

Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



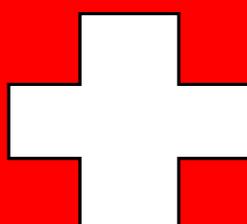
PROGRAMMA 2019-2021

RAPPORTO ANNUALE 2020

RICERCHE SULL'EVOLUZIONE DEL LAGO DI LUGANO

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

Mendrisio, 2021



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

Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI). 2021: *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2020.* Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 60 pp.

Sintesi

1. Questo rapporto presenta i risultati raccolti nel 2020 nell'ambito del programma di ricerche limnologiche sul Lago di Lugano, realizzate dall'Istituto scienze della Terra della Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI) su mandato dell'Amministrazione del Cantone Ticino.
2. Dal punto di vista meteorologico, il 2020 è stato segnato da temperature e soleggiamento superiori alla norma. In particolare, l'inverno 2019/20 è stato eccezionalmente mite. A Lugano, in questa stagione, la temperatura media è stata di ben 2.3°C superiore alla norma.
3. La qualità chimica dei corsi d'acqua monitorati (tributari principali ed emissario) è variata tra sufficiente (2 corsi d'acqua su 9, o 2/9) e carente (7/9). Il tipo di inquinamento più diffuso è stato l'arricchimento in macronutrienti, riscontrato quasi ovunque (7/9). A questo hanno seguito l'inquinamento dovuto ai composti nocivi dell'azoto (3/9) e l'inquinamento organico (1/9). Il Rio Bolletta e il Laveggio, con 5 e 6 indicatori di qualità insufficienti su 8, hanno mostrato una qualità delle acque particolarmente carente.
4. I carichi esterni di fosforo (bacino nord: 18.6 t, bacino sud: 38.2 t) sono apparsi in rialzo e non ancora conformi agli obiettivi di risanamento.
5. Per quel che riguarda la fisica lacustre, il 2020 è stato caratterizzato da una circolazione tardo-invernale insolitamente debole e incompleta in entrambi i bacini. Nel bacino nord, il mescolamento non si è spinto oltre i 36 m di profondità. Nel bacino sud, il mescolamento ha raggiunto la profondità massima di soli 40 m. Questo valori eguagliano (bacino nord) o costituiscono il nuovo minimo (bacino sud) della serie storica 1983-2020.
6. Dal punto di vista chimico, a causa della debole circolazione, il rifornimento epilimnetico di fosforo è stato particolarmente esiguo. Le concentrazioni di P_{tot} misurate alla circolazione nello strato 0-20 m vanno annoverate tra le più basse dell'intera serie storica (Gandria: 11 $\mu\text{g } P_{tot} \text{ L}^{-1}$, Melide: 30 $\mu\text{g } P_{tot} \text{ L}^{-1}$, Figino: 28 $\mu\text{g } P_{tot} \text{ L}^{-1}$). Inoltre, l'ossigenazione delle acque profonde è apparsa nuovamente critica. In entrambi i bacini gli strati inferiori a ca. 50 m sono rimasti permanentemente ipossici o anossici.
7. Il popolamento fitoplanctonico ha mostrato un aumento significativo delle cianofitiche rispetto agli anni precedenti, attribuibile principalmente alle forme filamentose *Planktothrix rubescens*, *Pseudanabaena* e *Limnothrix*. Due cianobatteri, *P. rubescens* e *Microcystis* sp., hanno inoltre sviluppato fioriture superficiali nel corso dell'anno. Tra le altre particolarità dell'andamento del fitoplancton si segnalano la dominanza delle grosse diatomee coloniali rispetto alle forme di piccole dimensioni e lo scarso sviluppo estivo delle clorofitiche.
8. La biomassa fitoplanctonica, rappresentata dalla concentrazione di clorofilla *a* nello strato produttivo (0-20 m), è cresciuta ulteriormente rispetto al biennio precedente. I valori estivi, spesso usati come un indice dello stato trofico, sono quasi raddoppiati.

9. Nonostante l'aumento della biomassa fitoplanctonica, la produzione primaria si è ridotta rispetto al 2019 in tutte le stazioni, in linea con la tendenza osservata negli ultimi anni.
10. Lo zooplancton da crostacei ha mostrato valori di biomassa vicini ai minimi delle serie storiche. In termini di biomassa hanno dominato i copepodi ciclopoidi, mentre le biomasse dei cladoceri filtratori (*Daphnia longispina* s.l., *Bosmina* spp., *Diaphanosoma brachyurum*) e dei cladoceri predatori (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*) sono risultate particolarmente basse.
11. I risultati illustrano in modo chiaro gli effetti di anni (e soprattutto di inverni) miti sull'andamento annuale dell'ecosistema lacustre. Dal punto di vista fisico e chimico, gli effetti degli inverni miti includono circolazioni deboli, esigui rifornimenti epilimnetici di fosforo, e ridotta re-ossigenazione ipolimnetica. Da punto di vista biologico, gli effetti appaiono complessi e paradossali. Infatti, nonostante la ridotta disponibilità di fosforo, gli inverni miti conducono spesso a forti accumuli di biomassa fitoplanctonica, soprattutto in estate, a causa della ridotta edibilità delle specie dominanti.
12. Molti di questi effetti (de-ossigenazione, accumuli di biomassa fitoplanctonica, ecc.) coincidono con i principali sintomi dell'eutrofizzazione lacustre. Questa coincidenza suggerisce che il riscaldamento climatico potrebbe affievolire il miglioramento dello stato del lago atteso a causa dell'abbattimento dei carichi di fosforo. Ovvero, il miglioramento dello stato del lago richiederà probabilmente abbattimenti di fosforo più incisivi di quelli previsti per compensare gli effetti del cambiamento climatico.

Executive summary

1. This report presents the results of CIPAIS' limnological research programme for Lake Lugano for 2020.
2. Weather-wise, 2020 was a warmer than average year. The winter 2019/20, in particular, was exceptionally mild. At the meteorological station of Lugano, during this season, the average air temperature was 2.3°C higher than the long-term average.
3. The water quality of the monitored watercourses (tributaries and outlet) ranged between sufficient (2 sites of 9, i.e. 2/9) and poor (7/9). Nutrient enrichment was the most widespread issue (7/9), followed by contamination by toxic nitrogen compounds (3/9) and organic pollution (1/9). The tributaries Rio Bolletta and Laveggio, with 5 and 6 indicators (of 8) falling in the "poor" quality class, had the most compromised water quality.
4. The external phosphorus loadings (North basin: 18.6 t, South basin: 38.2 t) showed an apparent increase and were noncompliant with management targets.
5. The lake's physical dynamics were marked by exceptionally weak late-winter turnovers. The maximum depth of mixing during turnovers did not extend beyond 36 m in the North basin and 40 m in the South basin. These turnover depths equal (North basin) or set the new minimum (South basin) of the historical series 1983-2020.
6. Due to the weak turnovers, the epilimnetic replenishment of phosphorus and the hypolimnetic replenishment of dissolved oxygen were minimal. Turnover concentrations of P_{tot} in the 0-20 m layer were among the lowest recorded since the beginning of the research programme (Gandria: 11 $\mu\text{g } P_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$, Melide: 30 $\mu\text{g } P_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$, Figino: 28 $\mu\text{g } P_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$). Dissolved-oxygen concentrations in the hypolimnion were critical. In both lake basins, water layers deeper than approximately 50 m remained hypoxic or anoxic throughout the year.
7. The composition of phytoplankton showed a substantial rise in cyanobacteria, driven by the filamentous forms *Planktothrix rubescens*, *Pseudanabaena* and *Limnothrix*. In addition, two species, *P. rubescens* and *Microcystis* sp., formed dense surface blooms. The phytoplankton's year was also marked by the dominance of large colonial diatoms (over smaller diatoms) and a modest summer growth of green algae.
8. The biomass of phytoplankton, measured as Chlorophyll-*a* concentration in the 0-20 m layer, increased compared to the previous two years. Summer values, often used as an index of trophic state, were nearly twice as high.
9. Despite the increase in phytoplankton biomass, primary production decreased compared to 2019, in keeping with a negative trend observed in the recent past.
10. The biomass of zooplankton reached historically low values. The assemblage was dominated by copepods, whereas filter-feeding and predatory cladocerans (*Daphnia longispina* s.l., *Bosmina* spp., *Diaphanosoma brachyurum*, *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus*) were particularly scarce.
11. These results illustrate the effects of warmer-than-usual years (especially warmer winters) on the seasonal succession of the lakes' pelagic ecosystem. From an abiotic standpoint, these effects include weak turnovers, reduced replenishment of epilimnetic phosphorus and nearly no replenishment of hypolimnetic dissolved

