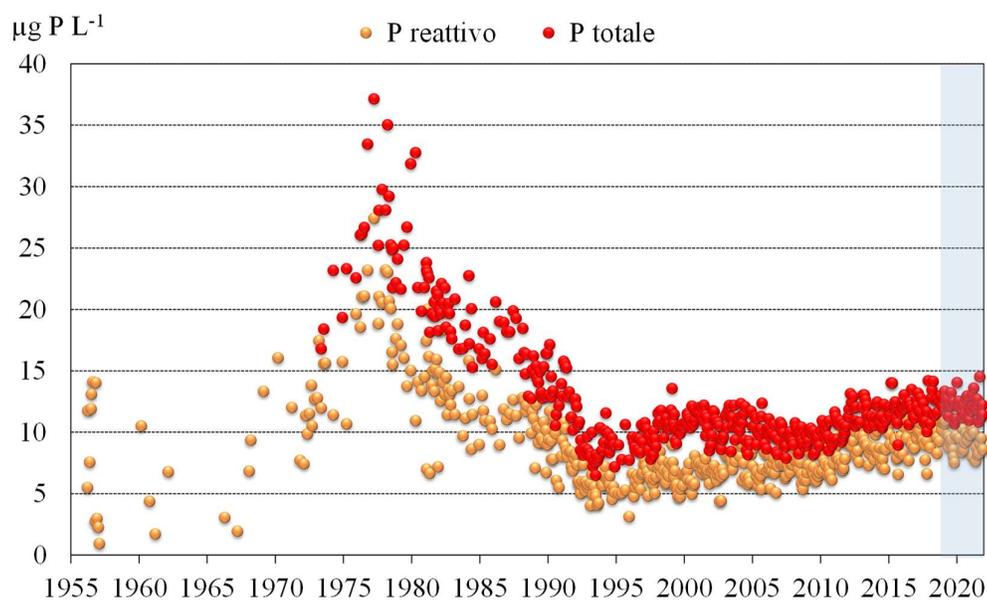


Fig. 11.2 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo reattivo e totale nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2021. Valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo (0-360 m).

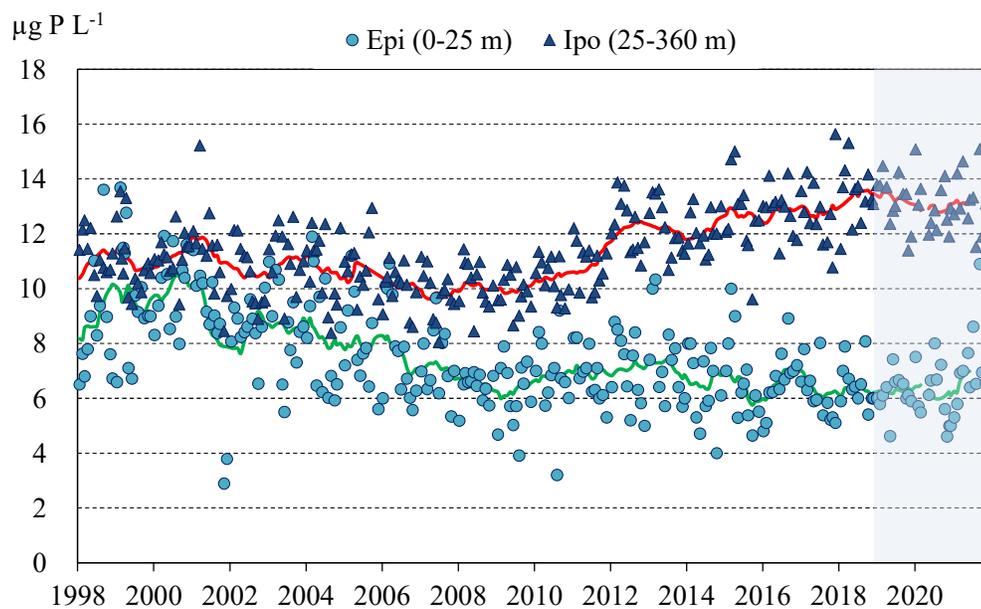


Fig. 11.3 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nelle acque epilimniche ed ipolimniche del Lago Maggiore dal 1998 al 2021. Le linee continue rappresentano la media mobile di ordine 12.

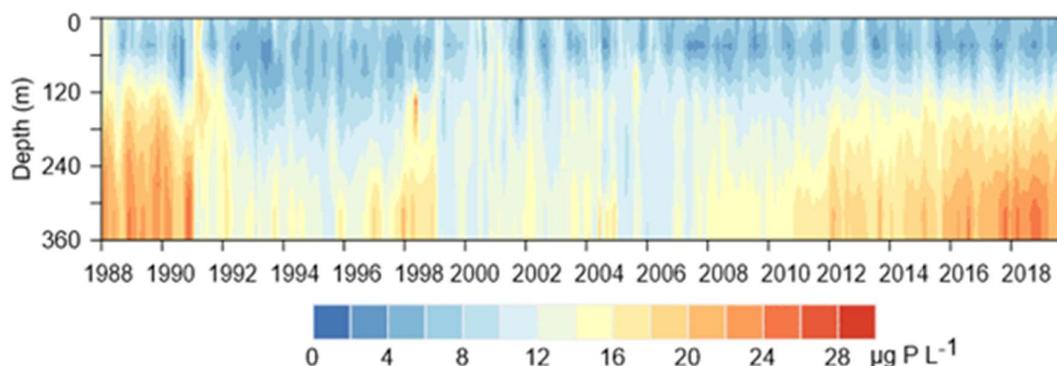


Fig. 11.4 Concentrazioni di fosforo totale misurate mensilmente nel Lago Maggiore alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

Le concentrazioni di silice reattiva mostrano un andamento analogo a quello del P: anche i silicati si stanno infatti accumulando in ipolimnio, con un effetto complessivo di aumento delle concentrazioni medie sulla colonna d'acqua (Fig. 11.5). L'incremento dei valori medi è evidente soprattutto dopo il 2015 e si è ulteriormente accentuato nell'ultimo triennio, con valori ormai prossimi a $2,0 \text{ mg Si L}^{-1}$. Il trend dei silicati in ipolimnio è risultato altamente significativo e con un incremento di $0,016 \text{ mg Si L}^{-1} \text{ a}^{-1}$ considerando tutto il periodo (dal 1988) e di $0,024 \text{ mg Si L}^{-1} \text{ a}^{-1}$ dal 2010 in poi (Rogora et al., 2021a)

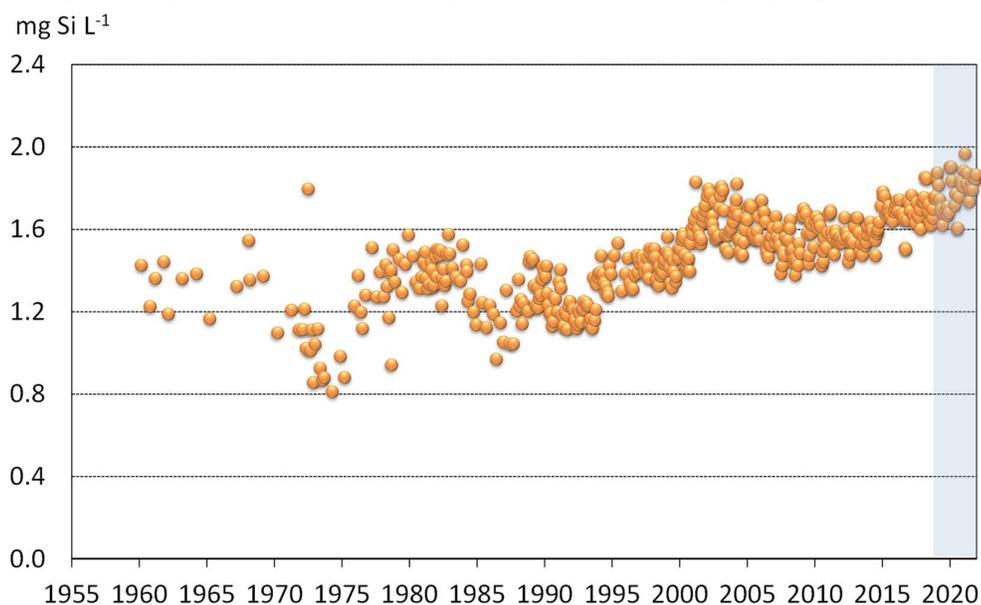


Fig. 11.5 Andamento delle concentrazioni mensili di silice reattiva nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2021. Valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo (0-360 m).

Il grafico in Fig. 11.6 evidenzia l'accumulo di silice nelle acque profonde, dove i valori sono attorno a $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, mentre nelle acque superficiali la situazione si presenta stabile, con il tipico ciclo stagionale che vede la silice raggiungere minimi attorno a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ o inferiori in corrispondenza delle fioriture primaverili ed estive di diatomee. Anche se non si osserva un trend significativo dei valori nelle acque superficiali, si può affermare che, analogamente al P, anche i silicati vengono sempre meno distribuiti lungo la colonna

d'acqua a causa della mancata circolazione, con conseguenze che possono interessare la composizione e le dinamiche temporali delle popolazioni fitoplanctoniche (Rogora et al., 2021a).

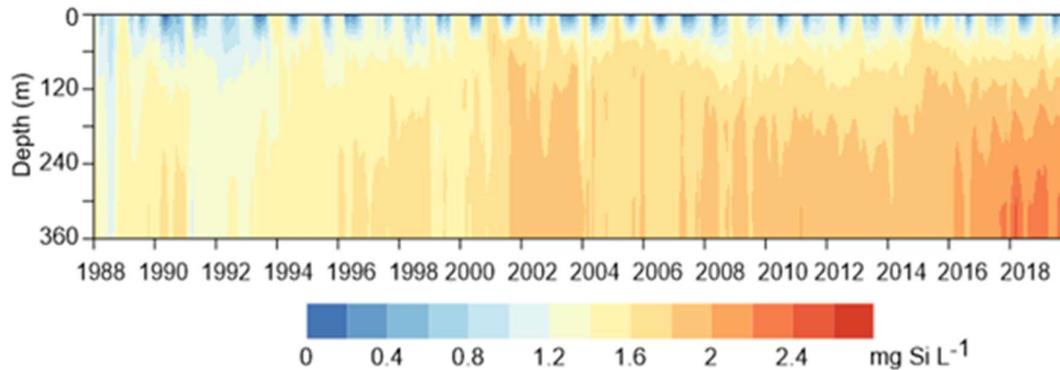


Fig. 11.6 Concentrazioni di silice reattiva misurate mensilmente nel Lago Maggiore alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

11.2 Carichi esterni vs processi interni nelle dinamiche temporali dei nutrienti

I dati finora mostrati evidenziano come processi interni al lago, in particolare le variazioni nell'idrodinamica dovute al riscaldamento climatico, stiano influenzando le dinamiche temporali e la distribuzione lungo la colonna d'acqua dei nutrienti nel Lago Maggiore. Per verificare quanto gli apporti dal bacino siano ancora rilevanti nei trend dei nutrienti a lago, si sono considerati i carichi di P e N veicolati dai tributari focalizzandosi, nel caso dell'azoto, sul ruolo delle deposizioni atmosferiche.

I composti dell'azoto e nello specifico i nitrati, che rappresentano la forma di azoto prevalente nelle acque del Lago Maggiore, mostrano dal 2010 una tendenza alla diminuzione delle concentrazioni, dopo un periodo di regolare e costante aumento (Fig. 11.7). In particolare, i valori di nitrato sono passati da 0,80-0,90 mg N L⁻¹ nella prima metà degli anni 2000 agli attuali 0,70-0,75 mg N L⁻¹ e l'N totale da valori prossimi a 1,0 mg N L⁻¹ a 0,80-0,85 mg N L⁻¹. A differenza di quanto osservato per P e Si, l'N mostra trend analoghi nelle acque superficiali e profonde: in entrambi i casi le concentrazioni sono infatti diminuite dal 2010 in modo significativo (-1,7 µg N L⁻¹ a⁻¹ per l'N nitrico e -0,003 mg N L⁻¹ a⁻¹ per l'N totale). La Fig. 11.8, ottenuta con i dati delle 12 profondità campionate, evidenzia chiaramente un periodo di concentrazioni più elevate, lungo tutta la colonna d'acqua, tra il 2004 e il 2010, seguito da un periodo con concentrazioni in diminuzione sia nelle acque superficiali che in quelle profonde. I dati nei diversi momenti stagionali hanno evidenziato in particolare una tendenza a minimi estivi sempre più accentuati di nitrati nei mesi estivi (vedi Capitolo 3), che potrebbero essere messi in relazione a variazioni nella composizione e nelle dinamiche stagionali dei popolamenti fitoplanctonici (Rogora et al., 2021a).

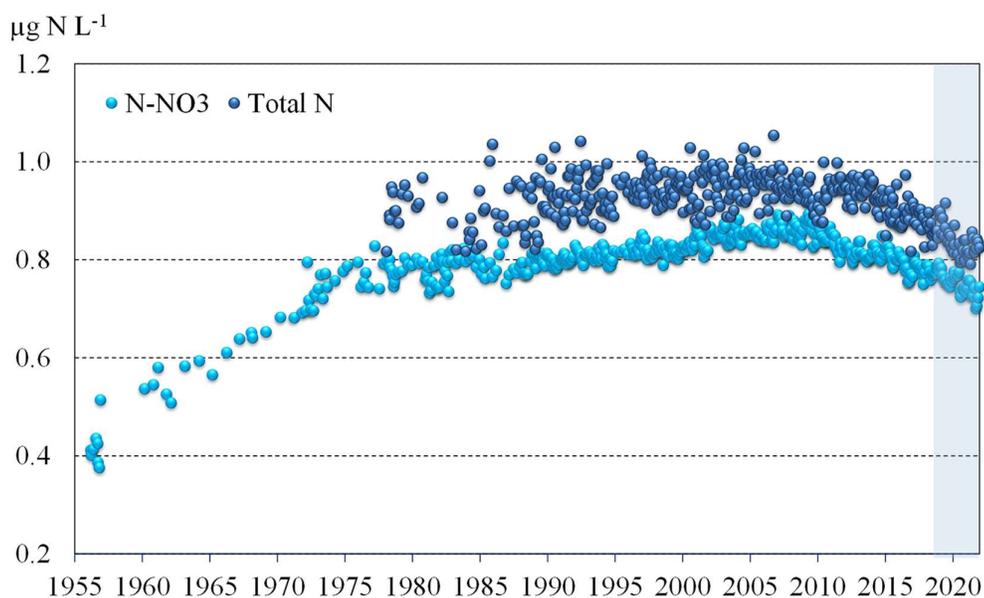


Fig. 11.7 Andamento delle concentrazioni mensili di nitrati e azoto totale nelle acque del Lago Maggiore dal 1956 al 2021. Valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo (0-360 m).

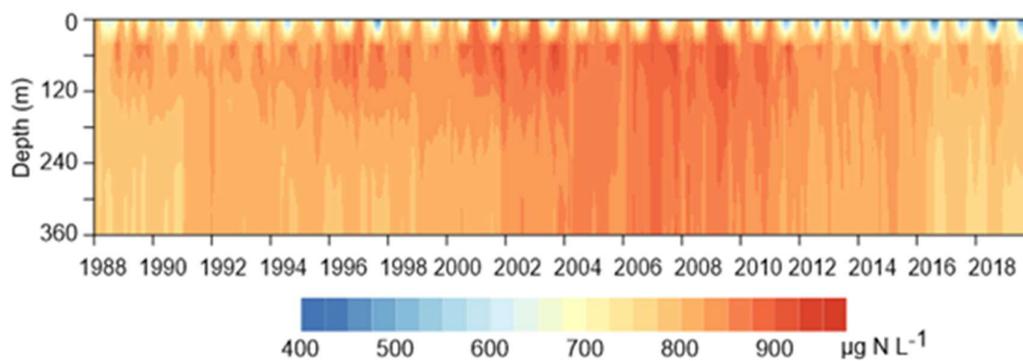


Fig. 11.8 Concentrazioni di nitrati misurate mensilmente nel Lago Maggiore alle diverse profondità (da 0 a 360 m).

La dinamica a lungo termine dell'N osservata nel Lago Maggiore è stata determinata da quella delle deposizioni atmosferiche, che rappresentano il principale veicolo di N alle acque (Rogora et al., 2016). In particolare, la diminuzione recente è una conseguenza della riduzione degli apporti atmosferici di N che si è verificata nell'areale del Lago Maggiore dal 2005 circa, come evidenziato dai dati a lungo termine della stazione di monitoraggio di Pallanza (Fig. 11.9) e che a sua volta deriva dalle minori emissioni in atmosfera di ossidi di N conseguente alle politiche nazionali ed internazionali per l'abbattimento delle emissioni di inquinanti (Romano et al., 2014).

Negli apporti atmosferici di N è visibile un minimo accentuato per la forma nitrica nel 2020, quando il valore di deposizione ($4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) è stato il più basso della serie storica (Fig. 11.9). Questa diminuzione è stata attribuita agli effetti del lockdown: come descritto in un recente lavoro, la chimica delle deposizioni atmosferiche nel bacino del Lago Maggiore e le acque superficiali di alcuni siti sensibili (es. laghi d'alta quota) è stata

influenzata in modo evidente dalla riduzione nelle emissioni atmosferiche di ossidi di azoto (NO_x) che si è verificata nel periodo del lockdown a causa delle limitazioni agli spostamenti (Rogora et al., 2022). Gli NO_x hanno infatti tra le principali fonti di emissione il traffico veicolare. La diminuzione delle emissioni di NO_x in atmosfera, in particolare nella Pianura Padana, è stata documentata da numerosi lavori basati sui dati delle centraline di rilevamento degli inquinanti atmosferici o su dati satellitari (Deserti et al., 2020; Ciarelli et al., 2021). Per l'N ammoniacale, il valore del 2020 è stato tra i più bassi della serie storica ma non ha rappresentato un minimo assoluto come nel caso del nitrato: questo perché le emissioni di NH_3 e conseguentemente le deposizioni di NH_4 dipendono prevalentemente dalle attività agricole e zootecniche, che non hanno subito riduzioni significative durante il lockdown (Lovarelli et al., 2020).

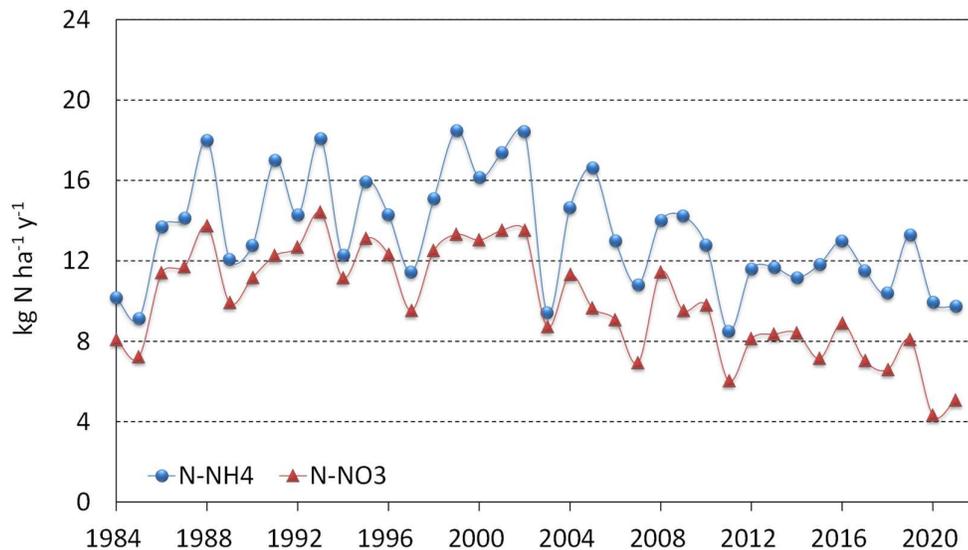


Fig. 11.9 Andamento delle deposizioni medie annue di N nitrico e ammoniacale nella stazione di monitoraggio della chimica delle deposizioni atmosferiche di Pallanza nel periodo 1984-2021.

La diminuzione dei carichi atmosferici di N ha comportato innanzitutto una riduzione delle concentrazioni di nitrati nelle acque immissarie, come evidenziato dai trend nei principali tributari del Lago Maggiore (Fig. 11.10). Conseguentemente si è verificata una diminuzione degli apporti complessivi di N a lago dalla metà degli anni 2000: da valori compresi tra 9000 e 12000 t N a⁻¹ si è passati a 7000-9000 t N a⁻¹, con un valore medio per il triennio 2019-2021 di 8000 t N a⁻¹ (Fig. 11.11b). I dati dei carichi di N evidenziano un'elevata variabilità interannuale dovuta a quella meteo-idrologica: essendo le deposizioni il veicolo principale di N, si osserva una correlazione significativa tra afflussi meteorici complessivi sul bacino e apporti di N a lago ($R^2=0.62$; Rogora et al., 2021a), con i carichi maggiori (oltre 12000 t N a⁻¹) negli anni con precipitazioni superiori alla media (es. 1993, 2000, 2002).

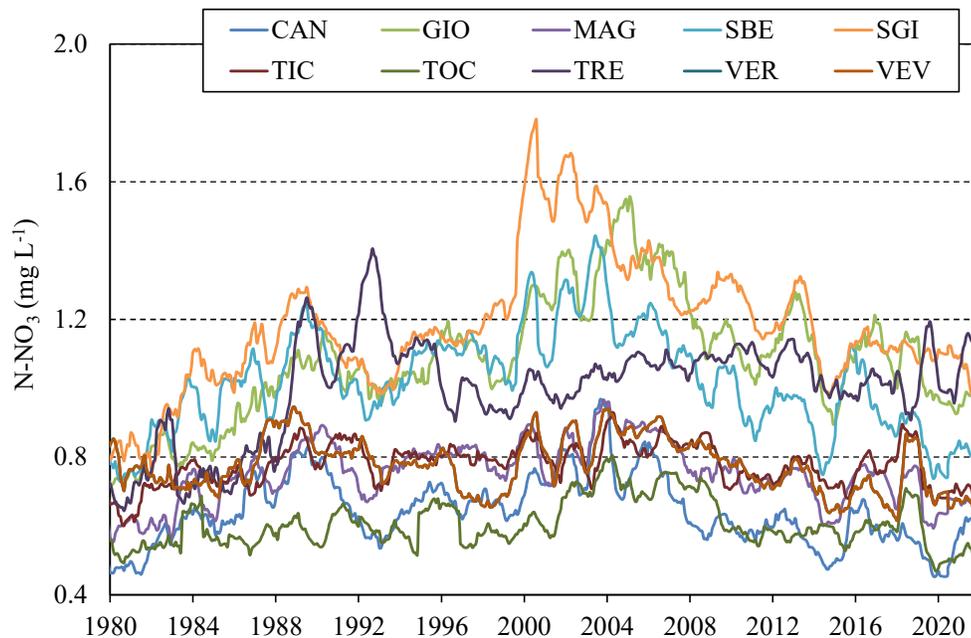


Fig. 11.10 Concentrazioni mensili di nitrati nei principali tributari del Lago Maggiore nel periodo 1980-2021. Medie mobili di ordine 12.