oxygen. The biotic effects appear more complex and perhaps paradoxical. Despite the reduced availability of phosphorus in the euphotic layer, mild winters are often followed by accumulation of phytoplankton biomass, especially in summer, due to the poor edibility of dominant forms (e.g. filamentous cyanobacteria).

12. These effects (hypolimnetic de-oxygenation, phytoplankton biomass accumulations, etc.) overlap with the main symptoms of eutrophication. Therefore, climate warming could be mitigating (or could mitigate in the future) the improvement of the state of the lake expected based on the reduction of phosphorus loadings. In other words, improving the state of the lake might require greater-than-anticipated phosphorus reductions to account for the effects of climate change.

INDICE

1. Introduzione	1
1.1. Prefazione	1
1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo	1
2. Inquadramento meteorologico	5
3. Qualità dei corsi d'acqua e carichi di nutrienti	8
3.1. Qualità chimica	8
3.2. Carichi di nutrienti	9
4. Caratteristiche fisiche dell'ambiente pelagico	12
4.1. Livello lacustre	12
4.2. Trasparenza e luce	12
4.3. Temperatura	15
4.4. Profondità di mescolamento e stabilità	17
5. Caratteristiche chimiche dell'ambiente pelagico	20
5.1. Alcalinità e pH	20
5.2. Ossigeno disciolto e sostanze ridotte	20
5.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio)	21
6. Indagini sul fitoplancton	37
6.1. Biomassa e composizione tassonomica	37
6.2. Pigmenti fotosintetici	41
6.3. Produzione primaria	45
7. Zooplancton da crostacei	46
7.1. Biomassa e composizione tassonomica	46
7.2. Struttura trofica	47
8. CONCLUSIONI	51
BIBLIOGRAFIA	52
RINGRAZIAMENTI	53
AUTORI E COLLABORATORI	54
APPENDICI	56

1. Introduzione

1.1. Prefazione

Questo rapporto riassume i risultati conseguiti nel 2020 nell'ambito delle ricerche sugli aspetti limnologici del Lago di Lugano. Le ricerche, promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), sono tese a determinare l'origine, la natura e l'importanza degli inquinamenti o qualsiasi altra forma di alterazione delle acque transfrontaliere.

Per il Lago di Lugano, la cui storia recente è stata segnata da un processo di eutrofizzazione (seconda metà del Novecento) e da un successivo piano di risanamento (dagli anni '70 in poi), gli aspetti principali da sorvegliare comprendono i carichi di fosforo, l'ossigenazione e gli altri indicatori dello stato di trofia delle acque. È quindi su questi aspetti che si è principalmente improntata la ricerca. D'altro canto, il rapporto vuole mettere in luce la complessità e la diversità delle problematiche ambientali che attualmente gravano sul lago. Per rappresentare almeno parzialmente queste problematiche sono state evidenziate anche le conseguenze dei cambiamenti climatici, apparentemente sempre più importanti, e le fioriture di alghe potenzialmente nocive, apparse con particolare intensità nel corso del 2020.

Come in passato, nel corso delle indagini si è cercato di garantire continuità all'organizzazione dell'attività di campagna, alla produzione dei dati e all'elaborazione dei risultati. Nel 2020, a causa di restrizioni imposte dell'emergenza sanitaria per COVID-19, si sono resi necessari degli adattamenti alla campagna, discussi nei relativi capitoli, che però riteniamo non abbiano leso in modo significativo all'omogeneità delle serie storiche.

1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo

La campagna di indagini ha coinvolto principalmente le seguenti 12 stazioni di rilevamento:

- tre stazioni ubicate nella zona pelagica del lago (Gandria, Melide e Figino; Figura 1.2.2, Tabella 1.2.2);
- otto stazioni ubicate sui maggiori tributari del lago, in chiusura di bacino (Figura 1.2.1, Tabella 1.2.3);
- una stazione ubicata nella sezione d'incile dell'emissario (fiume Tresa; Figura 1.2.1, Tabella 1.2.3).

Le tre stazioni di prelievo lacustri sono state scelte agli inizi del programma di ricerche (primi anni '80) in modo da rappresentare i due principali bacini del lago, nord e sud, che si distinguono per caratteristiche morfologiche, idrologiche e stato trofico (Tabella 1.2.1). La stazione di Gandria rappresenta il bacino nord, mentre le stazioni di Melide e Figino rappresentano il bacino sud. In queste stazioni sono state raccolte le informazioni inerenti la fisica, la chimica e il plancton dell'ambiente pelagico lacustre (Capitoli 4-7).

I tributari campionati includono i sei corsi d'acqua maggiori (Veduggio, Cassarate, Cuccio, Magliasina, Laveggio e Livone) e due corsi d'acqua minori che però producono carichi di nutrienti elevati (Bolletta e Scairolo). In questi corsi d'acqua sono stati raccolti i dati per la valutazione della qualità delle acque e dei carichi di nutrienti veicolati al lago (Capitolo 3).

I dati raccolti presso la stazione sull'emissario Tresa hanno permesso di calcolare i flussi di nutrienti in uscita dal lago, necessari per il calcolo dei relativi bilanci (trattati nei rapporti triennali).

Inoltre, per l'elaborazione del rapporto si è fatto uso di informazioni attinte dai dati meteorologici di MeteoSvizzera e dai dati idrologici dell'Ufficio Federale dell'Ambiente (UFAM) e dell'Istituto scienze della Terra della SUPSI (Figure 1.2.1, Figura 1.2.2).

Tabella 1.2.1. Caratteristiche geografiche e morfometriche del Lago di Lugano (suddiviso nei bacini nord, sud e di Ponte Tresa) e del suo bacino imbrifero.

		<u>Nord</u>	<u>Sud</u>	<u>P. Tresa</u>
Area bacino imbrifero	[km ²]	269.7	290.3	5.6
Area bacino lacustre	[km ²]	27.5	20.3	1.1
Area bacini a monte	[km ²]	-	297.2	607.8
Area totale bacino imbrifero	[km ²]	297.2	607.8	614.5
Volume bacino lacustre	[km ³]	4.69	1.14	0.03
Deflusso annuo emissario	[km ³]	0.38	0.77	0.78
Tempo teorico di ricambio	[anni]	12.3	1.4	0.04
Profondità media	[m]	171	55	33
Profondità massima	[m]	288	95	50

Tabella 1.2.2. Coordinate (Long = longitudine e Lat = latitudine secondo i sistemi di riferimento MN95 e WGS84) delle stazioni di campionamento in ambiente pelagico.