I carichi di P mostrano nel tempo un andamento più regolare e una minor variabilità interannuale: è evidente la progressiva diminuzione dei valori, da oltre 400 t P a⁻¹ ad inizio anni '80 ai recenti valori prevalentemente al di sotto delle 200 t P a⁻¹ (190 t P a⁻¹ come valore medio del triennio 2019-2021) (Fig. 11.11a). Mentre nel caso dell'N è evidente una correlazione tra gli apporti dal bacino e l'evoluzione delle concentrazioni nelle acque lacustri, per il P le concentrazioni a lago appaiono ormai regolate da fattori interni, in particolare dall'idrodinamica lacustre, a sua volta condizionata dagli effetti del cambiamento climatico e dai suoi effetti su stratificazione e mescolamento delle acque. La fig. 11.12 mostra l'andamento delle concentrazioni medie nelle acque immissarie e di quelle medie a lago: si osserva un disaccoppiamento tra i due trend a partire dal 2008-2020, con le concentrazioni in ingresso che si mantengono pressoché costanti mentre quelle al lago presentano una tendenza all'incremento, come descritto nel paragrafo 3.1.4, a causa dell'accumulo di P in ipolimnio (Figg. 11.3 e 11.4). Da un'analisi della relazione tra carichi in ingresso e concentrazioni a lago emerge una correlazione significativa per il periodo 1980-2000 ($R^2=0.79$), mentre non si ha più alcuna correlazione con i dati del periodo successivo (Rogora et al., 2021a). Si può quindi concludere che, nel caso del P, i carichi esterni non siano più il principale fattore di variazione dei livelli di P a lago e più in generale dello stato trofico. I cambiamenti climatici, modificando l'idrodinamica lacustre, sono attualmente il fattore che regola le dinamiche temporali dei nutrienti.

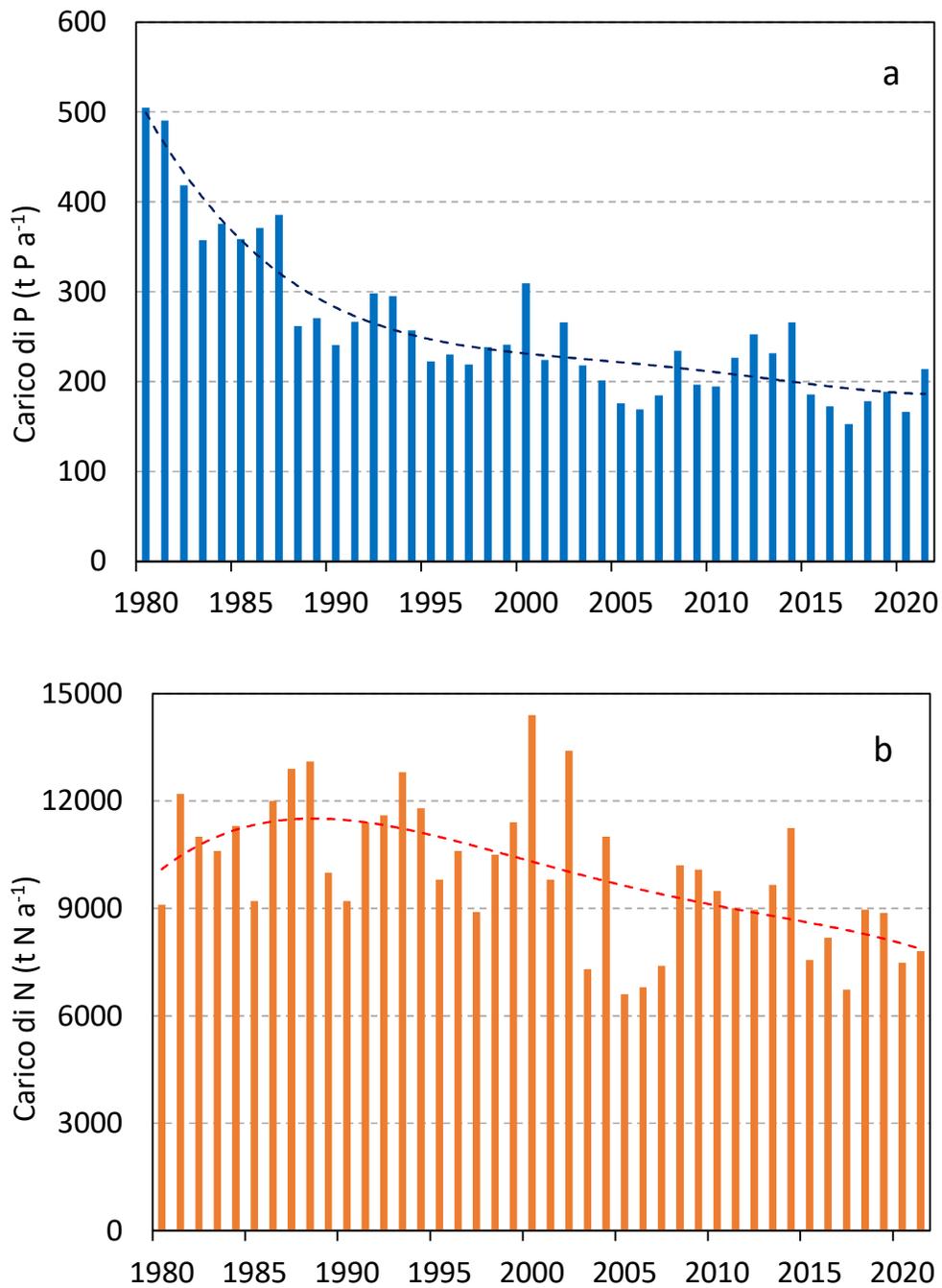


Fig. 11.11 Carichi annui di P (a) e N totale (b) al Lago Maggiore dal 1980 al 2021 calcolati dai dati mensili dei tributari. Per le modalità di calcolo dei carichi si veda il paragrafo 3.2.3.

Un ruolo fondamentale nelle variazioni dei nutrienti è svolto anche dalle dinamiche temporali e dalla composizione delle popolazioni fitoplanctoniche, come discusso nel Capitolo 4. In particolare, considerata l'importanza delle diatomee in termini di biovolume complessivo, la composizione in specie di questo gruppo e le sue variazioni

recenti possono avere un ruolo, non solo nelle dinamiche dei silicati, ma anche in quelle dei composti dell'azoto (Rogora et al., 2021a).

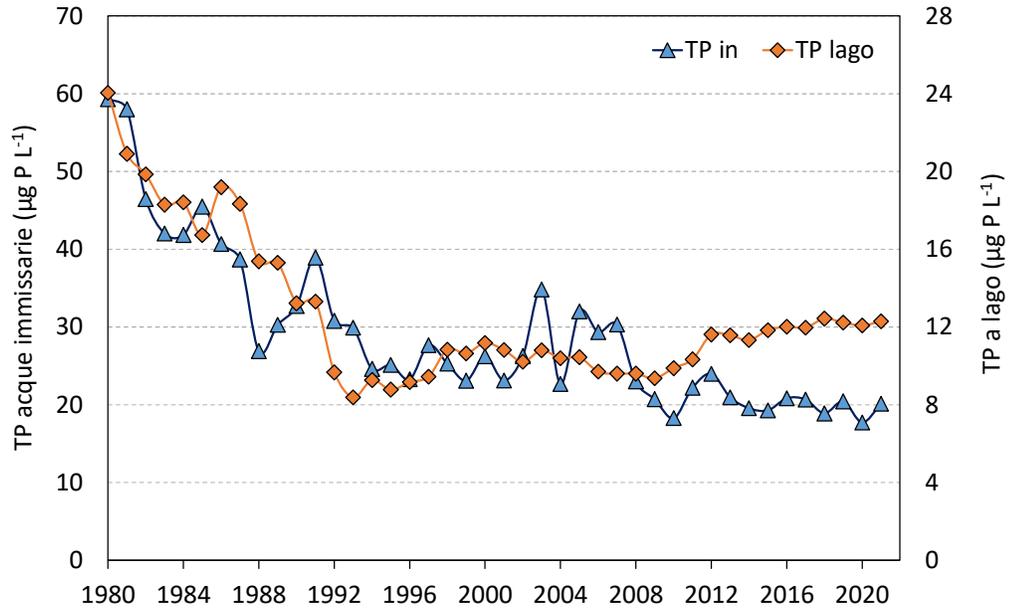


Fig. 11.12 Andamento delle concentrazioni medie annue di P totale nelle acque immissarie e nel lago nel periodo 1980-2021.

11.3 Qualità delle acque immissarie

Pur essendo i carichi esterni di P pressoché stabili e compatibili con il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque, alcuni tributari continuano a presentare un basso livello qualitativo, soprattutto per quanto concerne i livelli di P. I dati dell'ultimo triennio hanno confermato le marcate differenze tra i tre areali che formano il bacino del Lago Maggiore, ovvero quello lombardo, piemontese e ticinese, in termini di qualità delle acque immissarie (vedi paragrafo 3.2.2).

Confrontando i dati più recenti (2019-2021) con quelli del triennio precedente (2016-2018) in termini di contributi areali (Fig. 11.13), si può osservare un peggioramento per alcuni tributari, in particolare Bardello e Vevera. Un aumento dei contributi si è verificato anche per i corsi d'acqua caratterizzati da uno stato qualitativo buono o ottimo (Cannobino, San Bernardino, San Giovanni, Ticino Immissario, Verzasca, Maggia), per i quali i valori si mantengono comunque molto bassi (al di sotto di $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Fig. 11.13a). In questo aumento potrebbero aver giocato un ruolo alcuni eventi meteorologici intensi che hanno caratterizzato l'ultimo triennio, tra cui quello dell'ottobre 2020, che hanno comportato per questi tributari un aumento temporaneo del carico di P (Rogora et al., 2021b). Per quanto riguarda l'azoto, non si osservano invece differenze tra i due trienni, se non un leggero aumento per il Bardello, a conferma della stabilità degli contributi areali a livello di valori medi (Fig. 11.13b). Per quanto riguarda il Bardello, sarà importante continuare a monitorare i livelli di P e di N nelle acque, in relazione al funzionamento dell'impianto di prelievo ipolimnico nel Lago di Varese ma più in generale alle diverse forme di impatto antropico presenti lungo questo corso d'acqua.

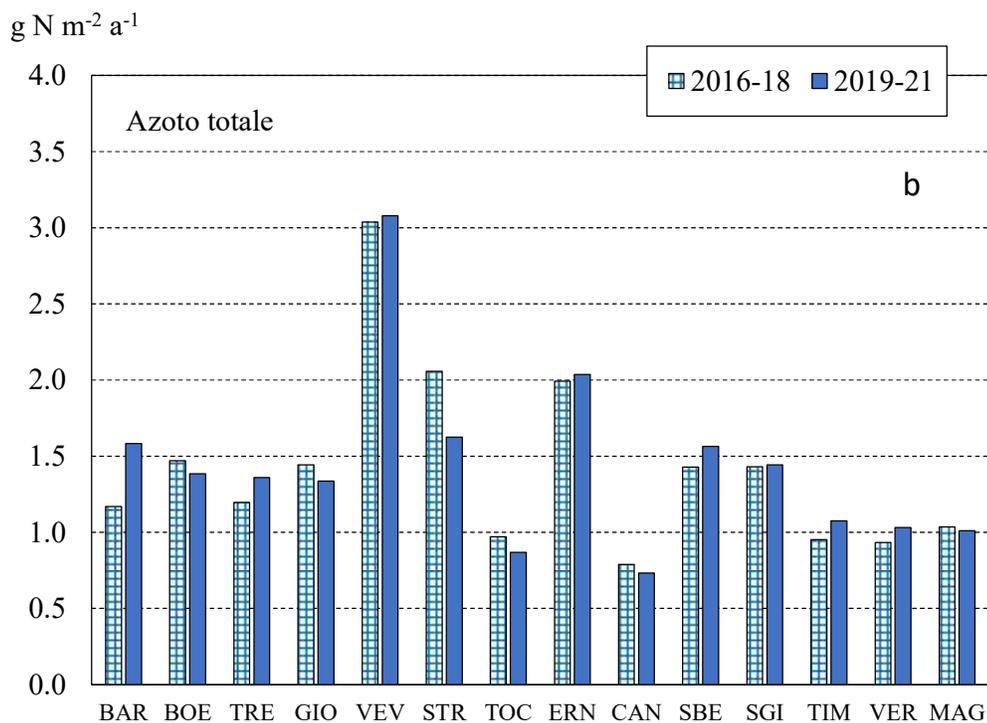
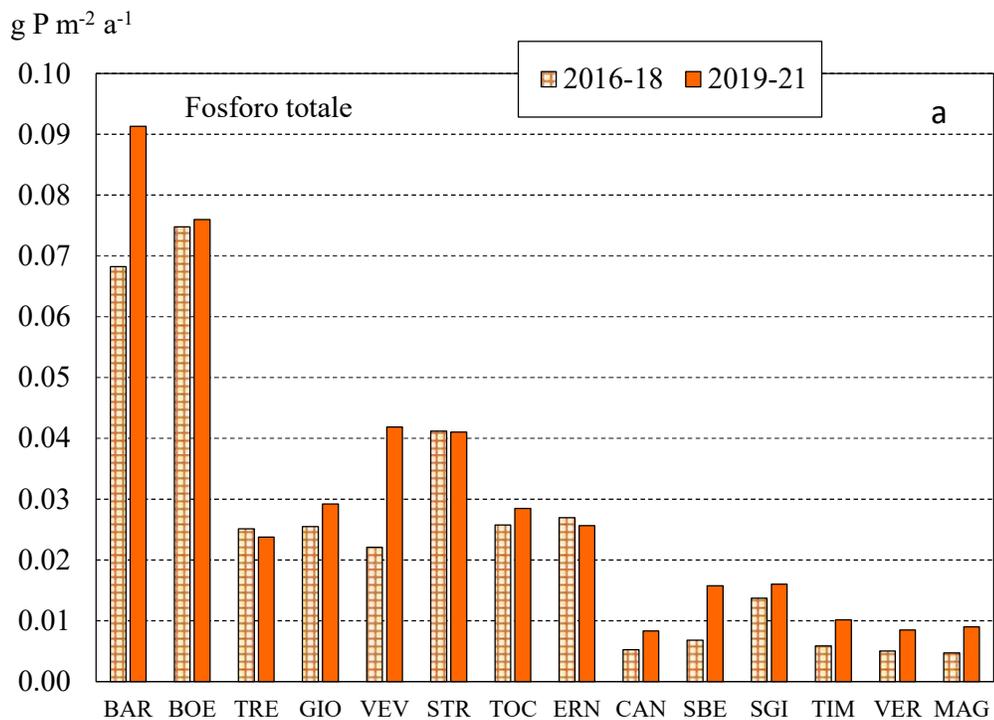


Fig. 11.13 Contributi medi areali di P e N totali nel triennio 2019-2021 a confronto con il triennio precedente (2016-2018) per i diversi tributari del Lago Maggiore.

11.4 Considerazioni conclusive e prospettive future

L'evoluzione a lungo termine dei nutrienti algali nel Lago Maggiore, come valori medi alla circolazione, è riassunta in Fig. 11.14: il triennio 2019-2021 ha visto un ulteriore incremento delle concentrazioni di silice e una diminuzione dell'azoto, mentre i valori del P sembrano essersi stabilizzati. I dati nel complesso evidenziano come il lago sia in una situazione di equilibrio instabile dal punto di vista dello stato trofico e delle relazioni tra i nutrienti: pur avendo raggiunto e mantenuto condizioni di oligotrofia fino al 2010 circa (Fig. 11.14), recentemente le concentrazioni di P hanno mostrato una lieve tendenza all'aumento, imputabile all'accumulo di questo elemento negli strati profondi. Stessa tendenza mostrano le concentrazioni di silice, mentre l'azoto, in particolare la forma nitrica, presenta un trend negativo a tutte le profondità, marcatamente nelle acque superficiali in estate.

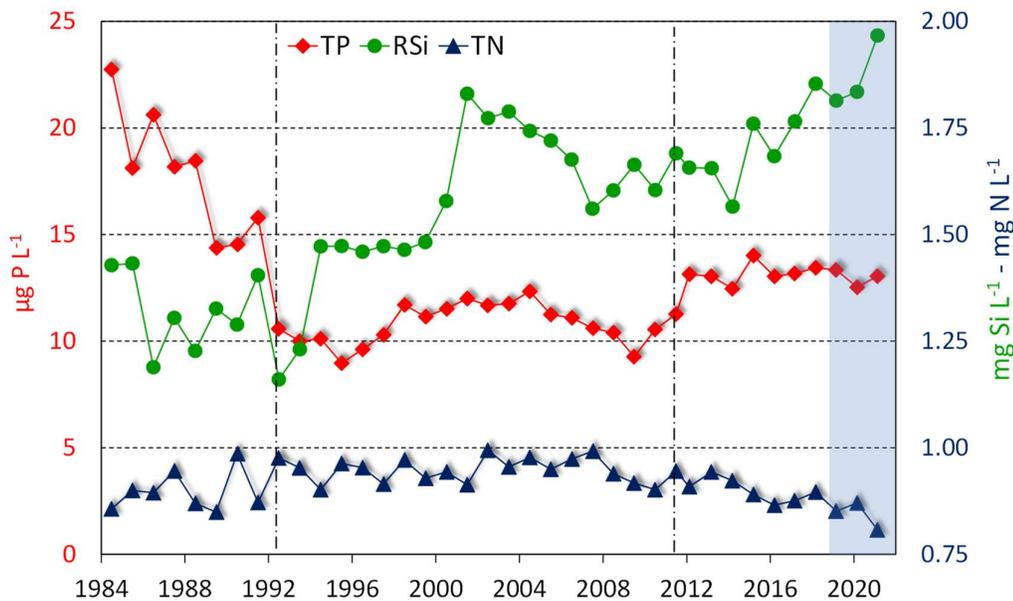


Fig. 11.14 Valori medi alla circolazione delle concentrazioni di P totale, N totale e silicati nelle acque del Lago Maggiore nel periodo 1984-2021.

Le tendenze osservate sono imputabili sia a processi interni, in primis il sempre più limitato mescolamento delle acque dovuto agli effetti del cambiamento climatico, sia a fattori esterni come gli apporti dal bacino. Questi ultimi svolgono un ruolo importante nelle dinamiche dei composti dell'azoto, per i quali le deposizioni atmosferiche sul bacino rappresentano il veicolo principale, mentre nel caso del fosforo i carichi esterni sono sempre meno determinanti per lo stato trofico. L'accumulo dei nutrienti nelle acque ipolimniche si verifica in contemporanea ad un mancato rifornimento agli strati superficiali, con possibili effetti sulla produttività e sulle dinamiche dei popolamenti fitoplanctonici. Questa situazione, insieme al costante e progressivo declino dell'ossigeno nelle acque profonde, rappresenta uno degli effetti più rilevanti del riscaldamento climatico sui laghi profondi (North et al., 2014; Schwefel et al., 2016; Rogora et al., 2018; Salmaso et al., 2020; Lepori & Capelli, 2021). I fattori climatici inoltre possono agire sui valori assoluti e sui rapporti tra i nutrienti anche attraverso gli episodi a breve termine come le piogge brevi e intense (Morabito et al., 2018).

I dati del triennio 2019-2021 sono stati inevitabilmente influenzati dalle condizioni determinate dalla pandemia COVID-19: nonostante le limitazioni imposte dal lockdown, è stato possibile mantenere attivo il monitoraggio delle acque lacustri e immissarie. I dati raccolti hanno dimostrato alcune evidenze di effetti sulla chimica delle acque, tra cui una temporanea diminuzione delle concentrazioni di nutrienti in alcuni tributari a causa della riduzione nelle attività produttive (Rogora et al., 2021b). Effetti sono stati osservati anche nei tributari di qualità elevata e parzialmente nelle acque lacustri, sotto forma di una diminuzione dei valori di azoto nitrico, a causa dei minori apporti di azoto atmosferico conseguenti al lockdown e alle limitazioni al traffico veicolare (Rogora et al., 2022). E' da sottolineare come questi bassi valori di nitrati nelle acque siano stati riscontrati in una situazione di generale tendenza alla diminuzione, in atto da circa un decennio, e attribuibile al calo degli apporti atmosferici di N nell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2016).

Le variazioni spaziali e temporali dei nutrienti a lago saranno sempre più dipendenti dai fattori meteo-climatici nell'immediato futuro. I nutrienti regolano processi fondamentali nei laghi e sono tra i parametri più comunemente utilizzati per la valutazione dello stato qualitativo delle acque. Per questi motivi, monitorarne l'evoluzione temporale, con una frequenza spaziale e temporale sufficientemente elevata, è fondamentale per comprendere il funzionamento degli ecosistemi lacustri, oltre a pianificarne correttamente la gestione.

Nel monitoraggio dei laghi si sta sempre più affermando l'impiego di alcune tecnologie innovative che, accanto al monitoraggio tradizionale basato sulla raccolta di dati discreti, possono consentire di estendere la scala spaziale e temporale delle indagini: tra queste, l'utilizzo di dati satellitari, la raccolta di osservazioni fornite dai cittadini mediante un approccio di citizen science, e l'utilizzo di sensori in situ per la raccolta di dati limnologici ad alta frequenza. Queste metodologie sono attualmente in corso di applicazione sui laghi insubrici Maggiore, Como e Lugano nell'ambito del progetto INTERREG Italia- Svizzera SIMILE ("Sistema Informativo per il Monitoraggio Integrato dei Laghi insubrici e dei loro Ecosistemi") (Brovelli et al., 2020).