	MN95		WGS84	
	<u>Long</u>	<u>Lat</u>	<u>Long</u>	<u>Lat</u>
Gandria	2 722 532	1 096 697	46.0107	9.0206
Melide	2 717 852	1 088 684	45.9395	8.9582
Figino	2 712 809	1 090 718	45.9586	8.8937

Tabella 1.2.3. Coordinate (Long = longitudine e Lat = latitudine secondo i sistemi di riferimento MN95 e WGS84) delle stazioni di campionamento sui maggiori tributari del lago e sull'emissario (Tresa).

	<u>Località</u>	MN95		WGS84		<u>Area bacino</u> [km ²]
		<u>Long</u>	<u>Lat</u>	<u>Long</u>	<u>Lat</u>	
Cassarate	Pregassona	2 718 010	1 097 380	46.0180	8.9620	73.9
Cuccio	Porlezza	2 731 000	1 099 100	46.0307	9.1306	53.8
Livone	Osteno	2 727 500	1 096 500	46.0080	9.0847	30.6
Bolletta	Porto Ceresio	2 713 075	1 084 900	45.9063	8.8958	19.5
Laveggio	Riva San Vitale	2 719 140	1 083 880	45.8960	8.9736	28.9
Magliasina	Magliaso	2 711 620	1 093 290	45.9820	8.8790	34.3
Scairolo	Figino	2 713 810	1 089 920	45.9513	8.9064	9.7
Tresa	Ponte Tresa	2 709 580	1 092 145	45.9720	8.8524	614.5
Vedeggio	Bioggio	2 713 900	1 095 100	45.9979	8.9088	106.0

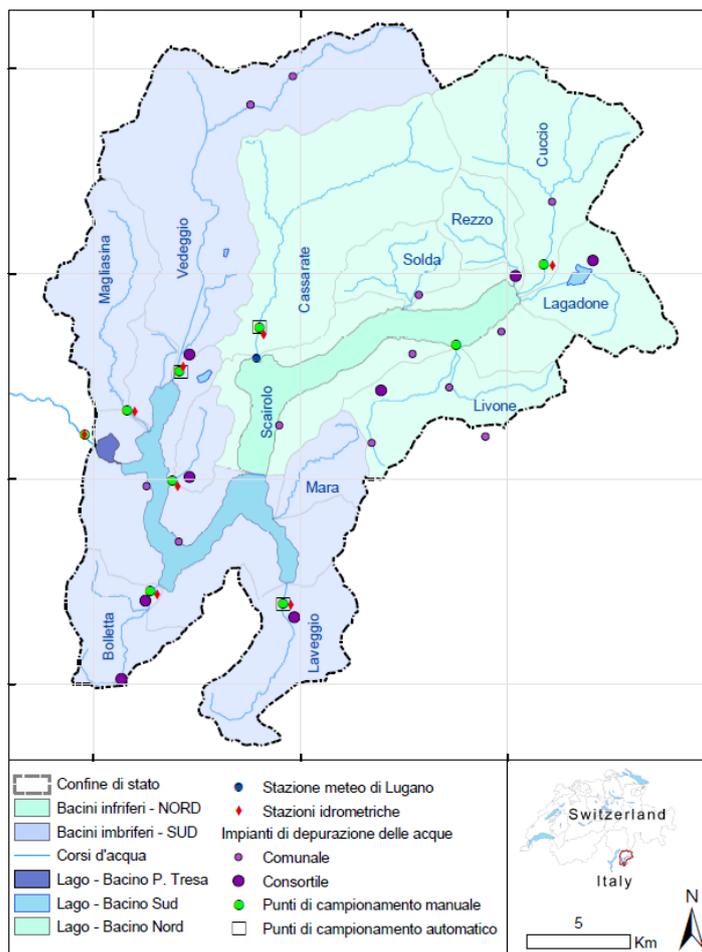


Figura 1.2.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni per la misura della portata dei punti di campionamento manuale e automatico e degli impianti di depurazione.

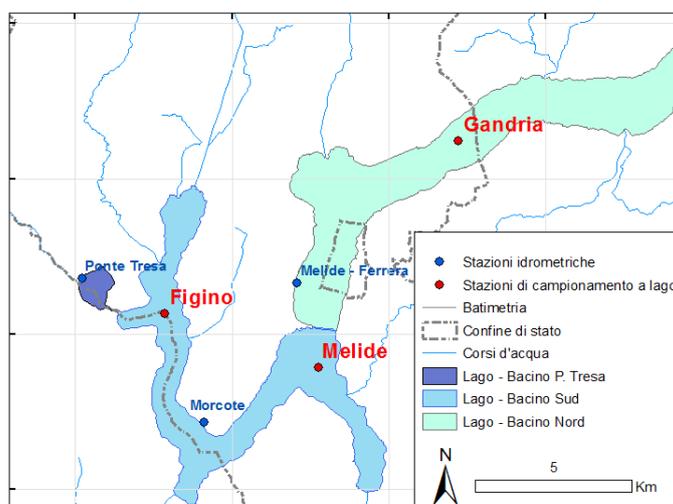


Figura 1.2.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo in ambiente pelagico (Gandria, Melide e Figino) e delle stazioni idrometriche dell’Ufficio Federale dell’Ambiente (Melide-Ferrera e Ponte Tresa).

2. Inquadramento meteorologico

Per l'inquadramento meteorologico si riportano informazioni su temperatura, soleggiamento e precipitazioni, che influenzano direttamente o indirettamente la maggior parte delle dinamiche lacustri. I dati provengono dall'Ufficio Federale di meteorologia e climatologia [MeteoSvizzera](#). Il clima del bacino lacustre è trattato in maggior dettaglio negli [Annuari idrologici del Cantone Ticino](#).

Inverno 2019-2020. L'inverno meteorologico 2019/20 (mesi di dicembre, gennaio e febbraio) è stato eccezionalmente mite, il più caldo dall'inizio delle misure (1864). La temperatura media invernale a scala nazionale (0.7°C) è stata positiva, una situazione ripetutasi solo quattro volte dal 1864, tutte le volte negli ultimi 30 anni. L'eccezionale mitezza si è manifestata anche a Lugano, dove la temperatura media invernale è stata pari a 6.3°C ($+2.3^{\circ}\text{C}$ rispetto alla norma; Tabella 2.1, Figura 2.1). Riguardo ad altri parametri, a sud delle Alpi il soleggiamento (somma delle ore di sole) è stato leggermente superiore alla norma (126% della norma a Lugano; Tabella 2.1, Figura 2.1), mentre le precipitazioni sono state essenzialmente in linea con la norma (104%), nonostante i mesi di gennaio e febbraio siano stati insolitamente secchi (Tabella 2.1, Figura 2.1).

Tabella 2.1. Temperatura, soleggiamento e precipitazioni a Lugano (stazione della rete di MeteoSvizzera) rispetto alla norma 1981-2020. I valori rappresentano le medie del valore mensile (temperatura: media dei valori giornalieri; soleggiamento e precipitazioni: somma dei valori giornalieri) all'interno delle stagioni indicate. Per dicembre è indicato solo il valore mensile. dev = deviazione dalla norma.