Il monitoraggio ad alta frequenza si è diffuso negli ultimi anni come tecnica integrativa per il monitoraggio dei laghi mediante l'utilizzo di sensori montati su boe e/o piattaforme (Marce' et al., 2016; Meinson et al., 2016). Nel Lago Maggiore la boa posizionata nel bacino di Pallanza nell'ambito del progetto SIMILE raccoglie dati ad alta frequenza di temperatura dell'acqua, pH, conducibilità, torbidità e ossigeno disciolto (a due diverse profondità) e dei principali pigmenti algali (clorofilla, ficocianina, ficoeritrina) mediante sensori fluorimetrici (Tiberti et al., 2021). Grazie alla disponibilità di dati dalle campagne CIPAS nella stazione di Pallanza, in prossimità della boa, e da altre misure eseguite periodicamente nell'ambito del progetto, è stato possibile validare i dati ad alta frequenza raccolti nei primi due anni di funzionamento della boa (2020-2021). I dati da sensore hanno confermato un buon grado di affidabilità e accuratezza, anche se la strumentazione necessita di regolari interventi di pulizia e manutenzione. I dati ad alta frequenza si sono rivelati utili per descrivere le dinamiche a breve termine dei parametri di base, che risultano fortemente influenzati dagli eventi meteorologici, e dei pigmenti fotosintetici: in particolare è stato possibile seguire in dettaglio le dinamiche della clorofilla, un proxy della produzione primaria, nel corso dell'anno. Si prevede di integrare la strumentazione esistente con ulteriori sensori e di proseguire nella validazione dei dati ad alta frequenza mediante confronto con le misure provenienti dalle campagne CIPAS.

Bibliografia

Brovelli M.A. M. Cannata, M. Rogora. 2020. SIMILE, a geospatial enabler of the monitoring of Sustainable Development Goal 6 (Ensure availability and sustainability of water for all). *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume XLII-4/W20

Ciarelli G., Jiang J., El Haddad I., Bigi A., Aksoyoglu S., Prévôt. Marinoni A., Shen J., Yan C., Bianchi F. 2021. Modeling the effect of reduced traffic due to COVID-19 measures on air quality using a chemical transport model: impacts on the Po Valley and the Swiss Plateau regions. *Environ. Sci.: Atmos.* 1:228-240.

Deserti M., Raffaelli K., Ramponi L., Carbonara C., Agostini C., Amorati R., Arvani. B., Giovannini G., Maccaferri S., Poluzzi V., Stortini M., Trentini A., Tugnoli S., Vasconi M. 2020. Report 2 Covid-19. Studio preliminare degli effetti delle misure Covid-19 sulle emissioni in atmosfera e sulla qualità dell'aria nel bacino Padano. https://www.lifeprepare.eu/wp-content/uploads/2020/09/Sintesi_rapporto_2_QA_Lockdown_Aug2020_no_rev.pdf

Fenocchi, A., M. Rogora, S. Sibilla, M. Ciampittiello, C. Dresti. 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Climate Dynamics*. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4094-6>

Fenocchi, A., M. Rogora, 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.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1963>

Jane, S.F., Hansen, G.J.A., Kraemer, et al. 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. 2021. *Nature* 594: 66–70.

Kraemer, B.M., Pilla, R., Woolway, et al. 2021. Climate change drives widespread shifts in lake thermal habitat. *Nature Climate Change* 11, 521–529.

Lepori, F., Capelli, C. 2021. Effects of phosphorus control on primary productivity and deep-water oxygenation: insights from Lake Lugano (Switzerland and Italy). *Hydrobiologia* 848, 613–629.

Lovarelli D., Conti C., Finzi A., Bacenetti J., Guarino M. 2020. Describing the trend of ammonia, particulate matter and nitrogen oxides: The role of livestock activities in northern Italy during Covid-19 quarantine. *Environ Res.* 191:110048. doi: 10.1016/j.envres.2020.110048.

Marcé R., George G., Buscarinu P., Deidda M., Dunalska J., de Eyto E., Flaim G., Grossart H., Istvanovics V., Lenhardt M., Moreno-Ostos E., Obrador B., Ostrovsky I., Pierson D.C., Potužák J., Poikane S., Rinke K., Rodríguez-Mozaz S., Staehr P.A., Šumberová K., Waajen G., Weyhenmeyer G.A., Weathers K.C., Zion M., Ibelings B.W.,

Jennings E. 2016. Automatic High Frequency Monitoring for Improved Lake and Reservoir Management. *Environ. Sci. Technol.* 50:10780-10794.

Meinson P., Idrizaj A., Nöges P., Nöges T., Laas A. 2016. Continuous and high-frequency measurements in limnology: history, applications, and future challenges. *Environ. Rev.* 24:1-11.

North, R. P., R. L. North, D. M. Livingstone, O. Köster and R. Kipfer. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global Change Biology* 20: 811–823.

O'Reilly C.M., S. Sharma, D.K. Gray, et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42, doi:10.1002/2015GL066235.

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).

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-svizzere (Ed.): 109-124.

Rogora, M., M. Austoni, R. Caroni, P. Giacomotti, L. Kamburska, A. Marchetto, R. Mosello, A. Orrù, G. Tartari, C. Dresti. 2021a. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic lake: the role of external loads versus climate change. *J. Limnol.* <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2051>

Rogora, M., P. Giacomotti, R. Mosello, A. Orrù, G.A. Tartari. 2021b. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e bilancio dei nutrienti a lago (azoto e fosforo). In: CNR Istituto di Ricerca sulle Acque. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019 – 2020. Campagna 2020. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 41-67.

Romano D., A. Bernetti, R.D. Córdor, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, F. Lena, A. Gagna, B. Gonella, M. Pantaleoni, E. Peschi, E. Taurino & M. Vitullo 2014. Italian Emission Inventory 1990-2012. Informative Inventory Report. Rome, Institute for Environmental Protection and Research: 157 pp.

Salmaso, N., A. Boscaini, C. Capelli, L. Cerasino. 2017. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia* 824: 177–195.

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>.

Schwefel, R., A. Gaudard, A. Wüest & D. Bouffard, 2016. Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modelling. *Water Resources Research* 52: 8811-8826.

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.

Tiberti, R., R. Caroni, M. Cannata, A. Lami, D. Manca, D. Strigaro, M. Rogora. 2021. Automated high frequency monitoring of Lake Maggiore through in situ sensors: system design, field test and data quality control. *J. Limnol.*, 80 (2): 2011.

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

Martina Austoni, Giulia Borgomaneiro, Ester M. Eckert, Lyudmila Kamburska, Aldo Marchetto

12.1 Struttura delle associazioni fitoplanctoniche

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

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

E' importante sottolineare che le possibili modificazioni a carico della biocenosi fitoplanctonica vanno analizzate nel quadro dell'evoluzione a lungo termine e che, quindi, le valutazioni che si possono trarre dalle dinamiche osservate nell'arco del triennio 2019-2021 devono considerarsi come la naturale prosecuzione di fenomeni già osservati negli anni precedenti: la storia evolutiva del Lago Maggiore, infatti, mostra che il sistema è caratterizzato da una certa resilienza, tale per cui è lecito attendersi che i cambiamenti delle comunità biotiche si sviluppino nel corso di più anni ed in modo graduale.

Questo vale, in generale, per i cambiamenti ambientali indotti da modificazioni delle caratteristiche chimiche del sistema, cui vanno a sovrapporsi gli effetti delle forzanti climatiche, che possono aiutare a spiegare eventuali differenze tra un anno e l'altro. Negli anni più recenti, le dinamiche del fitoplancton appaiono fortemente condizionate dalla variabilità meteo-climatica, che regola, in particolare, la fase primaverile della successione fitoplanctonica, essendo le diatomee molto sensibili alle dinamiche dei parametri fisici della colonna d'acqua, soprattutto intensità e profondità del mescolamento tardo invernale, a sua volta condizionato dalla temperatura atmosferica e dal regime dei venti. A questo proposito, anche nel triennio studiato è assente *Tabellaria flocculosa* specie in declino a partire dal 2012 forse anche per inverni piuttosto miti e ridotto mescolamento della colonna d'acqua. 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. Viceversa, altre specie sembra siano risultate avvantaggiate da questa situazione climatica, in particolare *Fragilaria crotonensis*, specie che colonizza probabilmente la nicchia metalimnetica, secondo la strategia descritta in Morabito et al. (2012) ed è risultata assolutamente dominante in tutte le primavere del triennio seppur con alternanza soprattutto nel 2020 e nel 2021. Infatti, è nel 2019 che si è verificata una costante e massiccia dominanza della diatomea *F. crotonensis* durante l'intero arco dell'anno ma diversamente dagli anni 2020 e 2021 dove è risultata una specie dominante solo in alcuni mesi dell'anno arrivando a contribuire fino all'87% della biomassa totale nel maggio 2021 con il picco di clorofilla di 13 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Anche *Asterionella formosa* è risultata tra le specie significative nel triennio studiato e come *F. crotonensis* è una specie che ben si adatta al calo dei nutrienti. Nell'arco del triennio 2019-2021 lo studio delle associazioni fitoplanctoniche del Lago Maggiore ha convalidato la stabilità dei parametri legati alla diversità del fitoplancton pur con alcuni scostamenti perché, se la tendenza degli ultimi anni ha visto l'aumento del numero complessivo di specie censite, l'ultimo triennio ha mostrato oscillazioni rispetto agli anni precedenti con 103 specie censite nel 2019 (valore diminuito rispetto all'anno precedente con 107) per aumentare a 114 specie nell'anno del lockdown e successivamente diminuire bruscamente nel 2021 con 103 specie ma in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche.

Nel 2021 il numero medio di specie per campione è risultato pari a 44 diminuendo di 3 unità rispetto all'anno precedente (47) e uguale al 2019, seppur inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità.

Il numero di specie significative, cioè di quelle risultate dominanti in almeno un campione nel corso dell'anno in quanto concorrenti a formare più dell'80% della biomassa complessiva, è stato di sole 32 specie nel 2021, mostrando una drastica riduzione rispetto sia al 2020 (45) e, in misura minore, al 2019 (34).

Se, infatti, da un lato si è verificato un ulteriore aumento del numero complessivo di specie censite nel particolare anno 2020, d'altra parte sia il numero medio di specie per campione, sia il numero di specie dominanti hanno mostrato delle leggere oscillazioni. Questi ultimi due indici sono certamente più rappresentativi della diversità biotica che non il numero complessivo delle specie ritrovate, nel quale entrano anche numerose specie rare, il cui peso, in termini di diversità, è spesso trascurabile soprattutto per ciò che concerne il gruppo delle cloroficee.

Il mese di febbraio coincide con il periodo di mescolamento delle acque del lago (vedi Capitolo 2) e ha coinciso con il valore minimo registrato di clorofilla e biomassa algale rispettivamente negli anni 2019 e 2021.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature del periodo invernale marcatamente superiori alla media (vedi Capitolo 2) iniziando con una significativa biomassa da febbraio 2019 con la simultanea presenza di *Aulacoseira granulata* e *Asterionella formosa*. Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di questa costante dominanza anche nel 2019 potrebbe essere dovuta al contributo delle precipitazioni come descritto nel Capitolo 1.

Si può dire che la dinamica stagionale e pluriennale delle diatomee ben si presta ad analizzare la risposta della biocenosi fitoplanctonica nel suo complesso: variazioni nella dominanza di alcune specie, così come il declino o l'accresciuta importanza di altre, sono elementi che consentono di delineare un quadro di sintesi dell'evoluzione recente dell'ecosistema e di focalizzare l'attenzione su alcuni potenziali fattori che controllano lo sviluppo del fitoplancton. Occorre tenere presente che le possibili modificazioni a carico della biocenosi fitoplanctonica vanno analizzate nel quadro dell'evoluzione a lungo termine e che, quindi, le valutazioni che si possono trarre dalle dinamiche osservate nell'arco del triennio 2019-2021 che contiene oltretutto l'anno del 2020, unico nel suo genere (vedi Capitolo 2) devono considerarsi all'interno della storia evolutiva del Lago Maggiore.

Infatti, il sistema è caratterizzato da una certa resilienza, tale per cui è lecito attendersi che i cambiamenti delle comunità biotiche si sviluppino nel corso di più anni ed in modo graduale.

Normalmente, la successione di diatomee nel Lago Maggiore ha il suo tipico decorso temporale che inizia di solito alla fine di febbraio con il picco tra la metà di marzo e il tardo aprile, anche se la stagione di crescita dura fino a giugno. Tuttavia, dal 1984, la comunità fitoplanctonica ha mostrato diverse variazioni, con slittamenti nel periodo vegetativo e diversificazioni sia qualitative che quantitative in specie con fluttuazioni, diminuzioni o aumenti. Nel 2019 la successione stagionale si è svolta con la dinamica “tipica”, con le diatomee costantemente dominanti in termini di biomassa durante l’arco dell’intero anno e responsabili dei picchi nei periodi marzo-aprile e giugno-luglio con la prima fase di sviluppo anticipata probabilmente a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli. La crescita dei cianobatteri ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate. Nel 2020, anno del lockdown, si è osservato un aumento del numero di taxa, del numero di specie per campione e del numero di specie significative e la successione stagionale 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. L’anno 2021 ha visto nel mese di gennaio, lo sviluppo delle oscillatoriali e in misura minore di *F. crotonensis* che ha avuto il suo massimo picco nel mese di maggio, con un fine aprile inizio maggio caratterizzato da precipitazioni al di sopra della media pluriennale. Per il triennio 2019-2021 i dati hanno confermato le classi di diatomee, cloroficee cianobatteri come quelle maggiormente rappresentate nel lago.

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 diatomee fino alla tarda estate nel 2019. Il fenomeno è stato ben documentato anche in altri laghi (Anneville et al., 2004; Znachor et al., 2008), dove, a seguito di forti eventi di precipitazione, si erano sviluppate abbondanti popolazioni di *F. crotonensis*, analogamente a quanto osservato sul Lago Maggiore.

La dominanza di *F. crotonensis* ha caratterizzato anche il triennio, sebbene con le fluttuazioni descritte nel presente capitolo: tra le possibili concause potrebbe esserci la ridotta profondità di mescolamento degli ultimi anni. Inoltre, il periodo tardo invernale del triennio è stato caratterizzato da temperature atmosferiche superiori alla norma.

Accanto al ruolo decisivo, assunto dai fattori meteorologici, nel controllare le dinamiche del fitoplancton nel periodo più recente, gli anni 2019-2021 hanno confermato anche altri cambiamenti già manifestatisi nel quinquennio precedente, ovvero la riduzione di alcune specie tipiche di ambienti oligotrofi e la tendenza all'aumento di altre, indicatrici di condizioni di mesotrofia. Tale fenomeno è evidente, soprattutto, tra i cianobatteri e le diatomee, che sono i gruppi più rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore. Tra le diatomee, per esempio, si sta verificando la presenza costante di *F. crotonensis* e il genere *Synedra* nel periodo estivo mentre la sostituzione di *Cyclotella* da parte di *Stephanodiscus*, che non è un segnale positivo in termini di qualità ecologica, si è attenuata. Peraltro, i dati fino ad ora disponibili non sono tali da indicare un evidente peggioramento dello stato trofico: anche i parametri che sintetizzano lo stato della comunità fitoplanctonica, ovvero clorofilla e biovolume totale medi annui, si mantengono su valori da lago oligotrofo.

Tra i cianobatteri, è da segnalare la diminuzione di *Aphanizomenon flos-aquae* ancora annoverata tra le specie significative nell'inverno 2019 seppur con biomasse trascurabile (circa il 3,5% sulla biomassa totale). Negli anni seguenti 2020 e 2021 *A. flos-aquae* non è stata più annoverata tra le specie significative mentre fu protagonista di estese fioriture nel passato recente.

La letteratura scientifica descrive *A. flos-aquae* come una specie tipica di ambienti eutrofi (Hörnström, 1981; Reynolds et al., 2002) e come particolarmente sensibile alla carenza di fosforo. Analogamente si è assistito alla diminuzione del cianobatterio *Dolichospermum lemmermanni* che fu responsabile di massicce fioriture cianobatteriche negli anni 2005-2007. Il complesso *Planktothrix rubescens/agardhii* endemico nel Lago Maggiore è risultato sempre tra le specie significative nel triennio studiato, seppur con oscillazioni e, nello specifico, se *P. rubescens* nell'anno del lockdown lo è stata in misura minore, tuttavia, si è presentata con importanza nei mesi di gennaio e febbraio 2021. Tra le oscillatoriali, il genere *Geitlerinema* non è più significativamente importante mentre lo è il genere *Pseudanabaena* che, con la specie *Pseudanabaena limnetica* ha acquisito significatività- La presenza del genere *Pseudanabaena* potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le alte temperature (Pearl, 1988). Probabilmente anche le preferenze trofiche di queste specie sono da tenere in considerazione: la letteratura scientifica descrive il genere *Pseudanabaena* come una specie tipica di ambienti eutrofi (Reynolds et al., 2002) e particolarmente sensibile alla carenza di fosforo, anche se uno studio comparato sul fitoplancton dei laghi profondi italiani ha leggermente corretto le precedenti indicazioni sulle preferenze trofiche di questo cianobatterio, associandolo più tipicamente ai bacini meso-eutrofi (Salmaso, 2002).

Risultano trascurabili le chroococcali di piccole dimensioni come si è potuto osservare da qualche anno anche per il loro apporto in termini di biomassa; tuttavia, nel 2021 hanno acquisito peso *Snowella lacustris* e *Cyanodictyon planctonicum*.

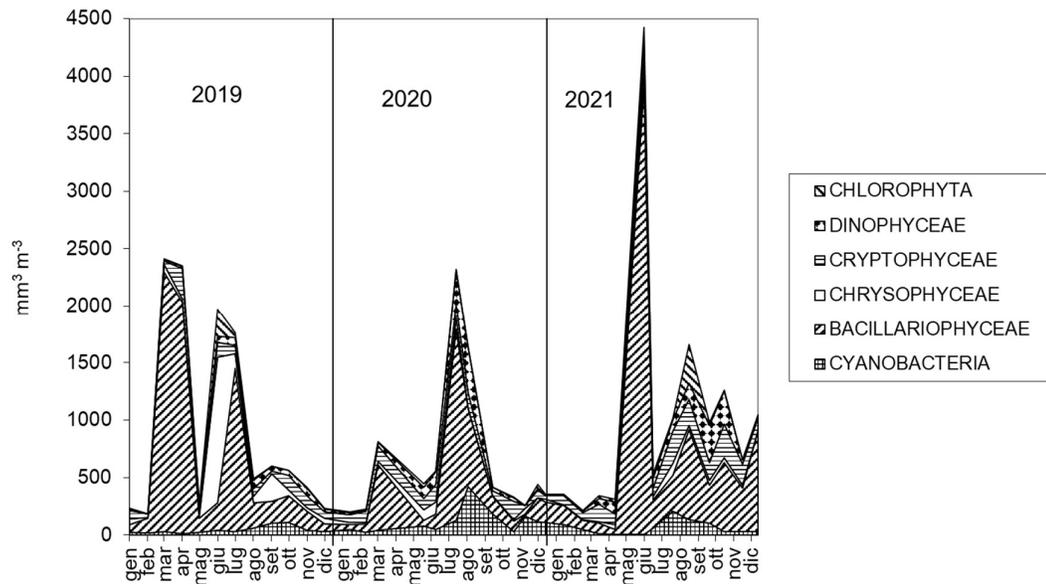


Fig. 12.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il triennio 2019-2021

I dati del triennio 2019-2021 confermano ulteriormente quanto osservato negli ultimi anni: presenza, tra le dominanti, di specie a carattere meso-eutrofo e riduzione di altre con esigenze oligotrofe.

I dati raccolti nel triennio 2019-2021 si sono scostati dal triennio precedente seppur non in modo evidente perché se il 2020 ha visto un biovolume totale inferiore alla media degli anni precedenti, occorre anche tenere presente che il lockdown non ha permesso di effettuare il campionamento di aprile il che potrebbe aver influito sulla media calcolata sull'intero anno studiato. Tuttavia, nel 2021 si evince un aumento sia del biovolume della comunità fitoplanctonica in contrasto con la tendenza degli ultimi anni pari a $1,05 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ e un aumento della concentrazione della clorofilla totale pari a $4,9 \mu\text{g L}^{-1}$. Si può confermare uno stato generale di fitoplancton che descrive un equilibrio precario tra oligo-mesotrofia già emerso nel triennio precedente.

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

In 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 contesto i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire: per questo motivo appare sempre più decisivo riuscire a comprendere come la variabilità climatica possa interagire con i fattori che sono responsabili dell'apporto di nutrienti agli organismi algali, sia che questi vengano dall'interno del lago, a seguito della variabilità idrodinamica, sia dall'esterno, in relazione ad eventi meteorologici che influenzano gli apporti per dilavamento dal bacino.

12.2 Metabarcoding

Per quanto riguarda il metabarcoding, ovvero la tipizzazione della comunità delle diatomee a livello di un gene, del fitoplancton, sono state sperimentate due tecniche differenti.

Nel 2020, 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 il sequenziamento Illumina Miseq del gene rRNA 18S ha prodotto molte sequenze, che sono state assegnate a taxa specifici utilizzando due database differenti. Con entrambi, tuttavia, non è stato quindi possibile identificare le alghe a un livello tassonomico utile.

Per ottenere una migliore identificazione, nel 2021 è stato usato un gene target diverso, in particolare il gene *rbcL*, adatto per lo studio dello stato ecologico delle acque dolci (Vasselon, 2017), e in particolare per la comunità delle diatomee, che rappresentano la classe dominante nel Lago Maggiore in termini di biovolume all'interno delle associazioni fitoplanctoniche. Inoltre per quanto riguarda le diatomee esiste una banca dati di sequenze genomiche ben curata e ricca di specie.