	<u>Temperatura</u>		<u>Soleggiamento</u>		<u>Precipitazioni</u>	
	media	dev	media	dev	media	dev
	[$^{\circ}\text{C}$]	[$^{\circ}\text{C}$]	[h]	%	[mm]	%
Inverno '19/20	6.3	+2.3	156	126	69	104
Primavera	13.2	+1.4	220	121	138	96
Estate	22.0	+0.9	256	107	180	114
Autunno	13.5	+0.7	174	119	139	92
Dicembre '20	4.9	+0.6	38	35	164	205
Media annua	13.7	+1.3	195	113	129	99
Somma annua	--	--	2340	113	1542	99

Primavera 2020. Dopo l'inverno, anche la primavera 2020 è stata insolitamente calda, la terza più calda in Svizzera dal 1864. A Lugano, la temperatura media primaverile è

stata pari a 13.2°C ($+1.4^{\circ}\text{C}$ rispetto alla norma). Inoltre, la primavera si è distinta per il forte soleggiamento (Lugano: 220 h mese^{-1} , 121% della norma). Le precipitazioni, sebbene scarse a livello nazionale, hanno mostrato differenze locali e a Lugano sono state vicine al valore normale (138 mm mese^{-1} , 96% della norma).

Estate 2020. Come le stagioni precedenti, l'estate 2020 è stata una delle più calde dall'inizio delle misure, sia a scala nazionale che al sud delle Alpi. A Lugano, la temperatura media estiva (22.0°C) ha superato di quasi 1°C ($+0.9^{\circ}\text{C}$) la norma. Solo l'inizio di stagione ha mostrato temperature nella norma, mentre nel periodo compreso tra la fine di luglio e la prima metà di agosto le temperature sono state insolitamente elevate a causa dell'arrivo di due ondate di caldo. Soleggiamento e precipitazioni sono invece rimasti nei pressi dei valori normali, anche se il grosso delle precipitazioni è caduto al termine della stagione, in particolare durante un evento di forti piogge concentrato nei giorni 28-29 agosto.

Autunno 2020. La temperatura media autunnale è stata complessivamente superiore alla norma (Lugano: 13.5°C , $+0.7^{\circ}\text{C}$ rispetto alla norma). Alla mitezza stagionale hanno contribuito soprattutto i mesi di settembre e novembre, mentre ottobre è stato più fresco del solito. L'autunno è stato inoltre ben soleggiato (199% della norma) e relativamente povero di precipitazioni (92% della norma), soprattutto in novembre, quando le precipitazioni non hanno superato il 20% della norma a livello nazionale e sono state ancora più scarse (localmente fino a meno del 5%) a sud delle Alpi.

Inizio inverno 2020-2021. Il mese di dicembre 2020 è stato mite sia a scala nazionale che localmente a Lugano (temperatura 13.7°C , $+1.3^{\circ}\text{C}$ della norma), ma gli aspetti più salienti del mese sono state le forti nevicate sopraggiunte a fine mese e lo scarso soleggiamento (35% della norma), che ha segnato il valore più basso registrato dall'inizio delle misure.

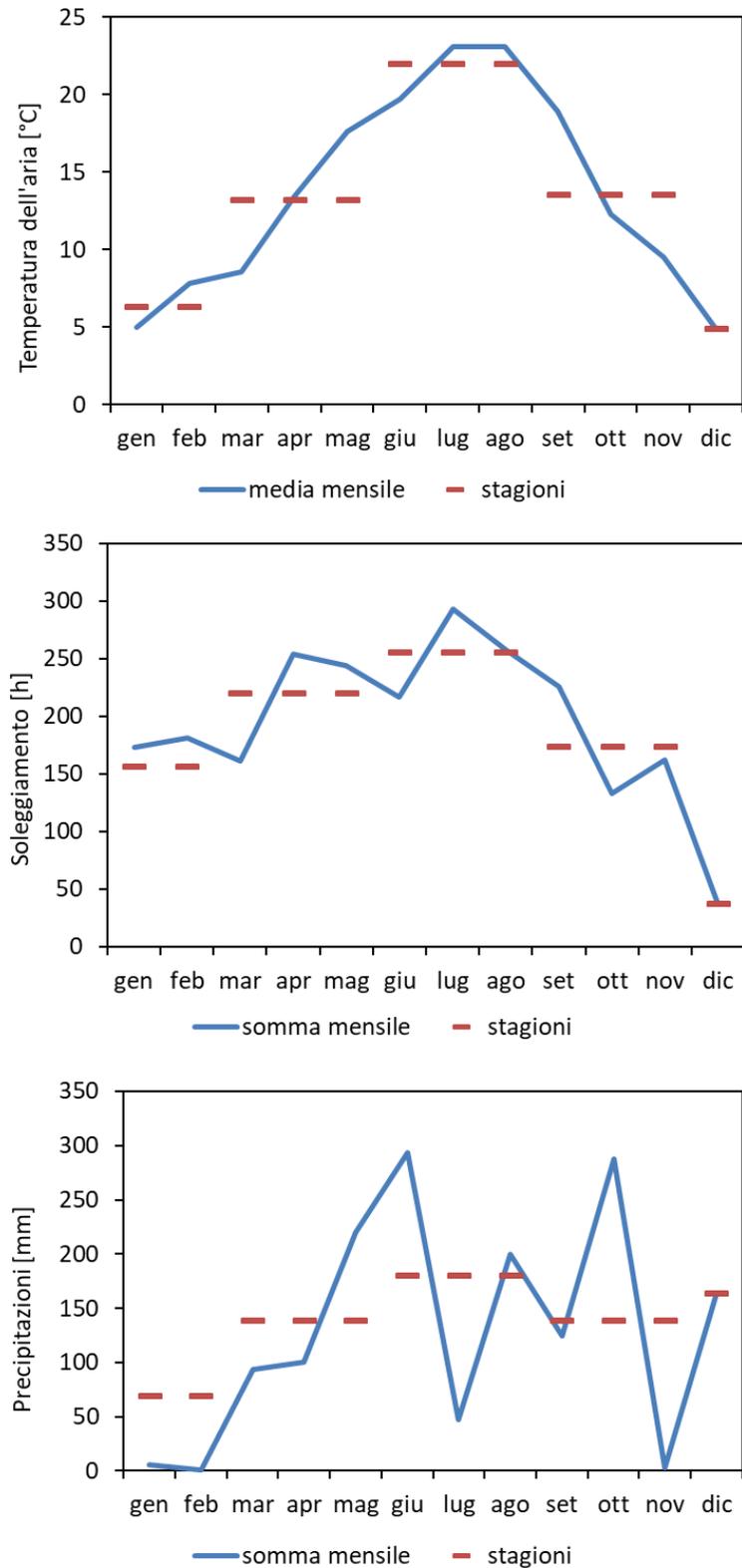


Figura 2.1. Temperatura dell'aria, soleggiamento e precipitazioni a Lugano (stazione della rete di MeteoSvizzera). Sono rappresentati sia i valori mensili (temperatura: media del valore giornaliero; soleggiamento e precipitazioni: somma dei valori giornalieri) sia i valori medi stagionali (medie dei valori mensili; vedi Tabella 2.1).