Il metabarcoding con il gene *rbcL* è stato eseguito sui campioni mensili dei 3 anni, dal 2019 al 2021 prelevati ed elaborati e dimostrano come la determinazione delle diatomee a livello di genere risulta coerente tra i due metodi (genomico e morfologico), confermando la loro affidabilità. Per quanto riguarda la determinazione a livello di specie, invece, entrambi i metodi hanno delle debolezze intrinseche. Utilizzando il metodo di

Utermohl e il microscopio invertito non è possibile evidenziare i dettagli microscopici necessari per la separazione di alcune specie. D'altronde, l'uso delle tecniche genomiche richiede la presenza di una base di dati genetici accurata e completa. In ogni caso per confrontare i risultati delle analisi tassonomiche effettuate con metodiche genomiche e morfologiche sugli stessi campioni, occorre ricordare che solo queste ultime permettono di esprimere correttamente le abbondanze relative, sia come numeri di cellule che come biovolume cellulare.

I due metodi di analisi tassonomica, morfologico e molecolare, si sono dimostrati comunque affidabili e complementari in merito delle diatomee, anche se alcune differenze tra la lista di specie ottenuta con il metodo morfologico e quello molecolare possono essere imputate all'assenza di alcune specie dai database di sequenze genetiche utilizzati per l'analisi bioinformatica. Si sottolinea quindi la necessità di investire risorse nel mantenimento e nell'aggiornamento dei database delle sequenze genetiche qualora si desiderasse utilizzare più largamente queste metodiche.

Bibliografia

- Anneville, O., S. Souissi, S. Gammeter & D. Straile. 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. *Freshwater Biology* 49: 98-115.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* 13: 249-361.
- Marchetto, A., A. Lami, S. Musazzi, J. Massaferrò, L. Langone & P. Guilizzoni. 2004. Lake Maggiore (N. Italy) trophic history: fossil diatom, plant pigments, and chironomids, and comparison with long-term limnological data. *Quaternary International*, 113: 97–110.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni. 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia*, DOI: 10.1007/s10750-012-1094-0.
- Pearl, H.W., 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (Ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press: 261-315.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- Salmaso, N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J. Limnol.*, 61(1):95-115.
- Znachor, P., E. Zapomelova, K. Rehakova, J. Nedoma, & K. Simek, K. 2008. The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir. *Aquatic Sciences*, 70: 77-86.
- Vasselon, V., F. Rimet, K. Tapolczai & A. Bouchez. 2017. Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France), *Ecological Indicators*, 82: 1-12.

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

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

13.1 Popolamento zooplanctonico

Durante l'ultimo triennio la media del popolamento totale zooplanctonico pelagico di rete è risultata leggermente superiore a quella osservata nel triennio 2013-2015 (41411 ind m⁻³ e 47502 ind m⁻³, rispettivamente; Fig. 5.1). I diaptomidi hanno dominato mediamente sul popolamento a copepodi, raggiungendo un valore medio annuo in linea con i valori registrati nel periodo indicato in figura 5.1., così come è stato osservato anche per i cladoceri. La media del triennio 2019-2021, invece, è risultata doppia rispetto a quella del triennio precedente e simile a quella del periodo 2013-2015.

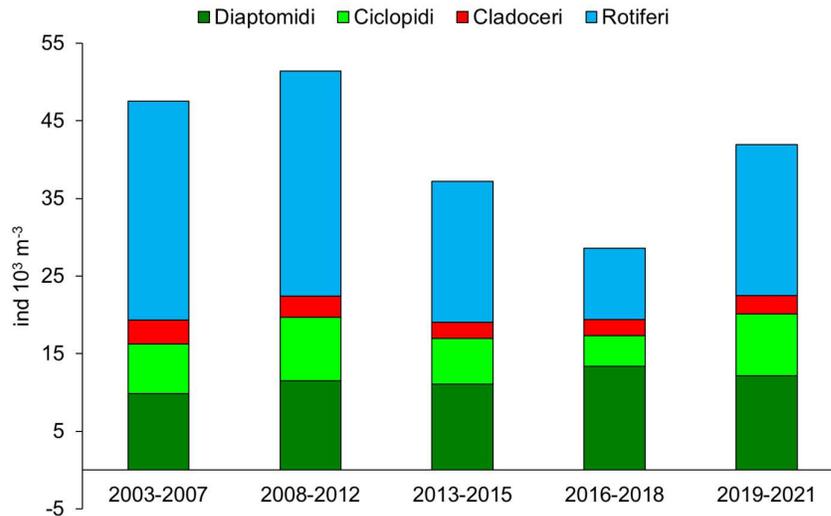


Fig. 5.1. Densità di popolazione dei diversi gruppi componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore nello strato 0-50m: confronto dei valori medi dei quinquenni 2003-2007 e 2008-2012 e dei trienni 2013-2015, 2016-2018 e 2019-2021.

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

Lo sviluppo stagionale della componente giovanile (naupli e copepoditi) dei diaptomidi è stata quella usuale con picchi di crescita del tutto confrontabili nel 2019 e 2020, mentre una netta crescita numerica ad aprile (38408 ind m⁻³) ha caratterizzato l'anno 2021 (Fig. 5.2).

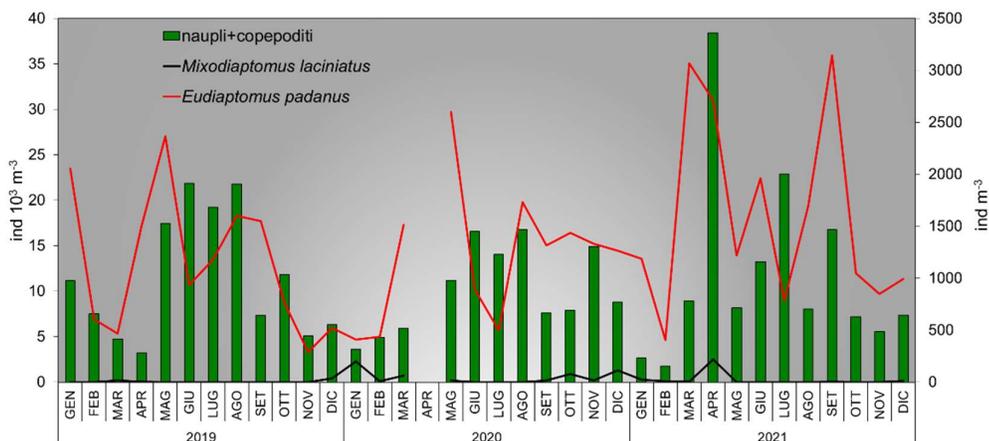


Fig. 5.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di diaptomidi e dei relativi stadi naupliari e a copepodite nel triennio 2019-2021 nel Lago Maggiore (i valori della linea rossa deve essere riferita all'asse di destra).

Anche nel caso dei ciclopidi sono state rinvenute le stesse specie identificate nel passato, ovvero *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leukarti* ed è stata osservata una maggiore e più costante presenza numerica del primo sul secondo (Fig. 5.3). Da rilevare il picco numerico di aprile 2021 con valori più che doppi, rispetto a quelli osservati negli altri due anni. Occorre sottolineare come non sia più possibile differenziare le due specie in base ad una loro preferenza di acque fredde/calde, così come sottolineato in passato (e.g. Gophen, 1976). Entrambe le specie mostrano infatti un'alternanza non dipendente dalle temperature medie della colonna d'acqua. D'altro canto l'analisi degli isotopi stabili conferma una marcata predilezione dei ciclopidi per le acque profonde (cfr. Bettinetti et al., 2022) con un segnale isotopico del carbonio sensibilmente differente in primavera e in estate da quello degli altri taxa a crostacei da noi analizzati (Piscia et al., 2019). Gli stadi giovanili, numericamente superiori rispetto agli adulti di un ordine di grandezza, sono stati mediamente più abbondanti nel corso del 2019 (9482 ind m⁻³), anche in conseguenza di due importanti fasi di crescita numerica a luglio e a ottobre, rispettivamente.

La dinamica del popolamento a cladoceri è risultata abbastanza variabile nel corso del triennio (Fig. 5.4A). Il picco massimo di densità nel 2019 è stato raggiunto a maggio (9821 ind m⁻³), mentre nel 2021 ad aprile (8217 ind m⁻³). Nel 2020, probabilmente anche a causa dell'interruzione del monitoraggio dovuta alle restrizioni imposte dalla diffusione del COVID-19, non è stato documentato il periodo di massima crescita numerica. Sia nel 2019 che nel 2021, la presenza numerica dei mesi della seconda fase dell'anno è stata considerevole (Fig. 5.4A e B). La somiglianza tra gli anni 2019 e 2021 risulta evidente quando si compari la struttura del popolamento, caratterizzata dalla prevalenza di *Eubosmina longispina* e *Daphnia longispina-galeata* gr., nella prima fase di crescita, e della dominanza di *Diaphanosoma brachyurum* nella seconda. Tra i predatori da notare la densità simile di *Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii* nel 2019 e 2021, mentre nel 2020 netta è stata la dominanza di *Leptodora* a luglio (42 ind m⁻³). Il mancato campionamento di aprile 2020 non consente di evidenziare un'eventuale tendenza all'anticipo della crescita di *Daphnia* ed *Eubosmina* che sembra occorrere nel 2021 e la mancanza del dato rende anche poco comparabile la densità media annuale dei diversi taxa.

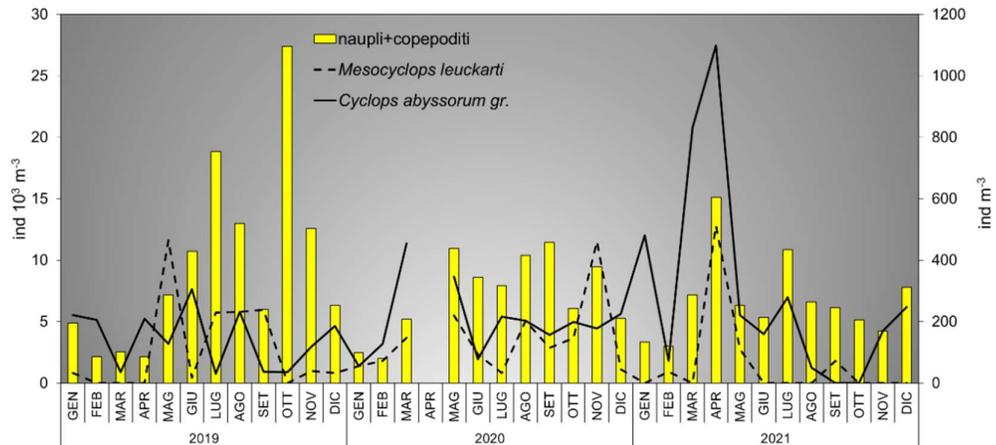


Fig. 5.3. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi e dei relativi stadi naupliari e a copepodite nel triennio 2016-2018 nel Lago Maggiore (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

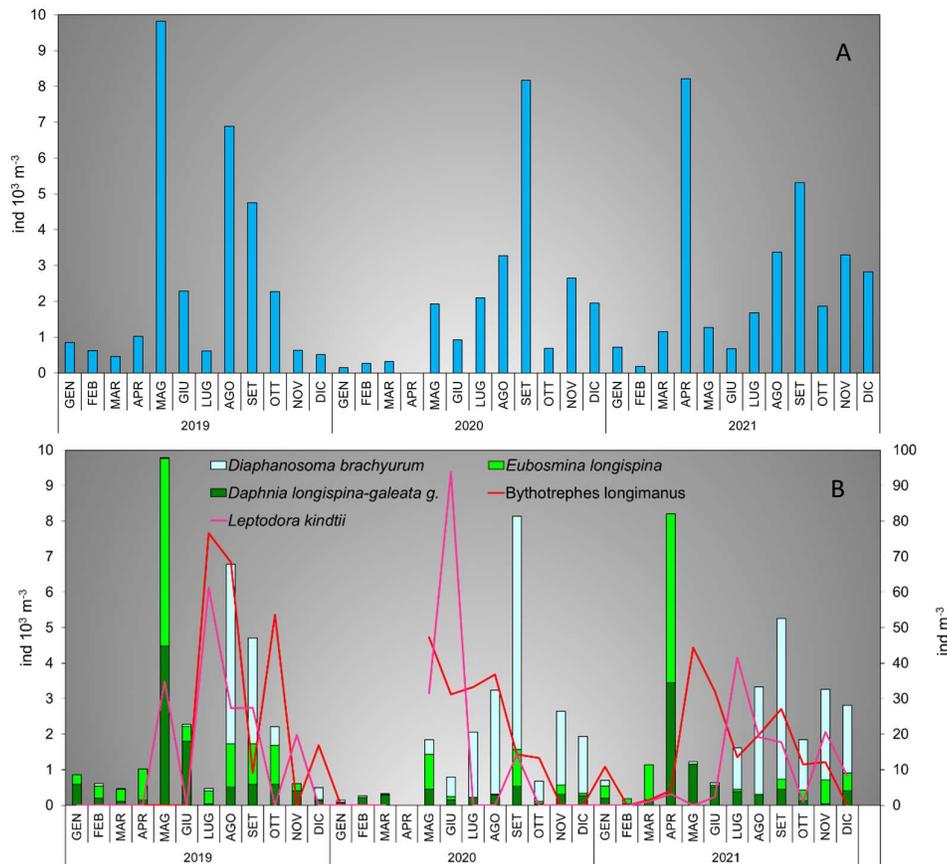


Fig. 5.4. Densità di popolazione totale (A) e delle singole specie (B) di cladoceri del Lago Maggiore nel triennio 2019-2021 (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

La mancanza del dato di aprile 2020 si ripercuote anche sulla dinamica di popolazione dei rotiferi, da sempre la componente numerica più variabile del popolamento zooplanctonico d'area (Fig. 5.5A e B). Comparabili risultano gli anni 2019 e 2021, seppur con qualche differenza. Entrambi gli anni si caratterizzano per valori di densità numerica molto contenuta nei mesi da agosto a febbraio. La crescita numerica di giugno 2021 è risultata conseguente ad un vero e proprio *bloom* di *Keratella* spp. Nello stesso mese, inoltre, è stato massimo il numero di taxa del popolamento a rotiferi rinvenuto nel corso dell'anno. La maggior parte di essi risultavano appartenere alla categoria funzionale dei microfagi (Obertegger & Manca, 2011). Tale risultato indica una notevole crescita algale, prevalentemente a carico di ultra e nanoplancton, componente fitoplanctonica di cui tali organismi si nutrono. L'anno 2019 si è distinto per lo sviluppo numerico di *Notholca acuminata-labis*, caratterizzata da dimensioni maggiori rispetto a *Keratella* ma accumulata per modalità di alimentazione.

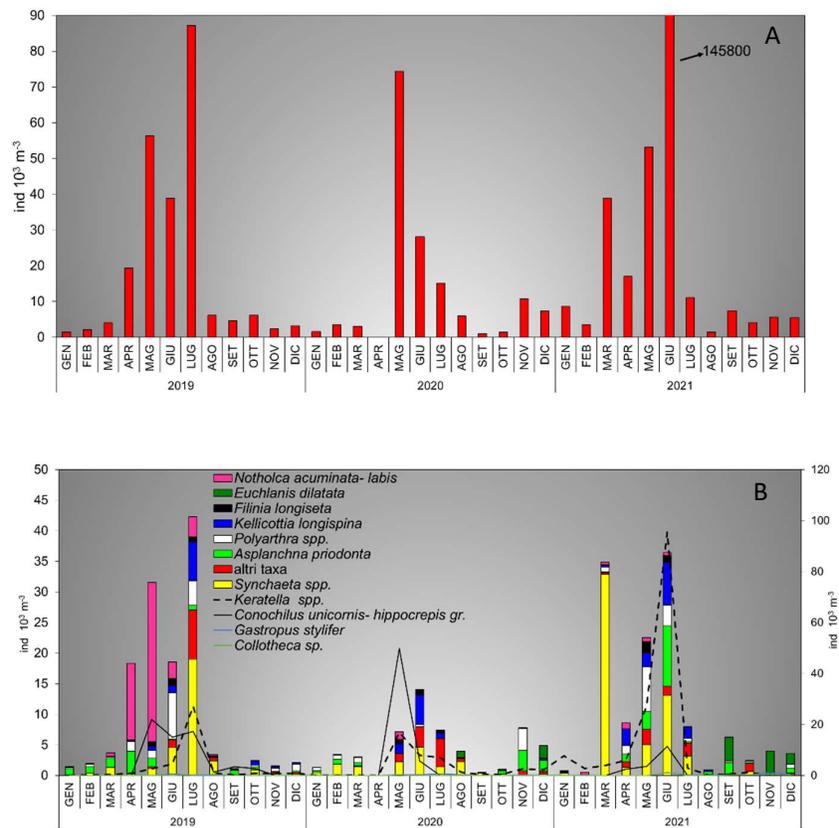


Fig. 5.5. Densità di popolazione totale dei rotiferi del Lago Maggiore (A) e delle principali specie (B) nel triennio 2019-2021 (i valori delle linee vanno riferite all'asse di destra).

13.2 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 conclusione di questo studio. 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 dati conclusivi relativi all'utilizzo del DNA metabarcoding per le analisi dei crostacei dello zooplancton del 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 con animali raccolti nel 2019 e nel 2020.

Per entrambi i marcatori, lo scopo del lavoro era quello di confrontare i dati del DNA barcoding ottenuti dal Lago Maggiore con tutte le informazioni sul DNA disponibili online per gli stessi taxa, in modo da valutare l'affidabilità dell'identificazione tassonomica attraverso i dati della sequenza del DNA. Per ottenere confronti quantitativi, abbiamo valutato le distanze genetiche all'interno e tra le specie, sia sui campioni del Lago Maggiore, sia includendo tutte le sequenze note per le stesse specie e per specie simili.

I due gruppi di crostacei presenti nello zooplancton pelagico sono i cladoceri e i copepodi. Per i cladoceri, nel lago sono presenti i complessi di specie *Daphnia galeata* G. O. Sars, 1864 e *Daphnia longispina* O. F. Müller, 1776, le cui popolazioni hanno dominato la comunità dei cladoceri negli ultimi anni (Visconti et al., 2008). Le altre specie di cladoceri presenti nel lago sono *Bythotrephes longimanus* (Leydig, 1860), *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848), *Eubosmina longispina* Leydig, 1860 e *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) (Manca et al., 2007a, 2007b).

Le specie di crostacei copepodi presenti nel plancton del Lago Maggiore identificate su base morfologica sono quattro, due ciclopidi, *Cyclops abissorum* Sars G.O., 1863 e *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), e due calanoidi, *Eudiaptomus padanus* (Burckhardt, 1900) e *Mixodiptomus laciniatus* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889) (Manca et al., 2008).

Con le sequenze, abbiamo costruito alberi filogenetici includendo tutti gli individui sequenziati dal Lago Maggiore. Inoltre, abbiamo anche scaricato da GenBank tutte le sequenze di COI disponibili per le stesse specie, oppure generi o famiglie quando non erano presenti sequenze di DNA delle stesse specie, in modo da controllare che non ci

fossoro problemi tassonomici. Tutte le sequenze per ciascun marcatore sono state allineate con MAFFT (Kuraku et al., 2013), utilizzando le impostazioni automatiche predefinite per COI e utilizzando il metodo iterativo denominato "Q-INS-I" (un metodo che tiene conto della struttura secondaria di RNA) per l'allineamento 18S. Per il set di dati COI, gli allineamenti sono stati anche controllati utilizzando il software MESQUITE (Maddison e Maddison, 2018) per l'assenza di codoni di arresto e per la corretta traduzione degli aminoacidi.

Dagli allineamenti, abbiamo calcolato le distanze genetiche non corrette all'interno e tra le specie per le sequenze dal Lago Maggiore, e anche in confronto con tutte le sequenze disponibili di GenBank. Data la diversa rappresentatività dei dati della sequenza del DNA per ciascuna specie e genere in GenBank per i diversi marcatori e taxa, i confronti sono stati condotti principalmente con le stesse specie o con specie strettamente correlate all'interno dello stesso genere per COI e con generi strettamente correlati all'interno della stessa famiglia per 18S. Per COI, le sequenze sono state anche raggruppate a livello di apotipo, al fine di ridurre i tempi per i calcoli delle matrici di distanze. Tutte le analisi sono state eseguite in R 3.6.0 (<https://cran.r-project.org/>) utilizzando i pacchetti ape 5.0 (<https://cran.r-project.org/web/packages/ape/index.html>) e haplotypes 1.1 (<https://cran.r-project.org/web/packages/haplotypes/index.html>).

Per una rappresentazione visiva delle distanze all'interno e tra specie e generi, abbiamo eseguito ricostruzioni filogenetiche usando un approccio di massima verosimiglianza (Maximum Likelihood, ML) con PHYML versione 3.0 (Guindon et al., 2010) con un modello evolutivo GTR + invgamma.

Per i risultati ambigui, vale a dire quando i dati sulla sequenza del DNA di una singola specie non si raggruppavano in un'unica entità monofiletica e/o quando le distanze genetiche erano superiori alla soglia prevista del 3% in COI e dell'1% in 18S per ogni specie (Tang et al., 2012), abbiamo eseguito ulteriori test di tassonomia quantitativa del DNA, vale a dire ABGD (Puillandre et al., 2012), per esplorare la possibilità dell'esistenza di complessi di taxa criptici.

Dai 96 individui di cladoceri che abbiamo isolato, sono state ottenute 74 sequenze COI e sei sequenze di 18S (una per ogni specie). Le sequenze di COI amplificate da individui del Lago Maggiore hanno restituito entità monofiletiche, corrispondenti alle specie morfologiche (Fig. 5.2.1). Le distanze genetiche non corrette nelle sequenze di COI all'interno delle specie erano di 0,7% per *Bythotrephes longimanus*, 1,2% per *Daphnia galeata*, 1,3% per *Diaphanosoma brachyurum*, 1,5% per *Eubosmina longispina* e *Leptodora kindtii*, mentre *Daphnia longispina* era presente con un solo individuo. Le distanze minime tra le specie più vicine variavano dal 13,7% al 21,2%.

Ulteriori 214 sequenze di COI per le stesse sei specie sono state scaricate da GenBank e aggiunte alle analisi, in modo da controllare la concordanza tassonomica con la diversità genetica già nota per le stesse specie, confrontandole anche con specie simili. Le distanze genetiche non corrette all'interno delle specie, dopo avere incluso sequenze di DNA da altre zone del mondo per le stesse specie, erano comprese tra l'1,5% e il 2,9% per cinque specie, confermandone l'identificazione tassonomica e confermando che queste specie sono entità evolutivamente indipendenti. Invece, per *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* e *Leptodora kindtii* le distanze entro specie risultavano comprese nell'intervallo tra il 14,8% e il 17% (Tabella 5.2.1). Queste tre specie hanno rivelato una potenziale presenza di specie criptiche includendo campioni da altre località oltre che il Lago Maggiore e ulteriori analisi di tassonomia molecolare sono state eseguite utilizzando l'approccio ABGD, fornendo supporto per l'esistenza di due o tre entità

tassonomiche indipendenti per *Diaphanosoma brachyurum*, da due a otto per *Leptodora kindtii* e tre per *Daphnia longispina*. Quindi, specie riportate nella letteratura con questo nome potrebbero non essere esattamente quello che si pensa, ma specie molto simili comunque evolutivamente separate. Le distanze genetiche minime in COI verso le specie più vicine disponibili in GenBank variavano dal 2,6% al 20,4% e in un solo caso il risultato è stato inferiore alla distanza massima all'interno delle specie (Tabella 5.2.1).

Tabella 5.2.1: Distanze genetiche massime non corrette in COI all'interno delle specie, comprese tutte le informazioni disponibili da GenBank, e distanza genetica minima non corretta rispetto alla specie più strettamente correlate.

gruppo	specie	distanza massima	specie più vicina	distanza minima alla specie più vicina
Cladocera	<i>Bythotrephes longimanus</i>	2,5%	<i>Daphnia dentifera</i>	19,3%
	<i>Daphnia galeata</i>	2,9%	<i>Daphnia longispina</i>	8,6%
	<i>Daphnia longispina</i>	14,8%	<i>Daphnia cucullata</i>	2,6%
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	17%	<i>Eubosmina longispina</i>	19,5%
	<i>Eubosmina longispina</i>	1,5%	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2,6%
	<i>Leptodora kindtii</i>	16,9%	<i>Daphnia longispina</i>	20,4%
Copepoda	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	1,0%	<i>Eudiaptomus graciloides</i>	13%
	<i>Eudiaptomus padanus</i>	18,8%	<i>Eudiaptomus graciloides</i>	13,8%
	<i>Cyclops abyssorum</i>	26,1%	<i>Cyclops ochridanus</i>	14,2%
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	18,9%	<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>	0,5%

Tabella 5.2.2: Distanze genetiche massime non corrette in 18S all'interno delle specie, comprese tutte le informazioni disponibili da GenBank, e distanza genetica minima non corretta dalla specie più strettamente correlate. Valori segnati come NA identificano confronti non possibili, con una sola sequenza disponibile.

gruppo	specie	distanza massima	specie più vicina	distanza minima alla specie più vicina
Cladocera	<i>Bythotrephes longimanus</i>	NA	<i>Eubosmina longispina</i>	1,7%
	<i>Daphnia galeata</i>	NA	<i>Daphnia longispina</i>	0
	<i>Daphnia longispina</i>	NA	<i>Daphnia galeata</i>	0
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	NA	<i>Eubosmina longispina</i>	2,3%
	<i>Eubosmina longispina</i>	NA	<i>Bosmina longirostris</i>	1%
	<i>Leptodora kindtii</i>	NA	<i>Bythotrephes cederstroemi</i>	6,2%
Copepoda	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	0	<i>Arctodiaptomus salinus</i>	0
	<i>Eudiaptomus padanus</i>	0,3%	<i>Hesperodiaptomus shoshone</i>	0,1%
	<i>Cyclops abyssorum</i>	0	<i>Cyclops kolensis</i>	0,2%
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>	0,6%

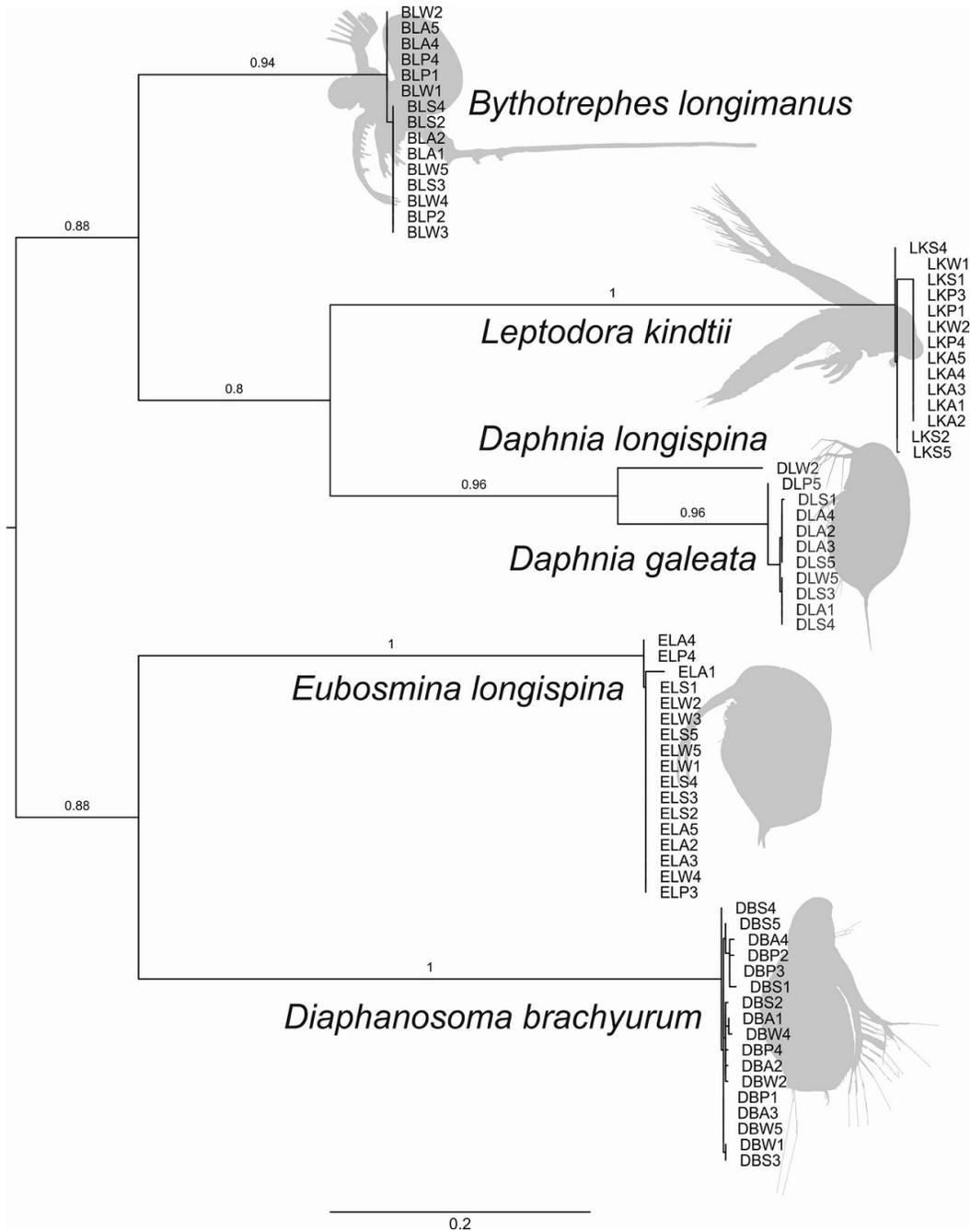


Figura 5.2.1: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Cladocera per sequenze di COI dal Lago Maggiore con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

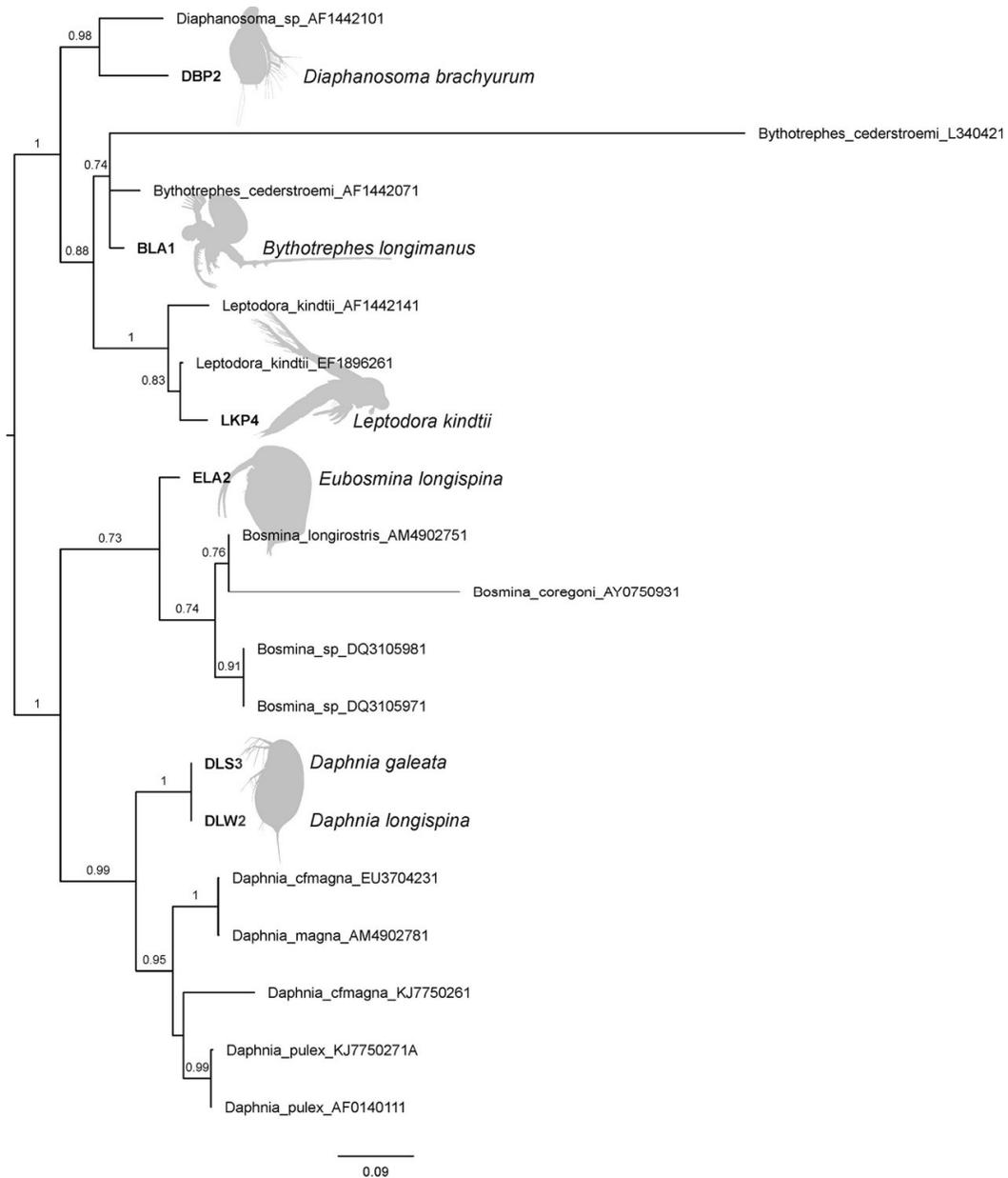


Figura 5.2.2: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Cladocera per sequenze di 18S dal Lago Maggiore e GenBank con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

Dalle sequenze del 18S ottenute in questo studio, la distanza genetica minima non corretta tra le specie era zero tra *Daphnia galeata* e *Daphnia longispina*, con distanze minime dell'1,2% tra *Eubosmina longispina* e *Daphnia* e massime del 2,4% tra *Leptodora kindtii* e *Eubosmina longispina*. Ulteriori 14 sequenze di 18S degli stessi generi sono state scaricate da GenBank e incluse in una ricostruzione filogenetica che ha fornito generi monofiletici (Fig. 5.2.2). Le distanze genetiche minime nel 18S con le specie più vicine in GenBank erano comprese tra lo 0% e il 6,2% (Tabella 5.2.2).

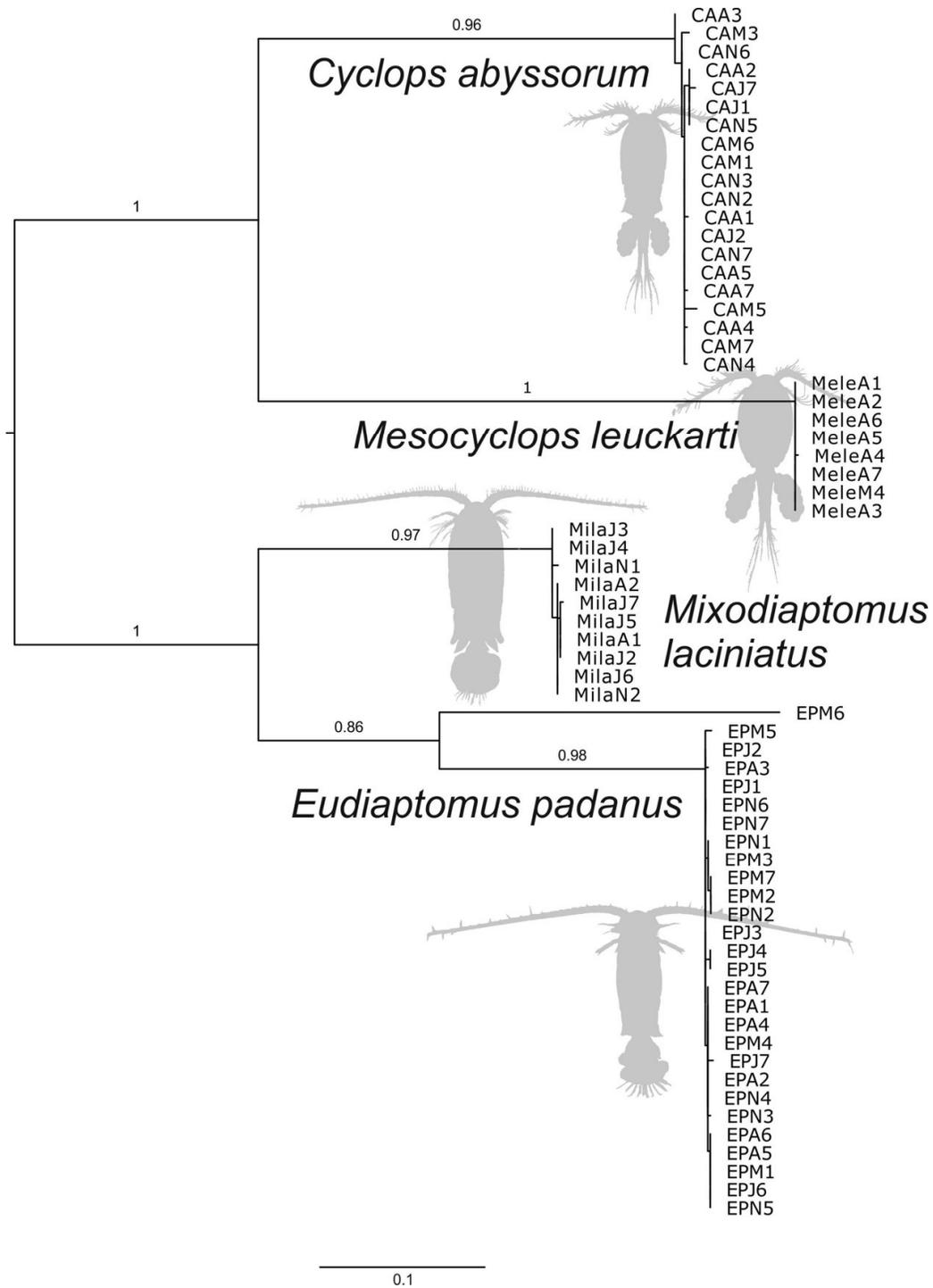


Figura 5.2.3: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Copepoda per sequenze COI dal Lago Maggiore con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

Degli 88 individui di copepodi che abbiamo isolato, sono state prodotte 66 sequenze di COI e nove sequenze di 18S (almeno due per specie). Tutte le specie rappresentavano entità monofiletiche per le sequenze di COI degli individui del Lago Maggiore (Fig. 5.2.3), anche se all'interno di *Eudiaptomus padanus* un individuo (EPM6) risultava piuttosto diverso dagli altri suoi conspecifici. Le distanze non corrette all'interno delle specie erano fino all'1,7% per *Cyclops abyssorum*, al 18,8% per *Eudiaptomus padanus*, allo 0,2% per *Mesocyclops leuckarti* e all'1% per *Mixodiaptomus laciniatus*. Le distanze minime tra le specie più vicine variavano dal 16,5% al 19,3%.

Data la grande diversità genetica tra le famiglie nei copepodi, abbiamo analizzato ciascuna famiglia separatamente. Per la famiglia Diaptomidae, 1695 sequenze di COI sono state scaricate da GenBank, ma dopo la selezione e il raggruppamento in aplotipi, solo 949 di questi sono stati conservati per le analisi, rivelando *Eudiaptomus padanus* come specie parafiletica. In GenBank non erano già presenti sequenze del genere *Mixodiaptomus*. Per la famiglia Cyclopidae 424 sequenze di COI sono state scaricate da GenBank e dopo la selezione e il raggruppamento in aplotipi, 209 di queste sono state conservate per le analisi rivelando entrambe le specie della famiglia come parafiletiche. Le distanze genetiche non corrette all'interno delle specie erano del 26,1% per *Cyclops abyssorum* e del 18,9% per *Mesocyclops leuckarti* (Tabella 5.2.1). Per questi gruppi, il numero potenziale di specie criptiche provenienti da ABGD era di sei per *Cyclops abyssorum* e di quattro o cinque per *Mesocyclops leuckarti*.

Per quanto riguarda il 18S, le distanze genetiche minime non corrette tra le specie per gli animali del Lago Maggiore variavano dallo 0,1% tra *Eudiaptomus padanus* e *Mixodiaptomus laciniatus* al 4,4% tra *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leuckarti*. Per la famiglia Diaptomidae, sono state scaricate 214 sequenze di 18S da GenBank e, dopo il processo di selezione, 43 sono state conservate per le analisi, mostrando *Eudiaptomus* come un genere parafiletico. Le distanze genetiche minime con la specie maggiormente vicina in GenBank andavano dallo 0 allo 0,10% (Tabella 5.2.2). Per la famiglia Cyclopidae 345 sequenze di 18S sono state scaricate da GenBank e dopo il processo di selezione, 41 di esse sono state conservate per le analisi, mostrando sia *Cyclops* che *Mesocyclops* come generi parafiletici. Le distanze genetiche minime con le specie più vicine in GenBank andavano dallo 0,2% allo 0,6%.

Ulteriori raccolte di campioni, volte ad aumentare la rappresentatività delle librerie di riferimento con specie potenzialmente presenti in zona, e che possano lasciare traccia del loro DNA nel lago, hanno permesso di rinvenire ulteriori specie di crostacei cladoceri planctonici: *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 scioccati 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. Per COI, abbiamo usato due strategie diverse: un primo approccio si è basato sull'utilizzo di primer già pubblicati e usati in studi precedenti in altre zone del mondo jgHCO2198, TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA (Geller et al, 2014), e mlCOLintF, GGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC (Leray et al, 2014); un secondo approccio ha previsto invece un miglioramento di questi primer, basato sui dati raccolti nel 2019 e nel 2020 sul sequenziamento per il barcoding, partendo dagli organismi e dalle specie presenti nel Lago Maggiore. 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 zooplancton, 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 zooplancton 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 zooplancton del lago e concentrarsi solo su COI.

I risultati del metabarcoding con COI sono stati, al contrario, positivi. L'utilizzo di due coppie di primer diversi, prima solo con primer generici già noti, poi con primer ottimizzati, ha dimostrato come i primer ottimizzati funzionano molto meglio. In ogni caso, le 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.): i primer usati danno risultati potenzialmente attendibili e non confusi da sequenze estranee.

Con la coppia di primer generici, la maggior parte delle sequenze erano attribuibili a crostacei, e in minima parte anche a rotiferi (Figura 5.2.4). 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 5.2.4), *Leptodora kindtii* (LKA1 in giallo) e *Bythotrephes longimanus* (BLA1 in giallo) sono state identificate senza ambiguità (Figura 5.2.4), 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 5.2.4). 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 entrambe le due specie, un ulteriore controllo di dettaglio dei primer utilizzati ha rivelato che alcuni nucleotidi non corrispondevano. Le successive analisi del triennio sono state fatte utilizzando dei nuovi primer, ottimizzati sulla base delle informazioni genetiche acquisite nel 2019 e nel 2020, volti ad ottimizzare anche la potenziale inclusione di queste ed eventualmente altre specie.

Per le specie di crostacei copepodi, delle specie note e sequenziate nel lago, tra i ciclopidi, *Mesocyclops leuckarti* (zotus intorno a Mele_A5 in Figura 5.2.4) è stato trovato, così come *Cyclops abyssorum* (CA_N4), confermando la grande diversità genetica di questa specie con zotus distanti tra loro (Figura 5.2.4) 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, nuovi primer sono stati ottimizzati, seguendo lo stesso ragionamento e procedura utilizzati per i cladoceri.

La seconda prova per il metabarcoding è stata effettuata con una coppia di primer ottimizzata, ovvero con jgHCO2198 già utilizzato in precedenza e mlCOIntF modificato (chiamato mlCOIntF_mod) a diventare GGNACBGGNTGRACNGTNTAYCCNCC. I risultati sono stati ancora più soddisfacenti. Tutte le specie di cladoceri note nel Lago Maggiore sono state individuate, comprese quelle che con i primer generici non venivano individuate (Figura 5.2.5): *Eubosmina longispina* (sq19 e sq90 vicine ad EL sull'albero) e *Diaphanosoma brachyurum* (sq116 vicina a DB sull'albero). Per quanto riguarda i copepodi, tutte le specie note nel Lago Maggiore sono state individuate, compresa *Mixodiaptomus laciniatus* (sq223, sq646 e sq1233 vicine a Mila sull'albero) che con i primer generici non veniva individuata (Figura 5.2.6). I primer ottimizzati funzionano quindi in maniera ottimale e sono in grado di identificare tutte le specie note nel Lago Maggiore. Un loro utilizzo per monitoraggio basato su DNA è al momento fattibile e supportato. In aggiunta, l'utilizzo dei primer ottimizzati per il metabarcoding dei campioni di zooplankton ha portato ad ulteriori scoperte. Alcune sequenze appartenenti a copepodi non sono risultate essere vicine alle specie note dal lago, ma sono state individuate come copepodi di specie ancora non sequenziate prima (sq1131, sq1389, e sq1394), ma anche come *Eucyclops macrurus* (sq1209) in poche sequenze di un campione di agosto 2021 e come *Thermocyclops crassus* (sq351 e sq698) in poche sequenze dei campioni di settembre e ottobre 2020. Queste potrebbero essere specie solo occasionalmente presenti nel lago e in basso numero, difficilmente individuabili con il monitoraggio morfologico, ma identificabili grazie al DNA metabarcoding.