3. Qualità chimica dei corsi d'acqua e carichi di nutrienti

Questo capitolo riporta lo stato chimico delle acque dei principali tributari e dell'emissario del lago e le stime dei carichi esterni dei principali nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) gravanti sul lago. Lo stato chimico è stato valutato mediante il metodo proposto dall'Ufficio Federale dell'Ambiente (Liechi, 2010). Questo sistema basato su moduli e livelli assegna una classe di qualità a ciascuno di otto parametri chimici (PO_4 , P_{tot} , NO_3 , N_{tot} , NH_4 , NO_2 , BOD_5 e DOC) in base alla distribuzione delle concentrazioni osservate, usando il 90° percentile come riferimento. Tra questi parametri, PO_4 , P_{tot} , NO_3 e N_{tot} rappresentano i principali macronutrienti, NH_4 e NO_2 i composti azotati potenzialmente nocivi, BOD_5 e DOC gli indicatori di inquinamento organico. Lo stato complessivo del corso d'acqua viene determinato dal parametro che fa segnare la peggiore classe di qualità.

I carichi dei nutrienti P_{tot} e N_{tot} veicolati dai tributari e dall'emissario sono stati calcolati a partire da concentrazioni misurate da campioni istantanei mensili o campioni compositi raccolti mediante auto-campionatori e valori di portata giornalieri (dati UFAM e IST-SUPSI). I carichi totali sono stati stimati aggiungendo al contributo proveniente dai tributari maggiori gli apporti provenienti da: (i) i tributari minori non campionati, (ii) gli abitanti rivieraschi e gli scaricatori di piena al lago (ARSPL), (iii) le deposizioni atmosferiche sul bacino lacustre e, per il bacino sud, (iv) il canale che collega i due bacini a Melide. I metodi di stima e le tecniche analitiche sono descritte in dettaglio in Appendice II.

3.1. Qualità chimica

Nel 2020, la qualità chimica dei corsi d'acqua monitorati è variata tra sufficiente (Cuccio e Tresa: tutti i parametri assegnati a qualità almeno sufficiente) e carente (Cassarate, Livone, Bolletta, Laveggio e Vedeggio: almeno un parametro assegnato a qualità cattiva; Tabella 3.1.1).

Complessivamente, i tributari del bacino nord hanno presentato una qualità migliore rispetto a quelli del bacino sud. Nei primi, infatti, classi di qualità insufficienti hanno riguardato solo P_{tot} e PO_4 (Cassarate e Livone). Per contro, nei secondi le insufficienze hanno riguardato, oltre al fosforo (eccezione: Scairolo), anche le concentrazioni di N_{tot} e/o NO_3 (Laveggio e Scairolo), dei composti azotati potenzialmente nocivi (Rio Bolletta, Laveggio e Vedeggio) e degli indicatori di carico organico (BOD_5 , Rio Bolletta).

Alla qualità dell'emissario Tresa, senza insufficienze, ha senz'altro contribuito l'opera di depurazione esercitata dal lago.

Tra le diverse tipologie di inquinamento ha prevalso l'arricchimento in macronutrienti (eutrofizzazione), un problema riscontrato in tutti i corsi d'acqua eccetto il Cuccio e il Tresa. A questa tipologia hanno fatto seguito l'inquinamento dovuto ai composti azotati nocivi (3 corsi d'acqua su 9) e l'inquinamento organico (1 corso d'acqua su 9). Tra i corsi d'acqua, sono apparsi particolarmente inquinati il Rio Bolletta e il Laveggio (5 e 6 indicatori insufficienti su 8).

3.2. Carichi di nutrienti

Nel 2020, i carichi esterni di fosforo totale (P_{tot}) sono stati stimati a 18.6 t per il bacino nord e 38.2 t per il bacino sud, quelli di azoto totale (N_{tot}) a 500 t e 1373 t, rispettivamente (Tabella 3.2.1). La maggior parte di questi quantitativi è stata veicolata dai tributari maggiori, dalle aree non campionate e, per il bacino sud, dal canale di collegamento tra i due bacini (Tabella 3.2.2). I carichi di fosforo appaiono leggermente superiori a quelli misurati negli ultimi anni. Tuttavia le stime dei carichi totali presentano incertezze (Tabella 3.2.1) che non permettono di trarre conclusioni riguardo ad eventuali differenze tra anno e anno (si tratta di indici più idonei alla valutazione di tendenze a lungo termine).

Anche nel 2020 i depuratori situati su Vedeggio, Scairolo e Laveggio hanno mostrato un'elevata efficienza di rimozione del fosforo (95-98%, dati forniti dai consorzi di depurazione). I carichi in uscita da questi impianti hanno contribuito con una parte importante (25-41%), ma non predominante, del carico totale di fosforo veicolato dai rispettivi tributari (Tabella 3.2.3). Per l'azoto, vanno distinti l'impianto di Lugano-Bioggio, in cui la rimozione di azoto è relativamente efficace (53%) grazie alla fase di denitrificazione, dagli impianti Mendrisio-Rancate e Pian Scairolo-Barbengo, ancora privi di questa fase (efficienza di rimozione dell'azoto dell'impianto di Melide-Rancate: 19%). Per questa differenza, l'impianto di Bioggio ha contribuito meno della metà del carico complessivo d'azoto (44%) del tratto terminale del Vedeggio, mentre gli altri impianti restano le principali fonti di carico di azoto (61-79%) dei rispettivi ricettori.

Tabella 3.1.1. Lago di Lugano, 2020: mediane e 90° percentile (in parentesi) di alcuni parametri chimici misurati nei maggiori tributari e nell'emissario (n=12). La valutazione della qualità è stata applicata al 90° percentile. Per NH₄ e NO₂, la cui classificazione in classi dipende da altri fattori (temperatura e cloruro, rispettivamente) viene riportato anche il 90° percentile dell'indice di qualità normalizzato (X_N).

Fasce di qualità:  = cattiva,  = scarsa,  = sufficiente,  = buona,  = elevata

a) *macronutrienti*

	<u>PO₄</u> [µg P L ⁻¹]	<u>P_{tot}</u> [µg P L ⁻¹]	<u>NO₃</u> [mg N L ⁻¹]	<u>N_{tot}</u> [mg N L ⁻¹]
Cassarate	5 (23) 	11 (154) 	0.77 (1.00) 	1.12 (1.87) 
Cuccio	16 (42) 	29 (56) 	0.70 (1.05) 	0.98 (1.46) 
Livone	81 (123) 	92 (171) 	2.40 (3.04) 	2.77 (3.51) 
Bolletta	28 (949) 	405 (1691) 	2.23 (3.41) 	4.81 (8.54) 
Laveggio	18 (68) 	30 (151) 	10.03 (16.77) 	12.17 (20.84) 
Magliasina	6 (13) 	10 (100) 	0.96 (1.19) 	1.27 (1.73) 
Scairolo	4 (41) 	17 (76) 	6.34 (9.04) 	7.25 (10.26) 
Vedeggio	24 (53) 	48 (153) 	3.77 (6.39) 	4.07 (7.98) 
Tresa	3 (14) 	2 (29) 	0.63 (1.14) 	1.14 (1.54) 

b) *composti azotati potenzialmente nocivi (NH₄, NO₂) e indicatori di carico organico (BOD₅, DOC)*