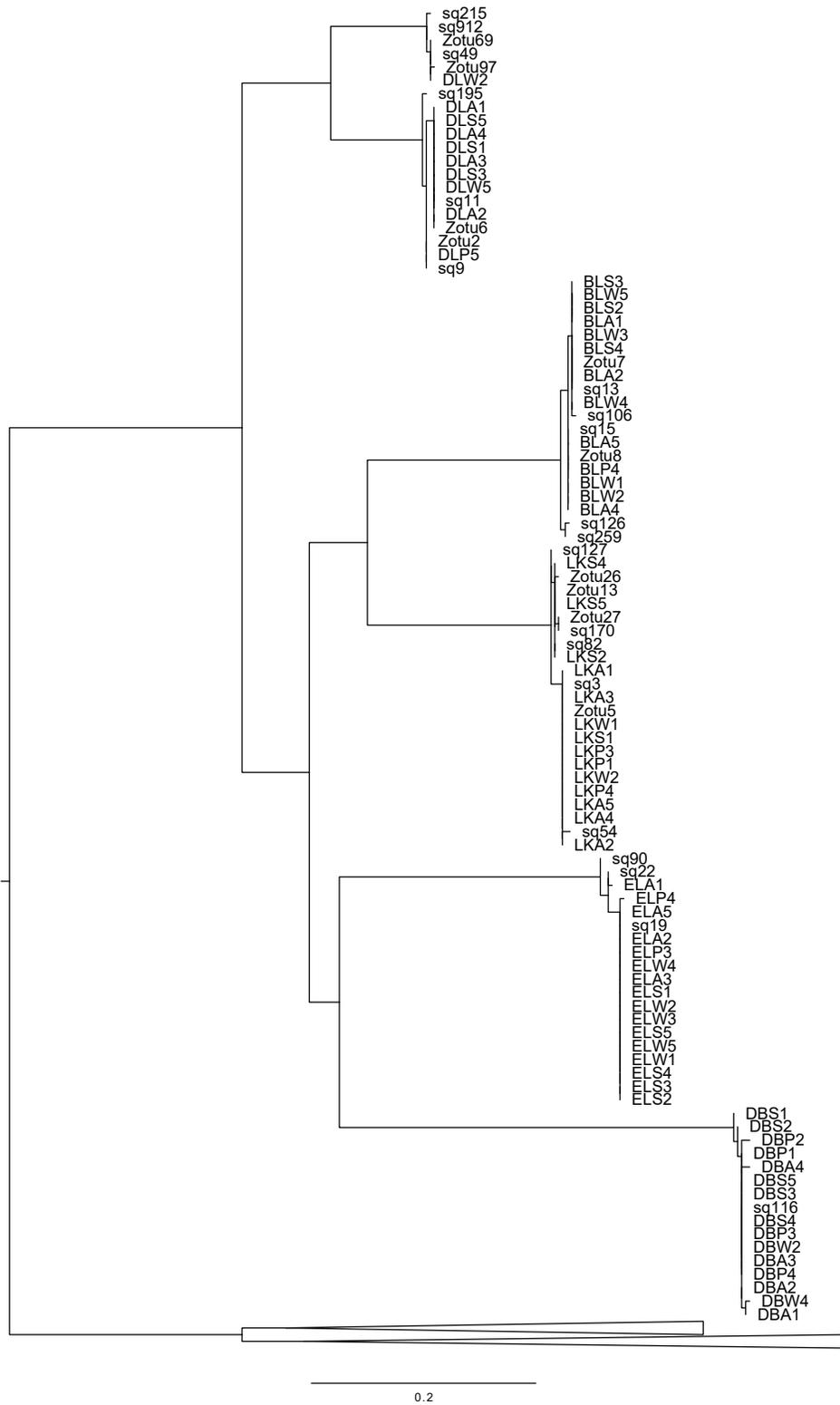


Figura 5.2.5: Albero di massima verosimiglianza (ML) per i cladoceri dalle sequenze ottenute con sequenziamento massivo di COI (primer generici: Zotu; primer ottimizzati: sq) dal Lago Maggiore, in aggiunta a sequenze delle librerie di riferimento da noi appositamente create con il barcoding.

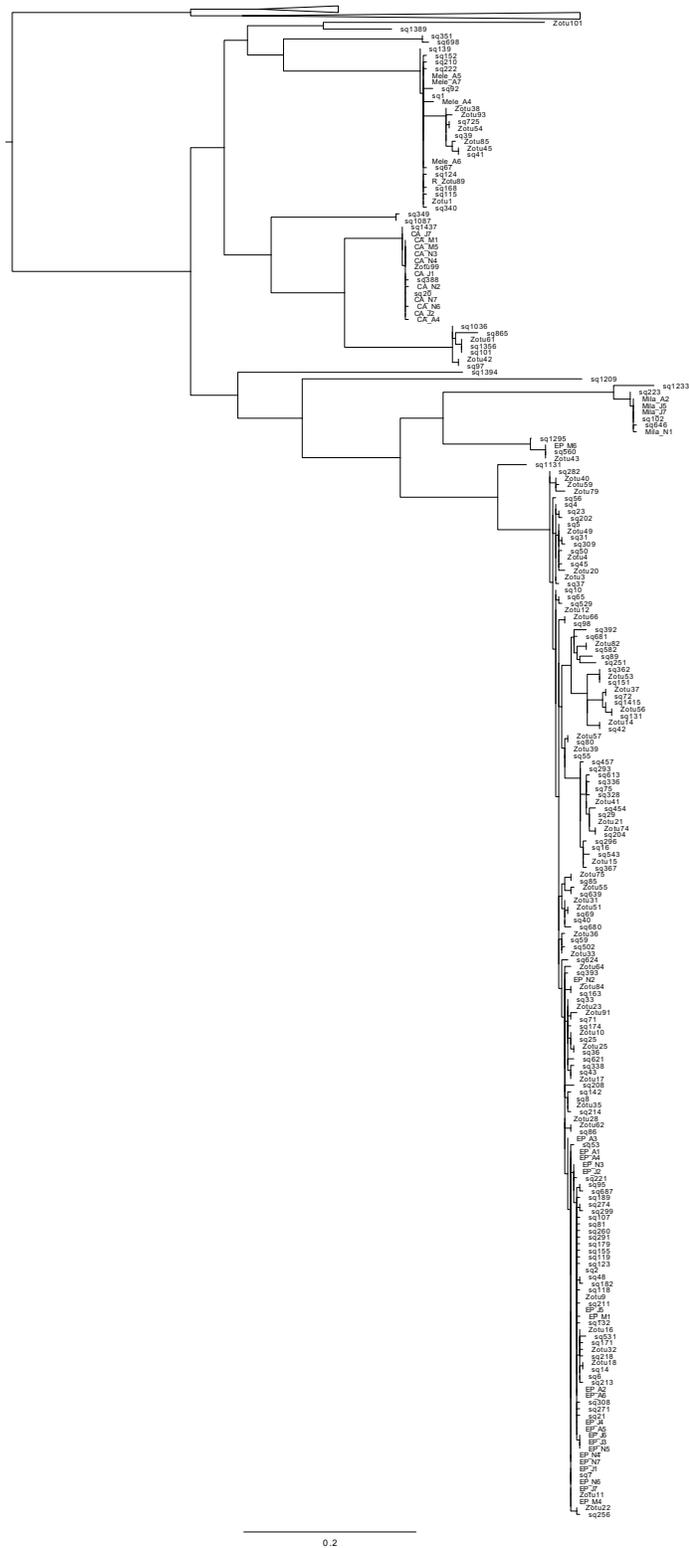


Figura 5.2.6: Albero di massima verosimiglianza (ML) per i copepodi dalle sequenze ottenute con sequenziamento massivo di COI (primer generici: Zotu; primer ottimizzati: sq) dal Lago Maggiore, in aggiunta a sequenze delle librerie di riferimento da noi appositamente create con il barcoding.

Bibliografia

Bettinetti R., Dossi C., Boldrocchi G., Piscia R., Manca M., Marziali L., Valsecchi L., Zanini C. 2022. Contaminanti nello zooplancton. In: Indagini su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Programma 2019-2021. Rapporto annuale 2021. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): in stampa

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.

Gophen M. 1976. Temperature effect on lifespan, metabolism, and development time of *Mesocyclops leuckarti* (Claus). *Oecologia* 25 (3): 271-277.

Guindon, S., J. Dufayard, V. Lefort, M. Anisimova, W. Hordijk, & O. Gascuel, 2010. New Algorithms and Methods to Estimate Maximum-Likelihood Phylogenies: Assessing the Performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59: 307–321, <https://academic.oup.com/sysbio/article/59/3/307/1702850>.

Kuraku, S., C. M. Zmasek, O. Nishimura, & K. Katoh, 2013. aLeaves facilitates on-demand exploration of metazoan gene family trees on MAFFT sequence alignment server with enhanced interactivity. *Nucleic acids research* 41: 22–28.

Maddison, W. & D. Maddison. 2007. Mesquite 2. A modular system for evolutionary analysis.

Manca M., Visconti A., de Bernardi R. 2007. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2007. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2006. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 63-67.

Manca, M. M., M. Portogallo, & M. E. Brown, 2007a. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophy. *Journal of Plankton Research* 29: 515–525.

Manca, M., A. Visconti, & R. De Bernardi, 2008. Lo zooplancton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia ambientale* 22: 64–72.

Manca, M., B. Torretta, P. Comoli, S. L. Amsinck, & E. Jeppesen, 2007b. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology* 52: 2256–2269.

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.

Obertegger U., Manca M. 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of Limnology*, 70(2): 231-238. DOI: 10.3274/JL11-70-2-07 (2011): 231-238.

Piscia R., Fontaneto D., Arpaia A., Eckert E.M., Garlaschè G., Manca M. 2019. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore. 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. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 60-76.

Piscia R., Manca M. 2014. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico: confronto con i dati pregressi anche alla luce delle mutate condizioni meteo-climatiche. CIP AIS C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2014. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013-2015. Campagna 2013. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 24-31.

Puillandre, N., A. Lambert, S. Brouillet & G. Achaz, 2012. ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology* 21: 1864-1877.

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.

Tang, C.Q., U. Obertegger, D. Fontaneto & T.G. Barraclough. 2014. Sexual species are separated by larger genetic gaps than asexual species in rotifers. *Evolution* 68, 2901-2916.

Visconti A., Manca M. 2010. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (GO Sars 1863) in Lago Maggiore. *Journal of Limnology*, 69(2), p.353-357.

Visconti, A., M. Manca, & R. de Bernardi, 2008. Eutrophication-like response to climate warming: An analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *Journal of Limnology* 67: 87-92.

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

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

14.1 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, storicamente utilizzata in tutte le campagne per lo studio a lungo termine dei parametri limnologici, con quella di Pallanza, sita nel Bacino Borromeo 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 un campione integrato del volume totale di 4 litri rappresentativo dei primi 20 metri di profondità. I campioni venivano poi prefiltrati su rete da plancton da 126 µm per eliminare lo zooplancton filtratore e successivamente analizzati. Come in passato anche nel 2021 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH, dotato di auto campionatore) nel giorno stesso del prelievo oppure (in caso di problemi) i campioni sono stati posti a -20°C e analizzati successivamente.

Risultati - Una visione sintetica complessiva dell'evoluzione della concentrazione del TOC, nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza, nel triennio 2019-2021 è possibile esaminando la mappa delle isoplete relative a questa variabile, presentata nella Fig. 14.1. Da essa emergono differenze della dinamica del TOC nelle due stazioni, soprattutto osservando i primi 100 m, che non si apprezzano con i dati medi nella zona eufotica, che invece mostrano concentrazioni simili.

Nella stazione di Pallanza si osservano picchi di concentrazione più elevati e soprattutto aumenti di concentrazione ad inizio stagione più marcati che a Ghiffa. Nel settembre 2019 inoltre, a Pallanza, ci sono state concentrazioni elevate su tutta la colonna, in coincidenza con la comparsa di schiume sulla superficie del lago in ottobre.

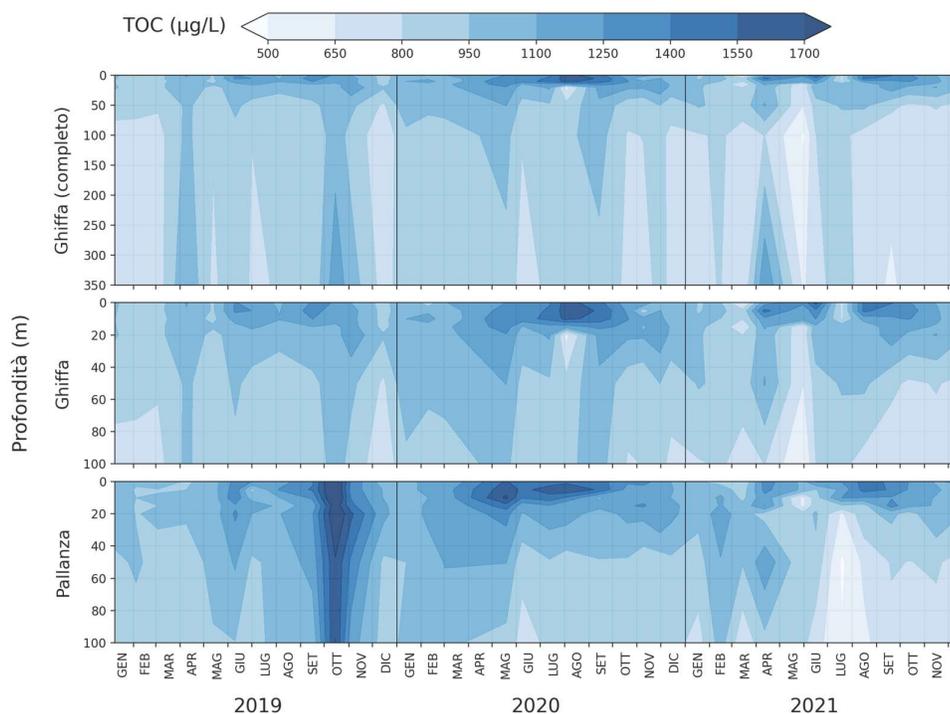


Fig. 14.1. Mappa delle isoplete delle concentrazioni di TOC nella stazione di Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore) e della stazione di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori), nel triennio 2019-2021.

Come di vede dalla Tabella 14.1 il valore massimo dei tre anni si è misurato nel 2019 a Pallanza. I valori minimi più bassi sono stati osservati nel 2021. Dall'esame della mappa emerge chiaramente che nei tre anni presi in considerazione il TOC ha mostrato dinamiche annuali molto diverse, in alcuni casi con concentrazioni alte anche negli strati più profondi. Occasionali anni con picchi estivi di concentrazione non consentono di ipotizzare l'inizio di un processo peggiorativo della qualità delle acque lacustri, anche perché gli incrementi osservati non arrivano a determinare concentrazioni medie annue superiori all'obiettivo-limite di 1 mg L^{-1} per la stazione di Ghiffa che è quella dove si hanno i dati delle lunghe serie temporali. Questo fatto comunque conferma la persistenza della condizione di meso-oligotrofia del Lago Maggiore anche se bisogna notare che nella stazione di Pallanza la concentrazione media annua integrata sulla colonna ha superato, nel 2019 e 2020, anche se di poco, l'obiettivo limite (vedi pannello di controllo).

È attualmente difficile determinare il diverso peso delle forzanti meteorologiche e antropiche nel determinare la variabilità interannuale osservata; tuttavia, in questo triennio abbiamo osservato la comparsa di schiume sulla superficie di tutto il lago (soprattutto nel 2019) e si è notato un aumento delle concentrazioni di TOC in concomitanza degli eventi. È quindi chiaro che lo stato trofico del lago Maggiore è in una situazione di equilibrio precario tra oligotrofia e mesotrofia e deve quindi essere prestata la massima attenzione nella gestione di questo ecosistema per evitare di spostare l'equilibrio verso condizioni peggiorative. Anche modesti e puntiformi aumenti del carico di nutrienti potrebbero infatti innescare fenomeni localizzati di eutrofizzazione e

perturbare la resilienza complessiva di questo ecosistema. A questo riguardo, il dato del TOC è molto utile per monitorare lo stato di salute delle acque del Lago Maggiore perché rappresenta il risultato dei diversi processi che avvengono nel lago.

Tabella 14.1. Valori minimo, massimo e medio del TOC nei tre anni e nelle due stazioni di Ghiffa e Pallanza.

TOC µgC/L	2019		2020		2021	
	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza
min	704	816	606	741	486	473
max	1315	1975	1632	1729	1597	1462
media	979	1141	1068	1146	961	988

14.2 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, rilasciati direttamente dagli organismi, 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 e 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 µm come per le analisi del TOC. La metodica utilizzata è stata quella descritta da Passow e Alldredge (1995) con la quale il TEP è colorato con alcian blu, un colorante cationico idrofilo che si lega ai lipopolisaccaridi. La concentrazione di TEP viene poi misurata come assorbanza a 787 nm in una cuvetta di 1 cm e quantificata utilizzando una curva di calibrazione con gomma xantano ed espressa come gomma xantano (GX) equivalenti per litro (µg GXeq 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 a carbonio organico. Si è usato il fattore di conversione di 0.63 (Engel e Passow, 2001), come descritto in dettaglio in Callieri et al. (2017). È 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 - Le concentrazioni di TEP hanno mostrato dinamiche molto diverse nel triennio soprattutto a Ghiffa: nel 2019 la comparsa di schiume in settembre è stata caratterizzata da valori molto alti di TEP (Ghiffa: 1463 $\mu\text{gC L}^{-1}$); nel 2020 si sono misurate concentrazioni di TEP alte sia in agosto che settembre con il massimo raggiunto il 14 settembre (Ghiffa: 3066 $\mu\text{gC L}^{-1}$), ma con poche schiume; nel 2021 non ci sono stati eventi di schiume e a Ghiffa il valore massimo di TEP è stato di 513 $\mu\text{gC L}^{-1}$ a luglio (Fig. 14.2 e Tabella 14.2).

Come si vede dalla Tabella 14.2 i valori medi sono stati molto simili nelle due stazioni nel 2019 e 2020, ma nel 2021 i valori a Ghiffa sono stati molto inferiori a quelli di Pallanza.

Tabella 14.2. Valori minimo, massimo e medio del TEP nei tre anni, nelle due stazioni di Ghiffa e Pallanza.

TEP $\mu\text{gC/L}$	2019		2020		2021	
	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza
min	0	0	0	5	0	0
max	1463	2007	3066	2801	513	1522
media	107	124	262	219	51	141

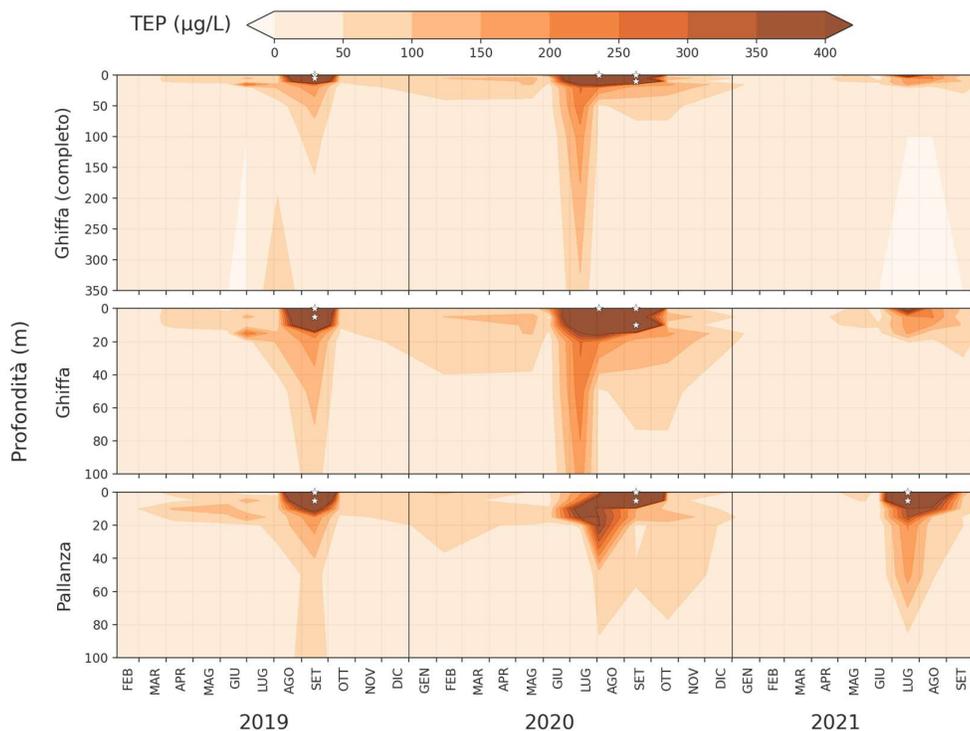


Fig. 14.2. Mappa delle isolinee della concentrazione di TEP espressa come carbonio ($\mu\text{gC L}^{-1}$) misurata nel Lago Maggiore, nella stazione di Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore) e della stazione di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori), nel triennio 2019-2021. L'asterisco bianco indica la profondità e la data dei valori massimi puntiformi che arrivano anche a 3000 $\mu\text{gC L}^{-1}$.

14.3 Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

I picocianobatteri (cianobatteri di circa 2µm di diametro) sono rappresentati principalmente dal genere *Synechococcus* (Callieri et al., 2013) e costituiscono la componente autotrofa del picoplancton assieme ai piceoeucarioti (Callieri, 2017). Oltre alla clorofilla il *Synechococcus* possiede, come altri cianobatteri, pigmenti antenna - le ficobiliproteine- 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 e del TEP.