	<u>NH₄</u> [mg N L ⁻¹]	<u>NO₂</u> [mg N L ⁻¹]	<u>BOD₅</u> [mg O ₂ L ⁻¹]	<u>DOC</u> [mg C L ⁻¹]
Cassarate	0.01 (0.10, 0.50 _N) 	0.00 (0.01, 0.34 _N) 	1.1 (3.9) 	0.8 (2.1) 
Cuccio	0.01 (0.06, 0.28 _N) 	0.00 (0.01, 0.33 _N) 	1.0 (2.5) 	0.8 (1.1) 
Livone	0.01 (0.06, 0.16 _N) 	0.01 (0.02, 1.09 _N) 	0.9 (2.8) 	1.2 (1.7) 
Bolletta	1.35 (3.94, 19.69 _N) 	0.09 (0.29, 5.39 _N) 	5.0 (11.0) 	1.8 (3.3) 
Laveggio	0.01 (0.78, 3.90 _N) 	0.01 (0.07, 1.56 _N) 	1.0 (4.1) 	1.5 (2.4) 
Magliasina	0.01 (0.04, 0.20 _N) 	0.00 (0.00, 0.23 _N) 	0.7 (2.4) 	0.9 (2.2) 
Scairolo	0.01 (0.17, 0.67 _N) 	0.00 (0.02, 0.45 _N) 	1.0 (2.1) 	1.5 (2.1) 
Vedeggio	0.02 (1.08, 2.90 _N) 	0.00 (0.04, 1.37 _N) 	1.2 (4.1) 	1.5 (2.0) 
Tresa	0.02 (0.07, 0.34 _N) 	0.01 (0.02, 1.22 _N) 	1.1 (1.7) 	1.6 (2.6) 

Tabella 3.2.1. Lago di Lugano, 2020: carichi di nutrienti dei maggiori tributari e dell'emissario calcolati in base a campioni istantanei (C.I.) e mediante campioni integrati (autocampionatori, A.C.). I valori tra parentesi rappresentano gli intervalli di confidenza al 95%.

	<u>P_{tot}</u> C.I. [t a ⁻¹]	<u>P_{tot}</u> A.C. [t a ⁻¹]	<u>N_{tot}</u> C.I. [t a ⁻¹]	<u>N_{tot}</u> A.C. [t a ⁻¹]
Cassarate	5.3 (5.2)	4.5	94 (51)	97
Cuccio	2.2 (0.4)		78 (9)	
Livone [†]	3.4 (0.5)		95 (9)	
Ponte-diga Melide [†]	4.3 (1.3)		186 (54)	
Bolletta	10.0 (2.8)		97 (10)	
Laveggio	2.5 (2.9)	1.7	281 (167)	295
Magliasina	2.1 (2.5)		46 (44)	
Scairolo	0.4 (0.3)		49 (22)	
Vedeggio	8.4 (9.0)	11.8	353 (240)	507
Tresa	13.9 (6.4)		740 (259)	

[†]: valori di portata stimati

Tabella 3.2.2. Lago di Lugano, 2020: fonti dei carichi esterni di fosforo (in %).

	<u>Bacino nord</u> %	<u>Bacino sud</u> %
Bacino nord	-	11
Tributari maggiori (campionati)	54	68
Tributari non campionati	28	11
Deposizioni atmosferiche	5	2
Abitanti non allacciati e scaricatori di piena	13	8

Tabella 3.2.3. Lago di Lugano, 2020: carichi di nutrienti provenienti dagli impianti di depurazione delle acque (L = Lugano-Bioggio; M = Mendrisio-Rancate; PS = Pian Scairolo-Barbengo). Le percentuali indicano il contributo al carico del ricettore (Tabella 3.2.1).

<u>Ricettore</u>	<u>P_{tot}</u> [t a ⁻¹]	<u>P_{tot}</u> %	<u>N_{tot}</u> [t a ⁻¹]	<u>N_{tot}</u> %
L Vedeggio	3.2	27	223	44
M Laveggio	0.7	41	180	61
PS Scairolo	0.1	25	38	79

4. Caratteristiche fisiche dell'ambiente pelagico

L'analisi dei parametri fisici che caratterizzano l'ecosistema pelagico si è concentrata sulle variazioni di livello, trasparenza (profondità di Secchi), luce e temperatura durante l'intero ciclo annuale. In aggiunta, per approfondire le dinamiche termiche, sono state esaminate le variazioni della profondità di mescolamento e della stabilità della colonna d'acqua (metodi in Appendice II).

4.1. Livello lacustre

Nel 2020, l'altezza media del livello lacustre registrata a Melide-Ferrera è stata di 270.54 m s.l.m. (Figura 4.1.1). Come di consueto, a causa della regolazione artificiale presso lo sbarramento di Ponte Tresa, le escursioni di livello sono state minime (intervallo: 270.34 - 271.08 m; escursione massima: 0.74 m).

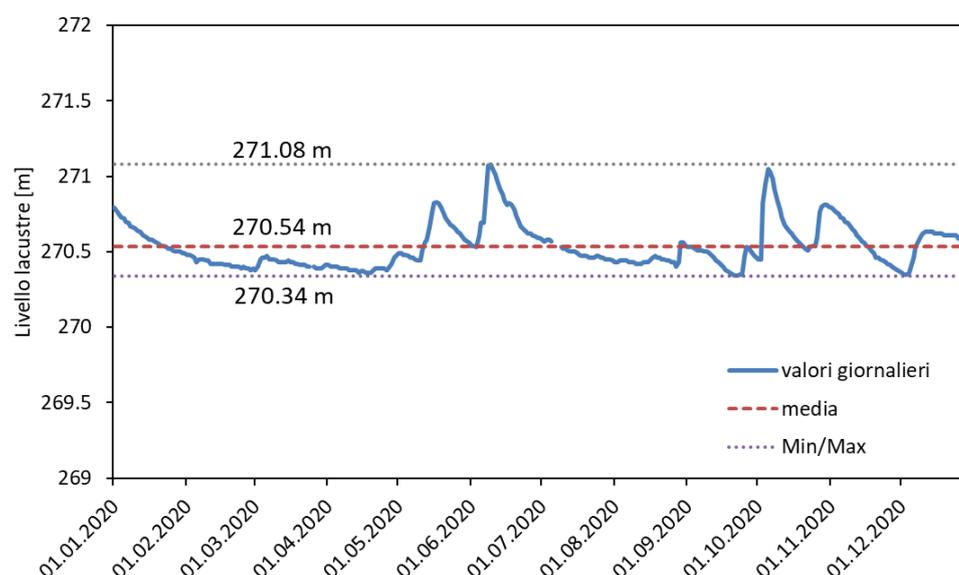


Figura 4.1.1. Lago di Lugano, 2020: livelli giornalieri misurati a Melide-Ferrera (dati UFAM).

4.2. Trasparenza e luce

I valori annuali della profondità di Secchi (medie: Gandria = 5.4 m, Melide = 4.3 m, Figino = 4.2 m) indicano una trasparenza ridotta, tipica di laghi eutrofici secondo la classificazione OECD (Vollenweider, 1982). Questi valori indicano che nel 2020 la trasparenza è stata complessivamente inferiore rispetto al recente passato.

Gli andamenti mensili della trasparenza (Figura 4.2.1) sono apparsi inconsueti poiché non hanno mostrato la stagionalità tipica dei laghi temperati, contraddistinta da fasi di chiarificazione in inverno e tarda primavera. Bensì, la trasparenza è rimasta generalmente compresa tra 2 e 6 m, salvo per accenni di miglioramento nei mesi di luglio e ottobre (oltre a maggio nel bacino nord). Nel 2020, alla ridotta trasparenza delle acque non ha contribuito solo un forte sviluppo del fitoplancton (Capitolo 6), ma anche un fenomeno di “whiting” (precipitazione di calcite), che è stato particolarmente intenso tra maggio e giugno nel bacino nord (Figura 4.2.2).