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 stati contati, nel 2019 e fino a settembre 2020, con il citometro a flusso ACCURI C6 (Becton Dickinson, Oxford, UK) dotato di un laser blu (488 nm) a stato solido da 20 mW e di un diodo laser rosso (640 nm) da 14.7 mW. 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). Dal mese di ottobre 2020 alla fine del 2021 il conteggio è stato effettuato con il nuovo citometro a flusso CYTOFLEX (Beckman Coulter) con caratteristiche simili al vecchio citometro e dotato di un laser blu (488 nm) a stato solido da 50 mW e di un laser rosso (660 nm) da 50 mW. Oltre al forward e al side scatter (FSC e SSC) si sono usate fluorescenza verde (FL1 canale = 525/40 nm), fluorescenza arancione (FL2 canale = 585/42 nm), e fluorescenza rossa (FL3 canale 690/50 nm e FL4 canale 670/10). Il dato qui riportato si riferisce ai picocianobatteri totali ottenuti dalla somma di quelli con ficoeritrina (PE) e quelli con ficocianina (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 marroni (Brown) che include Diatomee, Dinoficee e Crisoficee; al gruppo delle alghe verdi (Green) che include Cloroficee e Prasinoficee e al gruppo dei cianobatteri (Blue-Green) che include picocianobatteri e coloniali croococcoidi, e filamentose. 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 - La dinamica spazio-temporale dei picocianobatteri nel Lago Maggiore ha mostrato una evidente variabilità del picco primaverile con una comparsa precoce nel 2019 (fine febbraio/inizi marzo) ed una più tarda ma di entità più cospicua nel 2020 e 2021 (Fig. 14.3). Le due stazioni hanno andamenti molto simili, valori medi annui più alti a Pallanza, ma con i picchi più elevati misurati però a Ghiffa (Tabella 14.3). Non bisogna dimenticare che le due stazioni hanno profondità diverse e questo influisce sulle medie annuali integrate sulla colonna d'acqua. I numeri più alti di picocianobatteri, misurati a Ghiffa, sono stati: nel 2019 in agosto, ai 15 m (6.7×10^5 cell ml^{-1}), nel 2020 in maggio, ai 10 m (5.4×10^5 cell ml^{-1}). Nel 2021 i numeri di picocianobatteri sono stati sostanzialmente più bassi in entrambe le stazioni con il massimo a Pallanza (1.2×10^5 cell ml^{-1}).

È interessante notare la presenza di questi microorganismi autotrofi anche al disotto della zona eufotica dei 20 m (anche fino agli 100 m) e in secondo luogo la loro relazione con la frazione del TEP che evidentemente producono in abbondanza, soprattutto in tarda estate/autunno quando nel lago compaiono microcolonie ed aggregati (Callieri, 2010).

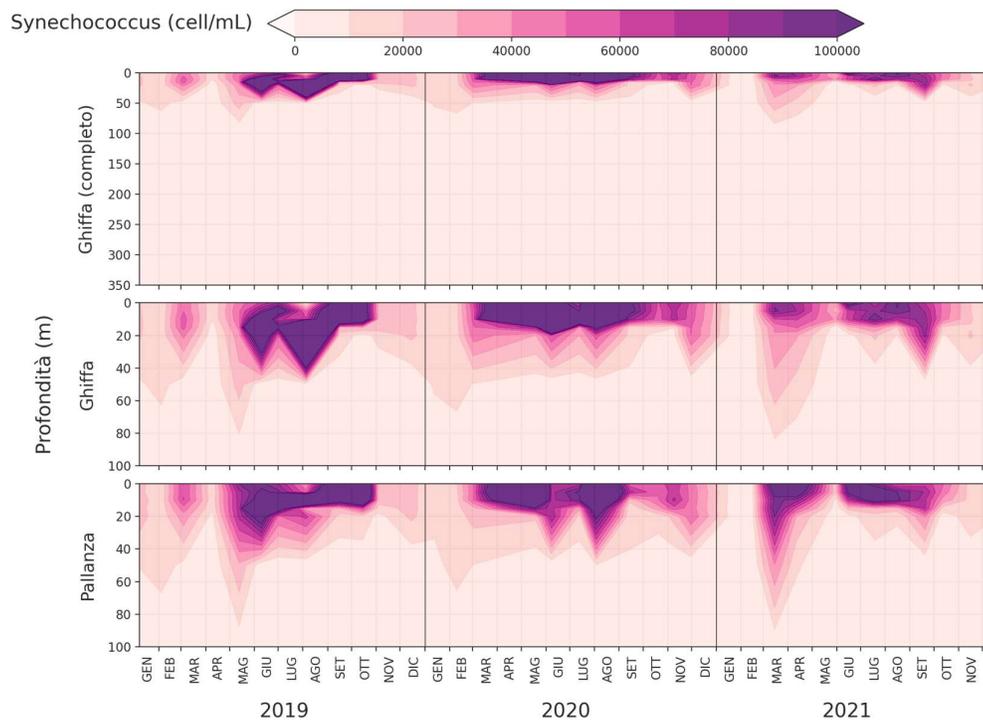


Fig. 14.3. Mappa delle isolinee della abbondanza di picocianobatteri totali (cell ml^{-1}) misurata nel Lago Maggiore, nella stazione di Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore) e della stazione di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori), nel triennio 2019-2021.

Tabella 14.3. Valori minimo, massimo e medio del numero di picocianobatteri nei tre anni, nelle due stazioni di Ghiffa e Pallanza.

Pcy cell/ml	2019		2020		2021	
	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza
min	250	526	130	360	130	670
max	673041	263145	542265	318706	115600	122290
media	44561	47055	50453	52252	26196	30868

La mappa della clorofilla (Fig. 14.4) mostra andamenti simili nelle due stazioni, con tre distinti picchi nel 2019 e 2020 e 4 picchi nel 2021, anno nel quale è mancato il solito alto picco primaverile (in marzo) dovuto alle diatomee, ma si sono avuti altri tre picchi in maggio, in luglio ed in ottobre/novembre. I valori medi annui della clorofilla sono intorno a 1.4 e 1.7 $\mu\text{g L}^{-1}$ ma i picchi hanno raggiunto anche 9-11 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tabella 14.4).

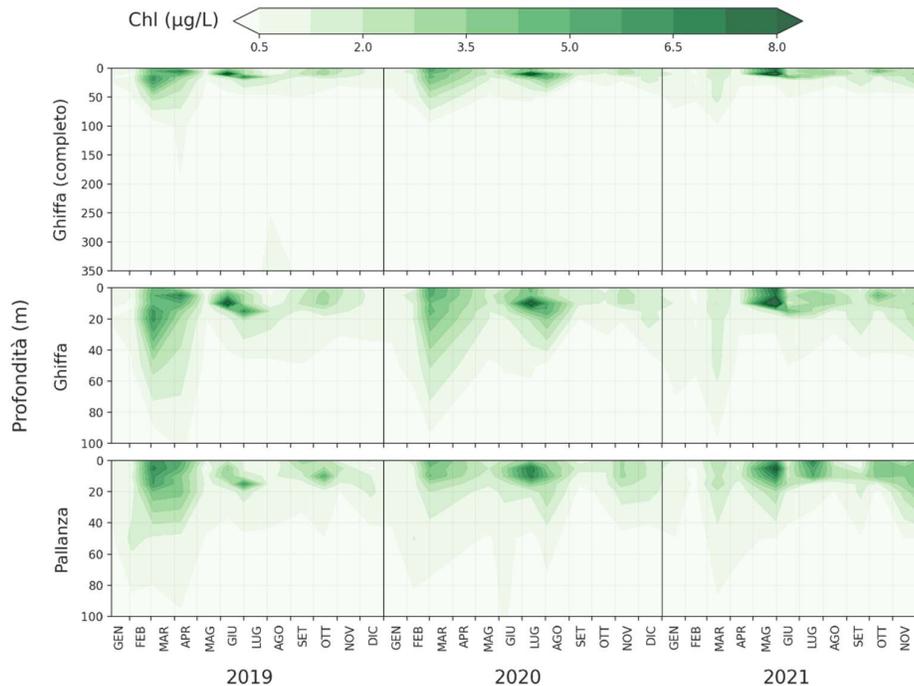


Fig. 14.4. Mappa delle isolinee della concentrazione di clorofilla *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) misurata nel Lago Maggiore, nella stazione di Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore) e della stazione di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori), nel triennio 2019-2021.

Se si confronta la mappa dei picocianobatteri con quella della clorofilla si nota quasi un andamento opposto essendo questo parametro principalmente rappresentato dalla biomassa del fitoplancton eucariota. Ad un picco di clorofilla corrisponde in genere un valore basso del numero di cianobatteri. Infatti si osserva che in primavera, quando nel lago prevalgono le diatomee e assistiamo ad un picco di clorofilla, i picocianobatteri sono generalmente poco numerosi.

Tabella 14.4. Valori minimo, massimo e medio della clorofilla *a* nei tre anni e nelle due stazioni di Ghiffa e Pallanza.

Chl µg/L	2019		2020		2021	
	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza	Ghiffa	Pallanza
min	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
max	9.06	6.71	9.06	7.22	11.25	8.62
media	1.41	1.56	1.44	1.59	1.37	1.76

Oltre alla correlazione riscontrata tra TEP e clorofilla (Pearson, vedi Tabella 14.5) si è trovata una forte relazione con la frazione autotrofa del picoplancton, i picocianobatteri, rappresentati dal *Synechococcus* spp. sia a Ghiffa che a Pallanza (Fig. 14.6). In settembre i picocianobatteri sono composti in prevalenza da aggregati e microcolonie, assieme a cianobatteri più tipicamente coloniali come *Microcystis* o forme filamentose. In questo periodo dell'anno generalmente si osservano accanto ad alti numeri di picocianobatteri anche alte concentrazioni di TEP.

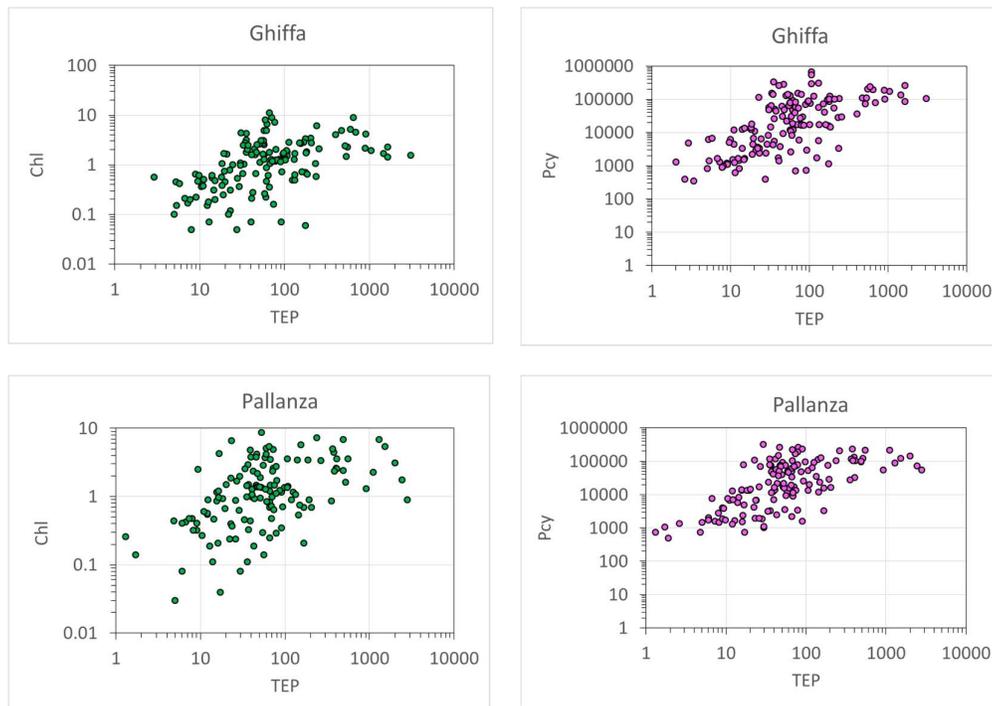


Fig. 14.6. Relazioni tra il TEP e la clorofilla (Chl) e il TEP e il numero di picocianobatteri (Pcy) a Ghiffa e a Pallanza, basate sui dati dei tre anni.

Tabella 14.5. Risultati del test di correlazione (matrici di Pearson) per Ghiffa e Pallanza.

p-valori:	Ghiffa		
Variabili	TEP µg/L	Chl µg/L	Pcy cell/ml
TEP µg/L	0	0.0098	0.0003
Chl µg/L	0.0098	0	< 0.0001
Pcy cell/ml	0.0003	< 0.0001	0

p-valori:	Pallanza		
Variabili	TEP µg/L	CHL µg/L	Pcy cell/ml
TEP µg/L	0	0.0042	0.0015
CHL µg/L	0.0042	0	< 0.0001
Pcy cell/ml	0.0015	< 0.0001	0

14.4 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 20 m (zona eufotica) e prefiltrato su 126 μm . Questo campione costituisce un dato importante di confronto con gli anni passati perché è stato campionato con le stesse modalità sin dall'inizio del monitoraggio CIP AIS a Ghiffa.

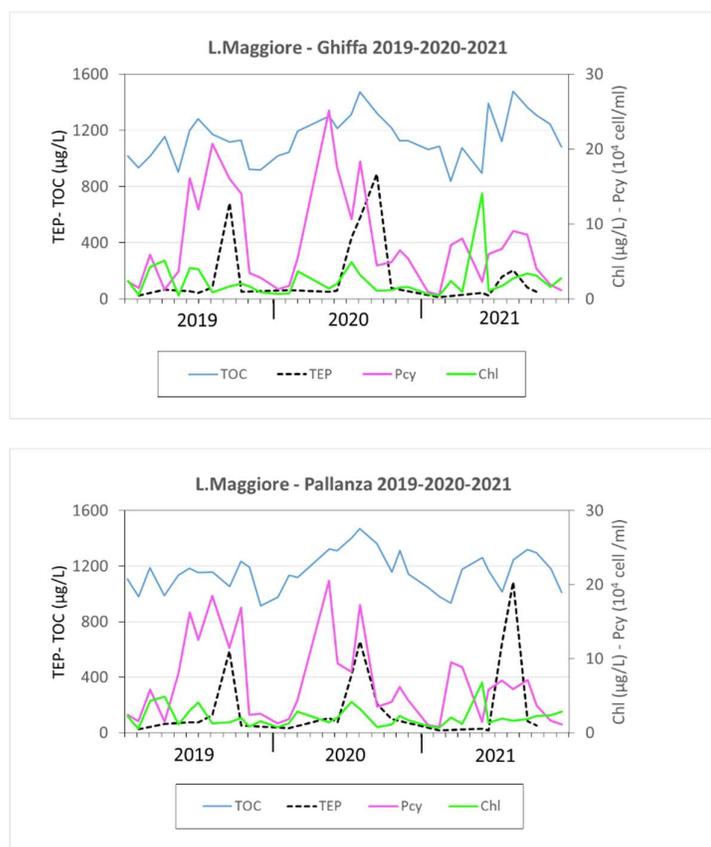


Fig. 14.7. Concentrazioni di TOC (blu), di TEP (nero tratteggiato), di clorofilla *a* (Chl verde) e numero di picocianobatteri (Pcy rosa) nella zona eufotica (0-20m) del Lago Maggiore, stazioni di Ghiffa e Pallanza, nel triennio 2019-2021.

Nella Figura 14.7 si vedono le variazioni dei diversi parametri del campione integrato 0-20 m, nei tre anni. Il TOC ha mostrato una lieve tendenza verso un aumento nel triennio. Il TEP ha mostrato una netta diminuzione nel 2021 nella stazione di Ghiffa ed un aumento in quella di Pallanza. In genere al picco di TEP corrisponde anche un picco di picocianobatteri, tuttavia non ben evidente nel 2021. La clorofilla ha mostrato valori contenuti, tipici di un lago oligotrofo, ma nel 2021 a Ghiffa si è raggiunto il valore di $14 \mu\text{g L}^{-1}$ in maggio.

Se osserviamo le lunghe serie temporali per il parametro del TOC, come si può vedere dalla Fig.14.8, le sue concentrazioni nei primi 20 m d'acqua sono diminuite a partire dal 1998, si sono mantenute costanti nel secondo decennio (dal 1998 al 2008) per poi mostrare una lieve tendenza all'aumento negli ultimi 13 anni. Il fatto positivo è che

non si sono più osservati gli alti picchi di concentrazioni degli anni dal 1988 al 1998, dovuti anche ad improvvise fioriture algali.

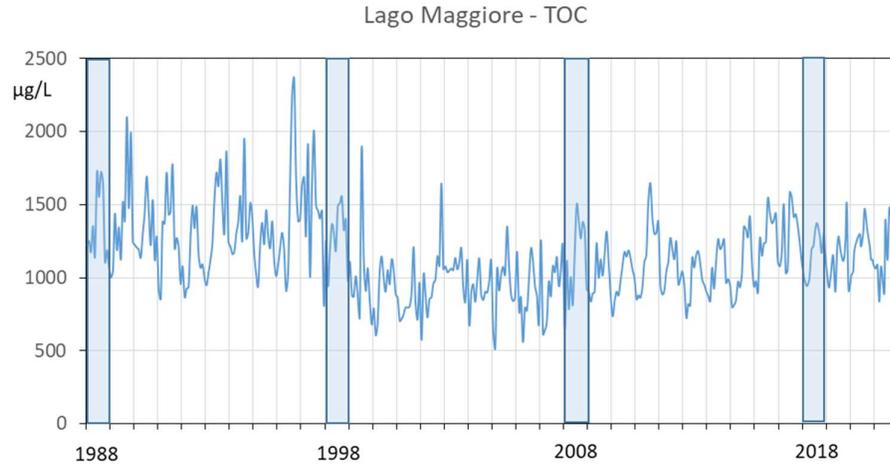


Fig. 14.8. Variazioni della concentrazione di TOC nella zona eufotica (0-20 m) dal 1988 al 2021, nella storica stazione di Ghiffa.

I valori di efficienza fotosintetica dei tre anni sono stati riassunti nella Figura 14.9. Si osservano i valori più alti per le alghe del gruppo delle Diatomee, Dinoficee e Crisoficee fino ai 20 m. Le efficienze del gruppo dei cianobatteri sono generalmente più basse tranne in profondità (50m) dove, a Pallanza, superano i valori degli altri gruppi algali. Sappiamo che i cianobatteri, ed in particolare, i picocianobatteri, possono crescere anche con poca luce e quindi possono colonizzare nicchie profonde del lago, dove le altre cellule eucariote non sono molto attive.

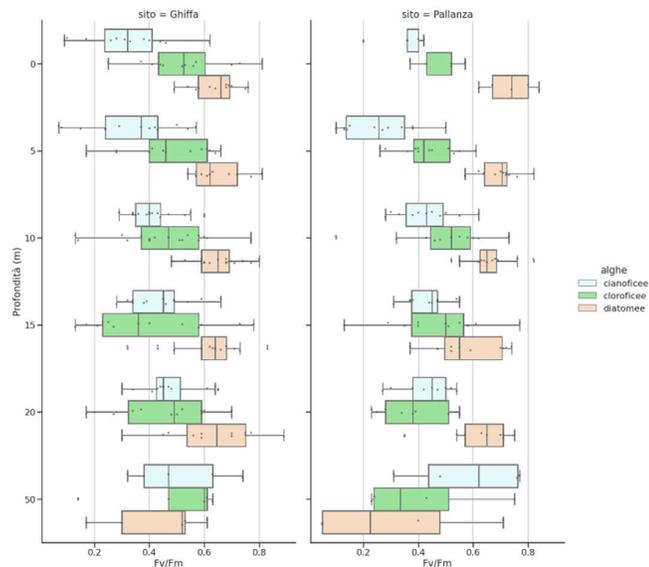


Fig. 14.9. Box plot dei valori di efficienza fotosintetica (F_v/F_m) del fotosistema due (PSII) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m misurati nel corso del triennio 2019-2021.

Bibliografia

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. 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, fw154.

Callieri, C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. *FEMS Microbiol.Lett.* 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 Wat.* 7 (1): 118-127.

Engel, A. 2004. Distribution of transparent exopolymer particles (TEP) in the northeast Atlantic Ocean and their potential significance for aggregation processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 51: 83-92.

Engel, A., Passow, U. 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption, *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 219: 1–10.

Genty, B., Briantais, J.M., Baker, N.R. 1989. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochim.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. *Progr.Oceanogr.* 55: 287–333.

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

Pietro Volta, Stefano Brignone, Mattia Iaia

Per i dettagli sulle modalità di campionamento ed analisi adottate nella ricerca e sulle metriche utilizzate si rimanda al Capitolo 7.

Le informazioni acquisite nei tre anni, mettono in evidenza in modo chiaro ed inequivocabile una diminuzione dei valori dell'indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra tutte le specie (Fig. 16.1). La diminuzione si è attestata sorprendentemente in un intervallo percentuale molto ristretto, tra il 18,1% (agone/gardon) e il 19,4 % (bondella/gardon). I valori più alti di alfa sono stati misurati nel 2019, per poi calare nel 2020 e 2021.

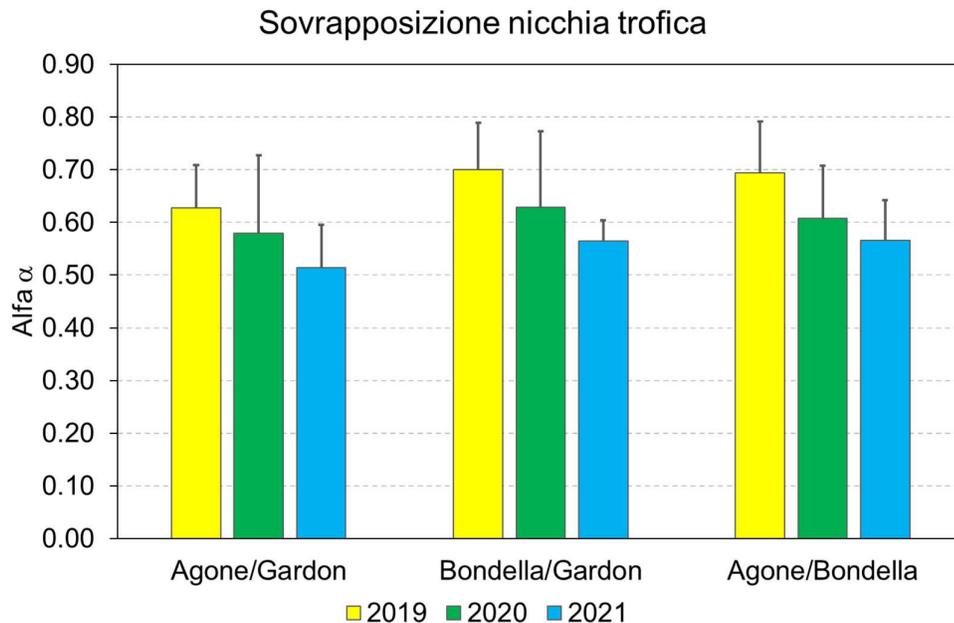


Fig. 16.1 - Andamento dei valori medi annuali di alfa nel periodo 2019-2021. La barra di errore corrisponde alla deviazione standard.