La profondità della zona eufotica Z_{EUF} (profondità alla quale la luce è ridotta all'1% del valore misurato in superficie; Figura 4.2.1) ha essenzialmente mostrato le stesse tendenze della profondità di Secchi (con la quale è associata: coefficiente di correlazione $r = 0.5-0.6$). I valori medi annuali sono stati vicini a 8 m (Gandria = 8.2 m, Melide = 7.9 m, Figino = 8.1 m). Dalla relazione tra la profondità di Secchi e Z_{EUF} (*non illustrata*) si può inoltre desumere che nel lago Z_{EUF} si colloca a una profondità di circa 2.0-2.3 volte la profondità di Secchi.

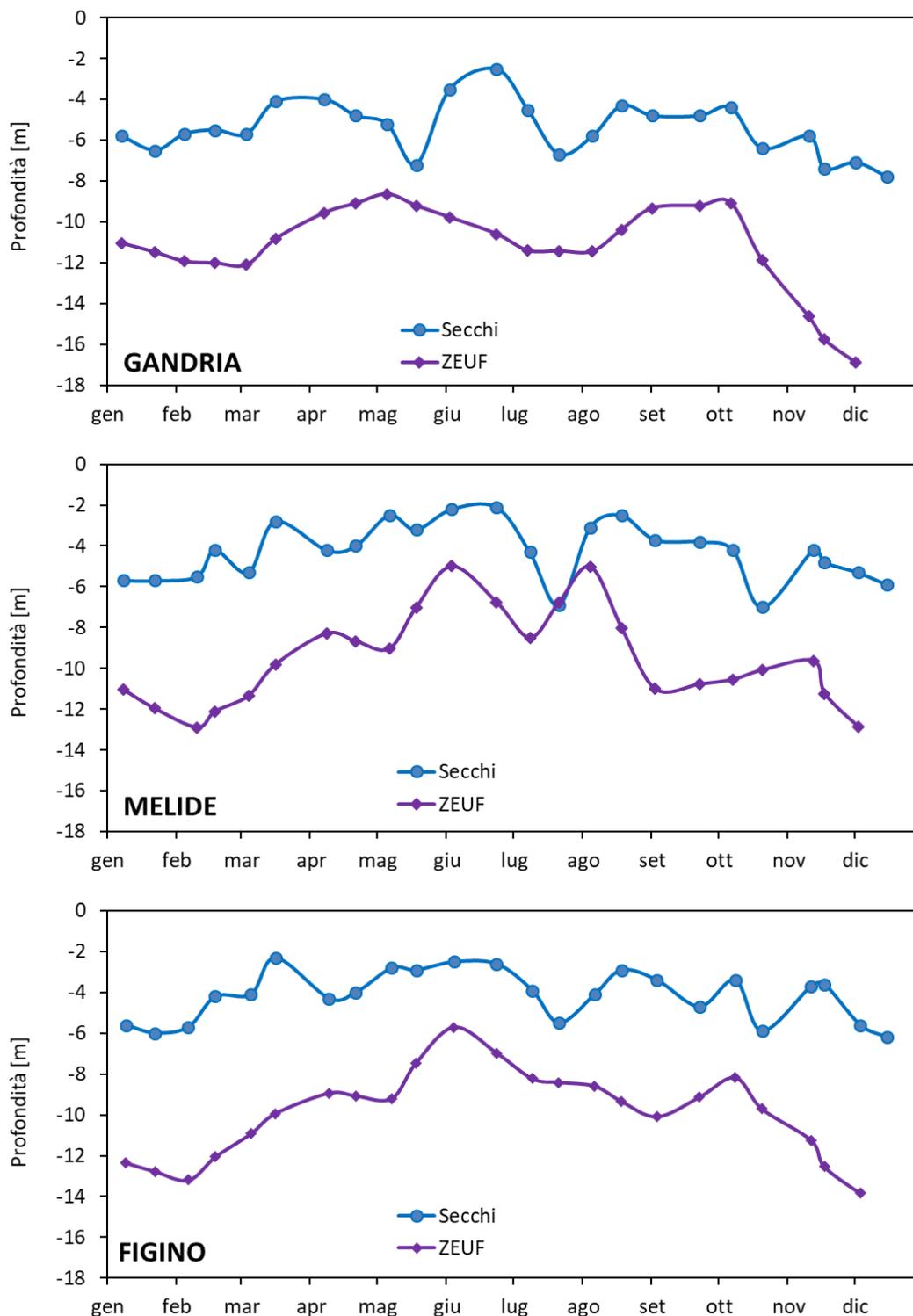


Figura 4.2.1. Lago di Lugano, 2020: andamento della profondità di Secchi (trasparenza) e della profondità della zona eufotica (Z_{EUF}).



Figura 4.2.2. Lago di Lugano, 2020: episodio di “whiting” (precipitazione di calcite) nel bacino nord (Golfo di Lugano, 25 giugno 2020).

4.3. Temperatura

La temperatura viene descritta dai valori medi nello strato produttivo (0-20 m, T_{0-20}) e, solo per il bacino nord, dal valore medio nello strato profondo (100-285 m, $T_{100-285}$). Nello strato produttivo, la temperatura media annuale è stata pari a 12.4°C a Gandria, 11.8°C a Melide e 11.6°C a Figino.

Questi valori sono simili a quelli registrati nel 2019 (un altro anno caldo) e vanno annoverati tra i più elevati della serie storica. A Gandria, nello strato profondo la

temperatura media annuale è stata pari a 6.0°C. Dopo le circolazioni eccezionali degli anni 2005-2006, che avevano temporaneamente raffreddato le acque del monimolimnio, la temperatura ha continuato a crescere, e ha ormai superato anche la temperatura massima raggiunta prima delle circolazioni (5.9°C). La temperatura attuale delle acque profonde è la più elevata registrata dall'inizio delle indagini nell'anno 1981, all'inizio del quale, per confronto, furono registrati valori di 5.1°C.

Negli andamenti mensili delle temperature nello strato produttivo T_{0-20} (Figura 4.3.1) colpiscono soprattutto le temperature invernali e primaverili che appaiono insolitamente elevate per il periodo. Per esempio, tra gennaio e febbraio, vale a dire nei mesi che solitamente precedono la circolazione, le temperature medie mensili non sono scese sotto 7.0°C a Gandria e Melide o 6.8°C a Figino.