In una visione di insieme del triennio si fa notare che i valori medi annuali dell'indice di sovrapposizione della nicchia trofica si sono portati sotto la soglia ritenuta significativa dal punto di vista biologico, anche in un ambiente oligotrofo (Wallace 1981).

I risultati delle indagini svolte nel triennio contrastano con quanto risulta dalle indagini svolte nel periodo 2016-2018, allorquando i valori di sovrapposizione della nicchia trofica erano aumentati progressivamente, denotando un progressivo intensificarsi delle “tensioni trofiche” tra le tre specie.

Non è possibile stabilire le ragioni precise di questo cambiamento, apparentemente profondo. Tuttavia, si deve fare notare che negli ultimi tre anni, il pescato professionale del Lago Maggiore, ed in particolare quello di gardon e bondella è andato diminuendo, probabilmente anche a causa della predazione intensa del siluro (De Santis & Volta 2021) e del lucioperca, questi ultimi predatori aumentati esponenzialmente nelle acque del Lago Maggiore. La diminuzione della densità delle prede ha certamente allentato le tensioni

trofiche tra le stesse a causa di una maggior disponibilità pro capite di risorsa alimentari differenti.

A nostro avviso, dunque, occorre continuare a monitorare l'andamento dell'indicatore "sovrapposizione della nicchia trofica", al fine di migliorare l'interpretazione dei fenomeni, senza dubbio complessi, che caratterizzano le tendenze evolutive dell'intera comunità ittica del Lago Maggiore.

Bibliografia

De Santis, V. & Volta, P. 2021. Spoiled for Choice during Cold Season? Habitat Use and Potential Impacts of the Invasive *Silurus glanis* L. in a Deep, Large, and Oligotrophic Lake (Lake Maggiore, North Italy). *Water*. 13. 10.3390/w13182549.

Wallace R.K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:72–76.

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

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

Durante il triennio appena trascorso si è notata una chiara riduzione delle antibiotico-resistenze nella comunità batterica del Lago Maggiore, più marcata nel sito pelagico di Ghiffa, ma importante anche nel sito semi-litorale di Pallanza.

Il preoccupante trend in crescita per quasi tutte le resistenze presenti misurato nel triennio precedente si è quindi rovesciato, anche se con variazioni annuali non coerenti e con alcuni picchi di abbondanza di resistenze specifiche.

In questo senso va fatta notare la peculiarità del triennio appena trascorso con un anno (il 2019) relativamente “normale”, il 2020 caratterizzato dalla prima parte della pandemia e dai lockdown ad essa legati, ed un 2021 in cui la seconda parte della pandemia ha comunque modificato le normali attività antropogeniche almeno per tutta la prima parte dell’anno. In questo senso l’evidenza più eclatante è stato l’aumento nel 2020 delle resistenze ai macrolidi (gene *ermB*), famiglia di antibiotici che comprende l’azitromicina il suo uso, indiscriminato ed ingiustificato ha caratterizzato la prima parte della pandemia. Un aumento di queste resistenze (da meno del 5 a quasi il 30% di campioni positivi nel Lago) è stato il naturale risultato di questi comportamenti. Fortunatamente con il 2021 queste resistenze sono scomparse, segnale che la contaminazione non si è stabilizzata nel microbioma del Lago Maggiore, riducendo il rischio ad essa sotteso. Un’altra evidenza, legata alla debolissima influenza del 2020, è stata la scomparsa delle resistenze ai betalattamici, che invece caratterizzava fino al 2019 la prima parte dell’anno. Dal 2020 queste resistenze sono scomparse, anche in questo senso un ottimo segnale per lo stato di salute del Lago. Di fatto, tra i 14 geni di resistenza misurati, nessuno di primario rischio per la salute umana è stato trovato nel microbioma del Lago nel 2021, e questo succede per la prima volta dal 2013, anno di inizio del monitoraggio delle resistenze.

Altri geni di resistenza, come quelli contro solfonamidici e tetracicline (antibiotici raramente utilizzati in medicina umana nell’ultimo mezzo secolo, ed invece utilizzati ampiamente in medicina veterinaria), sono invece ampiamente presenti nella comunità microbica del Lago Maggiore, essendo ormai costitutivi del microbioma del lago.

In conclusione, il triennio appena trascorso ci consegna un lago in netto miglioramento, ma è ancora difficile capire l’eventuale stabilità di questo trend e le cause dello stesso. Sicuramente gli importanti lavori al ciclo delle acque reflue effettuati nel bacino (nuovi collettori, nuovi impianti di trattamento, nuovi sistemi di trattamento, eliminazione di alcuni scaricatori di piena ormai vetusti) ha avuto un impatto potenziale positivo. Va però considerato il fatto che nel biennio 2020-21 le attività umane sono state ben differenti a causa della pandemia, e questo ha comportato un ben diverso impatto delle stesse sul Lago.

Solo attraverso un’attenta valutazione dei risultati del prossimo triennio potremo confermare eventualmente i buoni risultati qui presentati, frutto di interventi sistemici e della diffusione di “buone pratiche” in ambito medico e veterinario, o invece confutarli, riducendoli al semplice effetto di un evento particolare e particolarmente impattante, come è stata la pandemia.

Nel triennio 2019-2021 le seguenti pubblicazioni su riviste internazionali con peer review sono state prodotte dalla ricerca sull'antibiotico resistenza:

Andrea Di Cesare, Francesco Riva, Noemi Colinas, Giulia Borgomaneiro, Sara Borin, Pedro José Cabello-Yeves, Claudia Canale, Nicholas Cedraro, Barbara Citterio, Elena Crotti, Gianmarco Mangiaterra, Francesca Mapelli, Vincenzo Mondino, Carla Vignaroli, Walter Quaranta, Gianluca Corno, Diego Fontaneto, Ester M Eckert. 2022. Zooplankton as a transitional host for *Escherichia coli* in freshwater. *Applied and Environmental Microbiology*. (in press, open access)

Andrea Di Cesare, Ester M Eckert, Camille Cottin, Agnès Bouchez, Cristiana Callieri, Mario Cortesini, Andrea Lami, Gianluca Corno. 2020. The vertical distribution of *tetA* and *intI1* in a deep lake is rather due to sedimentation than to resuspension. *FEMS Microbiology Ecology*. 92(2): f1aa002.

Ester M Eckert, Andrea Di Cesare, Lala-Sakina Malki, Jörg Villiger, Jakob Pernthaler, Cristiana Callieri, Roberto Bertoni, Gianluca Corno. 2019. Seasonality of the antibiotic resistance gene *blaCTX-M* in temperate Lake Maggiore. *Hydrobiologia*. 843: 143-153.

Maria B. Sathicq, Tomasa Sbaffi, Giulia Borgomaneiro, Andrea Di Cesare, Raffaella Sabatino. 2021. The meiofauna as neglected carriers of antibiotic resistant and pathogenic bacteria in freshwater ecosystems. *Journal of Limnology*.

17. SINTESI E CONCLUSIONI

Il 2021 è stato caratterizzato da precipitazioni inferiori alla media di lungo periodo (1451 mm come afflussi totali sul bacino) e con un'elevata variabilità spaziale all'interno del bacino del Lago Maggiore. A livello mensile, solo a gennaio, maggio e luglio i valori di precipitazione sono stati superiori ai valori di riferimento. Il numero di giorni piovosi nel 2021 è risultato nella media, con una tendenza per il mese di maggio ad un minor rapporto giorni piovosi/pioggia, indice di probabili eventi intensi durante tale mese. Come conseguenza degli afflussi inferiori alla media, la maggior parte dei tributari ha riportato nel 2021 valori di portata inferiori a quelli dei periodi di riferimento. I massimi valori di portata si sono registrati per tutti i corsi d'acqua a gennaio e febbraio e i minimi per lo più a giugno, settembre e dicembre. Le scarse precipitazioni di marzo ed aprile hanno determinato un abbassamento consistente del livello del lago, recuperato parzialmente dalle piogge di maggio e luglio; il livello è sceso ulteriormente nei mesi estivi fino a raggiungere 193,28 m s.l.m. a settembre e successivamente 193,14 m s.l.m. a fine dicembre. Rispetto al periodo di riferimento, il livello del lago nel 2021 si è mantenuto al di sopra nei mesi di gennaio, febbraio e marzo ma anche nei mesi di giugno, luglio e agosto per effetto della nuova regola di gestione dei livelli primaverili ed estivi.

La temperatura media dell'aria nel 2021 è stata di poco inferiore a quella del periodo di riferimento, mentre per la velocità media del vento tutte le stazioni hanno fatto registrare valori inferiori a quelli di riferimento.

I dati del triennio hanno indicato luglio, agosto, ottobre e dicembre come i mesi più piovosi e gennaio, febbraio, marzo, aprile, maggio e settembre come quelli con minori precipitazioni. Il livello del lago ha fatto registrare valori superiori al periodo di riferimento a gennaio, febbraio, maggio, giugno, luglio e ottobre. I valori medi di temperatura del triennio sono stati leggermente superiori a quelli di riferimento, in particolare per quanto concerne le temperature minime.

I dati meteorologici della stazione di Pallanza hanno confermato un aumento recente delle temperature soprattutto nel periodo invernale, fattore che influisce fortemente sull'idrodinamica lacustre. La massima profondità di mescolamento del lago nel 2021, calcolata sulla base del profilo termico e dei valori di conducibilità e ossigeno lungo la colonna rilevati nel campionamento di febbraio, è stata di 90 m, valore superiore a quello del 2020 ma comunque indicativo di un mescolamento limitato, che conferma la situazione di sempre maggior stabilità della colonna d'acqua. Le indagini del triennio hanno confermato la scarsa incidenza avuta sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria. Si è osservato anche un chiaro aumento del contenuto di calore totale, minimo e massimo delle acque lacustri. La stabilità ha mostrato un lieve flessione nel 2021 ma nel complesso i dati a lungo termine confermano una tendenza all'aumento. Questa situazione influenza fortemente i parametri chimici e chimico-fisici, in particolare la distribuzione di ossigeno e nutrienti lungo la colonna d'acqua: nel 2021 si è osservata una ulteriore diminuzione delle concentrazioni di ossigeno in ipolimnio e nello strato profondo (al di sotto dei 200 m), con minimi al di sotto di 5 mg L⁻¹ e del 40% di saturazione. Come conseguenza, sta progressivamente aumentando la porzione di lago interessata da concentrazioni di ossigeno inferiori a 6,0 mg O₂ L⁻¹, considerato uno degli obiettivi di qualità in ambito CIP AIS.

Un'altra importante conseguenza del limitato rimescolamento delle acque è il progressivo accumulo dei nutrienti nelle acque profonde e il mancato rifornimento alle acque superficiali alla circolazione tardo-invernale. Dopo un periodo di regolare aumento,

il fosforo sembra essersi stabilizzato attorno a $13 \mu\text{g P L}^{-1}$ come valore medio alla circolazione. Si è invece accentuato nell'ultimo triennio l'accumulo di silice nelle acque profonde mentre nelle acque superficiali le concentrazioni rimangono stabili. Si conferma la diminuzione delle concentrazioni di azoto, presente nel lago prevalentemente nella forma nitrica, in particolare in epilimnio nei mesi estivi: i minimi accentuati di nitrato potrebbero essere messi in relazione a variazioni nella composizione e nelle dinamiche stagionali dei popolamenti fitoplanctonici.

L'utilizzo di un modello monodimensionale accoppiato idrodinamico ed ecologico ha permesso di simulare gli effetti dei cambiamenti climatici sul Lago Maggiore nel periodo 2020-2085, con particolare riferimento all'ossigeno disciolto e al contenuto di fosforo in ipolimnio: è stato possibile simulare la distribuzione lungo la colonna d'acqua di questi elementi in presenza di un mescolamento completo delle acque, evidenziando le potenziali criticità che potrebbero verificarsi in tale situazione.

I dati sulle acque tributarie raccolti nel 2021 hanno confermato le marcate differenze qualitative tra i diversi immissari: a fronte di una qualità complessivamente buona se si considera tutto l'areale, alcuni tributari presentano concentrazioni ancora elevate di composti del fosforo e dell'azoto, indicative della presenza lungo il corso d'acqua di apporti non sufficientemente depurati. Il carico complessivo di fosforo veicolato a lago nel 2021 è stato di poco superiore alle 200 t P a^{-1} e leggermente più elevato dei valori dell'ultimo quinquennio, principalmente a causa di concentrazioni medie più elevate; il carico rimane comunque in linea con i valori, ormai pressoché stabili, che caratterizzano l'areale del Lago Maggiore. Sui carichi veicolati dai singoli tributari svolgono un ruolo importante gli eventi meteorologici intensi, come quello verificatosi nell'ottobre 2020. Sull'andamento delle variabili chimiche nel lago e nei tributari nel triennio 2019-2021 ha avuto un ruolo importante anche il lockdown conseguente alla pandemia COVID-19, che ha determinato una temporanea diminuzione soprattutto dell'azoto, proveniente dalle deposizioni atmosferiche e quindi influenzato dalla riduzione del traffico veicolare e delle emissioni di ossidi di azoto in atmosfera.

Per quanto riguarda il fitoplancton, il numero totale di taxa e il numero di specie per campione nel 2021 sono risultati in linea con i valori del periodo recente, mentre si è osservata una marcata riduzione del numero di specie significative: questa tendenza è indicativa di una riduzione della biodiversità complessiva e necessita quindi di essere monitorata con attenzione. Sia il biovolume totale che la clorofilla media nel 2021 sono leggermente aumentati rispetto agli anni precedenti. Il gruppo con la maggiore diversità è risultato come di consueto quello delle diatomee, seguito da cloroficee e cianobatteri. Nel 2021 la successione stagionale è stata diversa da quella comunemente osservata, con un picco tardivo di biovolume a fine maggio, rappresentato quasi totalmente da diatomee, probabilmente favorito dalle precipitazioni di questo mese. I primi mesi dell'anno sono stati invece caratterizzati da un biovolume ridotto, imputabile alla azione concomitante di fattori biotici (dinamica dei popolamenti zooplanctonici) ed abiotici (temperature e precipitazioni). Nel complesso la successione stagionale del fitoplancton risulta fortemente condizionata da fattori fisici, confermando l'importanza delle variazioni climatiche nell'evoluzione a lungo termine.

La determinazione delle diatomee a livello di genere eseguita nel 2021 con la tecnica del metabarcoding è risultata coerente con i dati delle analisi morfologiche, dimostrando come i due metodi siano affidabili e complementari. Per quanto riguarda la determinazione a livello di specie, entrambi i metodi presentano delle limitazioni; l'uso delle tecniche genomiche in particolare richiede la presenza di una base di dati genetici accurata e completa: risulta quindi importante investire risorse nel mantenimento e

nell'aggiornamento dei database delle sequenze genetiche per poter estendere l'utilizzo di queste metodiche.

Nel 2021 si è osservato un aumento del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale rispetto all'anno precedente, a carico del popolamento a rotiferi e a copepodi. La densità numerica è stata contenuta ad inizio e nella seconda metà dell'anno. Si è rilevata una cospicua presenza di taxa di rotiferi per campione, con un valore medio pari a 10. Complessivamente, durante tutto l'anno hanno dominato le specie microfaghe del popolamento a rotiferi rispetto a quelle predatrici, situazione che conferma quanto rinvenuto durante la fase di accresciuta trofia del lago. Il picco di *Daphnia* osservato ad aprile potrebbe rappresentare un anticipo della sua stagione di crescita in conseguenza del riscaldamento globale, ma anche il risultato del mancato rilevamento del reale picco massimo di crescita numerica, dato che il campionamento è stato eseguito alla fine di maggio.

I risultati del metabarcoding con 18S per l'identificazione tassonomica dello zooplancton sono risultati deludenti, con pochissime delle sequenze ottenute relative a crostacei. Il metodo usato e la scelta dei primer si sono quindi rivelati inadatti per lo zooplancton, anche se potrebbero invece risultare interessanti per studi relativi a ciliati e ad altri eucarioti unicellulari, al momento poco considerati nel Lago Maggiore. I risultati del metabarcoding con COI sono stati invece positivi: le sequenze ottenute sono risultate infatti biologicamente attendibili e non confuse da sequenze estranee. L'utilizzo di primer ottimizzati consente di identificare tutte le specie note nel Lago Maggiore ed il loro utilizzo per un monitoraggio basato su DNA è quindi indicato. Inoltre, il DNA metabarcoding ha permesso di individuare alcune specie solo occasionalmente presenti nel lago e in basso numero, difficilmente individuabili con il monitoraggio morfologico.

Nel 2021 è proseguito lo studio su TOC, clorofilla e 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. Nel 2021 non ci sono stati episodi rilevanti di schiume e la concentrazione del TEP è stata generalmente bassa. I picocianobatteri hanno presentato numeri più bassi rispetto agli altri anni, soprattutto in settembre/ottobre; si è avuto invece un picco elevato in primavera sia a Ghiffa che a Pallanza. Il confronto tra le due stazioni ha mostrato concentrazioni molto simili per TOC e clorofilla a livello di valori medi annui, mentre le dinamiche stagionali risultano diverse; il TEP presenta invece differenze più marcate, con valori maggiori a Pallanza. I dati raccolti hanno confermato la relazione tra i picocianobatteri e la frazione del TEP, che evidentemente producono in abbondanza, soprattutto in tarda estate/autunno. Considerato i dati del triennio nel loro complesso, emerge chiaramente come il TOC mostri dinamiche molto diverse da un anno all'altro, in alcuni casi con concentrazioni alte anche negli strati più profondi. I picchi estivi rilevati non sono tali, comunque, da ipotizzare l'inizio di un processo peggiorativo della qualità delle acque lacustri e le concentrazioni medie annue rimangono, nella stazione di Ghiffa, al di sotto dell'obiettivo-limite di 1 mg L^{-1} . Si deve però evidenziare come lo stato trofico del lago è in una situazione di equilibrio precario tra oligotrofia e mesotrofia ed è quindi necessaria la massima attenzione per evitare di alterare tale equilibrio.

Anche nel 2021 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 acquisiti hanno evidenziato una diminuzione dei valori dell'indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra tutte le specie dal 2019 al 2021. Questa variazione, in controtendenza con

quanto era stato osservato nel triennio precedente, potrebbe essere collegata ad una diminuzione della densità delle prede conseguente alla predazione intensa da parte del siluro, andando così ad allentare le tensioni trofiche a causa di una maggior disponibilità pro capite di risorse alimentari. Si tratta in ogni caso di fenomeni complessi che, per poter essere compresi al meglio necessitano di un proseguimento nella raccolta dei dati.

Nel 2021 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. Lo sviluppo di antibiotico resistenze è un problema sanitario di primaria importanza ma rappresenta anche un rilevante problema ambientale in quanto questi batteri, inducendo resistenza agli antibiotici in batteri patogeni di origine alloctona che sono presenti nelle acque del lago, comportano un potenziale grave rischio per la salute umana e per l'utilizzo dell'acqua. Le attività di ricerca hanno dimostrato come l'introduzione di geni di resistenza avvenga dal bacino idrografico e possa essere intensificata dagli eventi atmosferici attraverso il dilavamento. I dati del 2021 sono risultati particolarmente interessanti dopo i dati particolari del 2020, fortemente impattati dalla pandemia di COVID. Nel 2021 si conferma la presenza di un numero significativo di geni di ABR, ma in diminuzione rispetto ai valori medi del triennio precedente in termini sia di presenza/assenza, sia di abbondanza assoluta, riprendendo quindi il trend di stabilità iniziato nel 2018 e poi interrotto nel 2020. I dati hanno inoltre indicato un certo grado di disturbo della comunità microbica, che potrebbe anche essere correlato ai cambiamenti climatici e che potrebbe quindi presagire possibili variazioni nei prossimi anni, da monitorare con la dovuta attenzione.

Nel complesso i risultati delle ricerche svolte nel 2021, considerati unitamente a quelli del 2019 e 2021, hanno confermato alcune importanti tendenze evolutive che stanno interessando il Lago Maggiore e nelle quali i fattori meteo-climatici svolgono un ruolo sempre più rilevante. A questi si aggiungono le attività antropiche nel bacino e gli apporti a lago che da esse derivano. I lavori inerenti il ciclo delle acque reflue effettuati nel bacino hanno certamente contribuito al miglioramento o al mantenimento delle buone qualità delle acque immissarie e del lago. Si deve però anche considerare l'impatto che la pandemia ha avuto sulle attività antropiche nel biennio 2020-21, e di conseguenza gli effetti su alcune delle variabili monitorate.

Nel triennio le ricerche hanno preso in considerazione anche nuove metodologie di indagine, quali l'utilizzo di barcoding e metabarcoding molecolare per lo studio delle comunità planctoniche: queste tecniche, ottimizzate in funzione dell'ambiente di studio, possono rappresentare un utile integrazione al monitoraggio tradizionale.

Il triennio di ricerche 2022-2024, accanto al mantenimento delle serie storiche di dati e all'aggiornamento degli indicatori previsto dal Pannello di Controllo CIP AIS, andrà ad introdurre ulteriori elementi di novità, allo scopo di indagare aspetti dell'ecologia del Lago Maggiore con metodologie ed approcci innovativi.

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
Giulia Borgomaneiro
Stefano Brignone
Cristiana Callieri
Marzia Ciampittiello
Gianluca Corno
Evelina Crippa
Andrea Di Cesare
Claudia Dresti
Ester M. Eckert
Diego Fontaneto
Giuseppe Garlaschè
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.irsa.cnr.it>