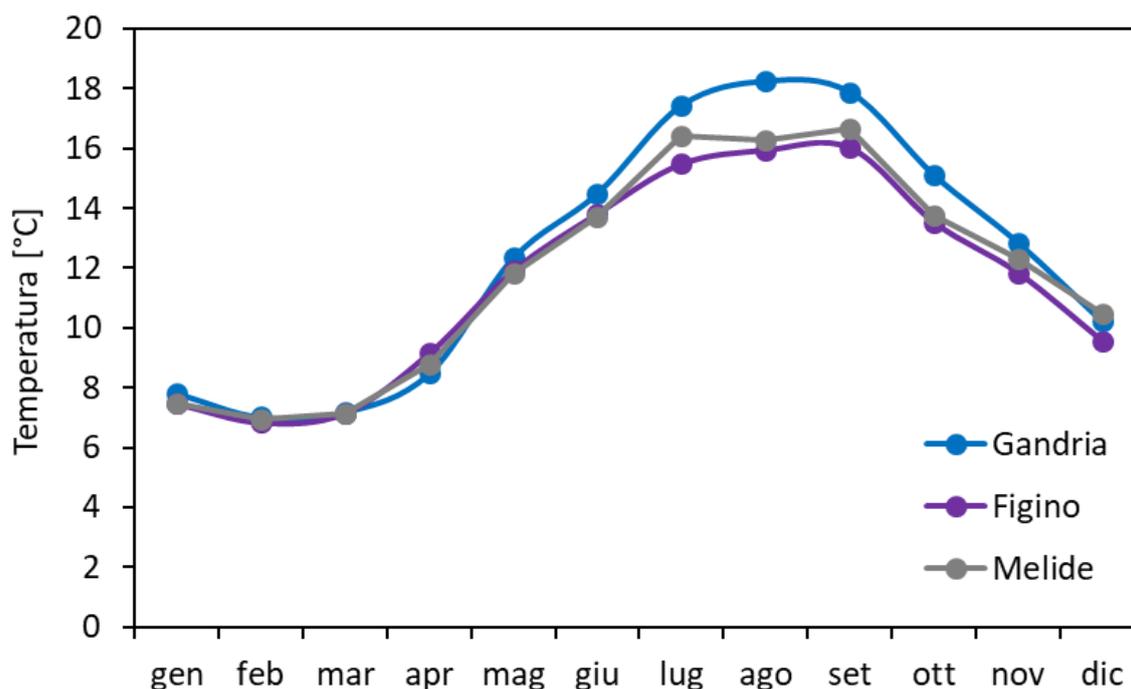


Figura 4.3.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della temperatura media nello strato produttivo (0-20 m). I valori rappresentati sono le medie mensili calcolate da osservazioni quindicinali (generalmente due per mese).

L'andamento della temperatura T_{0-20} rispecchia la variazione stagionale della temperatura dell'aria a Lugano (Capitolo 2), contraddistinta da elevati scarti positivi rispetto alla norma proprio in inverno e primavera.

4.4. Profondità di mescolamento e stabilità

Nel 2020 si è nuovamente assistito a una circolazione debole e parziale in entrambi i bacini del lago (Figura 4.4.1). Nel bacino nord, il mescolamento non si è spinto oltre i 36 m di profondità (raggiunti il 4 febbraio). Questo valore eguaglia il minimo della serie storica 1983-2020, già toccato nel 1988, e rappresenta poco più della metà della profondità di mescolamento media (64 m).

Nel bacino sud, il mescolamento ha raggiunto la profondità massima di soli 40 m il 6 febbraio. Per questo bacino, normalmente olomittico, si tratta della quarta circolazione parziale osservata dal 1983. Inoltre, la profondità di 40 m è la minima profondità di mescolamento alla circolazione registrata dall'inizio delle misure.

Alla circolazione è seguito l'abituale periodo di stratificazione stabile (aprile-settembre), in cui la profondità massima dello strato mescolato si è assestata attorno a 6 m nel bacino nord e attorno a 5 m nel bacino sud. A partire da ottobre il mescolamento ha incominciato a spingersi nuovamente in profondità, raggiungendo i 22 m (bacino nord) o 20 m (bacino sud) in dicembre.

L'andamento della stabilità meccanica della colonna d'acqua (Figura 4.4.2) conferma che la colonna d'acqua dei due bacini è rimasta costantemente stratificata. Il bacino sud ha comunque attraversato un periodo di relativa instabilità tra febbraio e marzo, durante il quale la stabilità di Schmidt è scesa fino a 156 J m^{-2} . La stratificazione del bacino nord è invece rimasta stabile anche nel periodo della circolazione (stabilità di Schmidt $\geq 3058 \text{ J m}^{-2}$). Per questo bacino il 2020 ha almeno temporaneamente interrotto una tendenza pluriennale alla destratificazione della colonna d'acqua (IST, 2020).

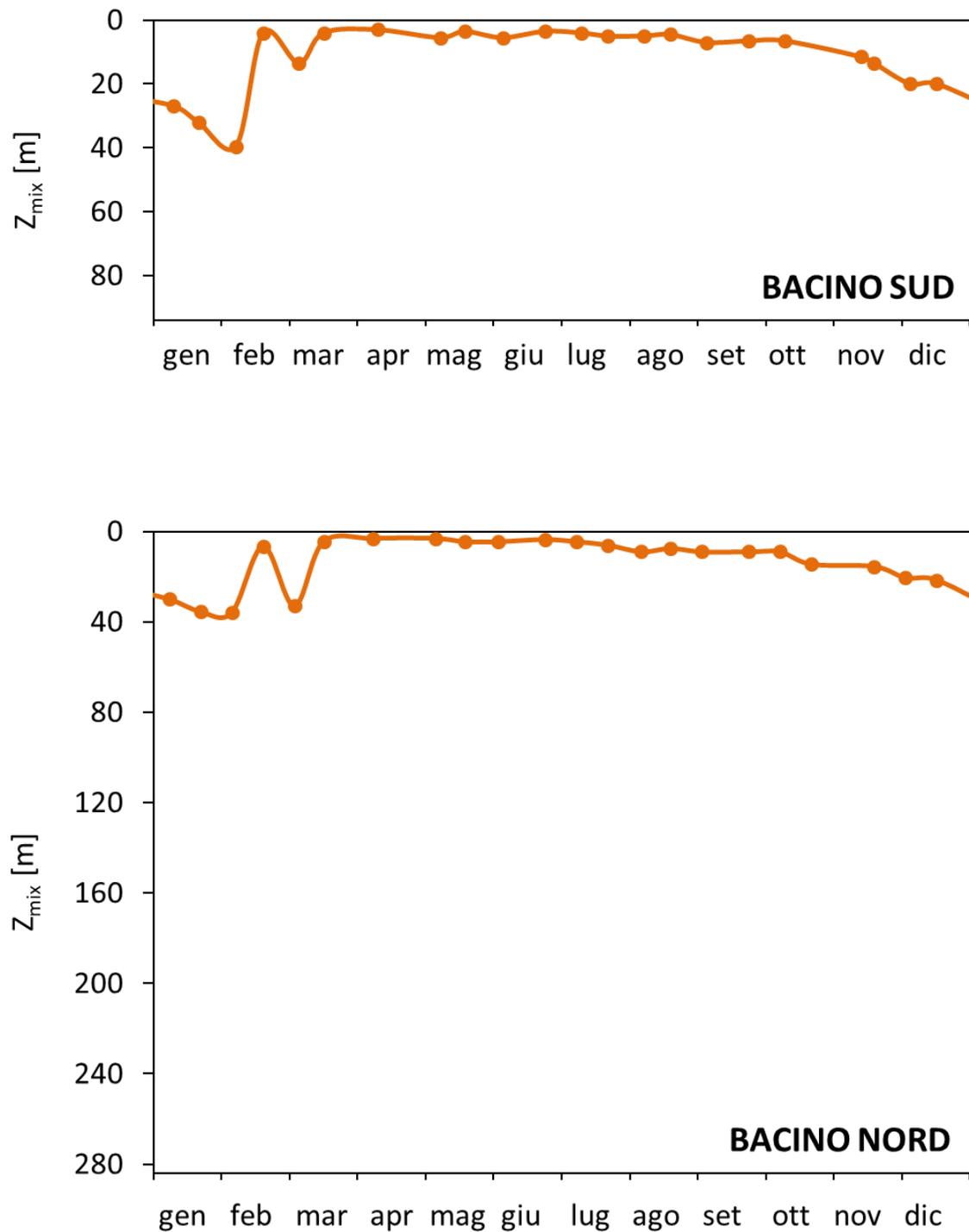


Figura 4.4.1. Lago di Lugano, 2020: andamento della profondità massima di mescolamento delle acque (Z_{mix}) alle stazioni di Figino (bacino sud) e Gandria (bacino nord).

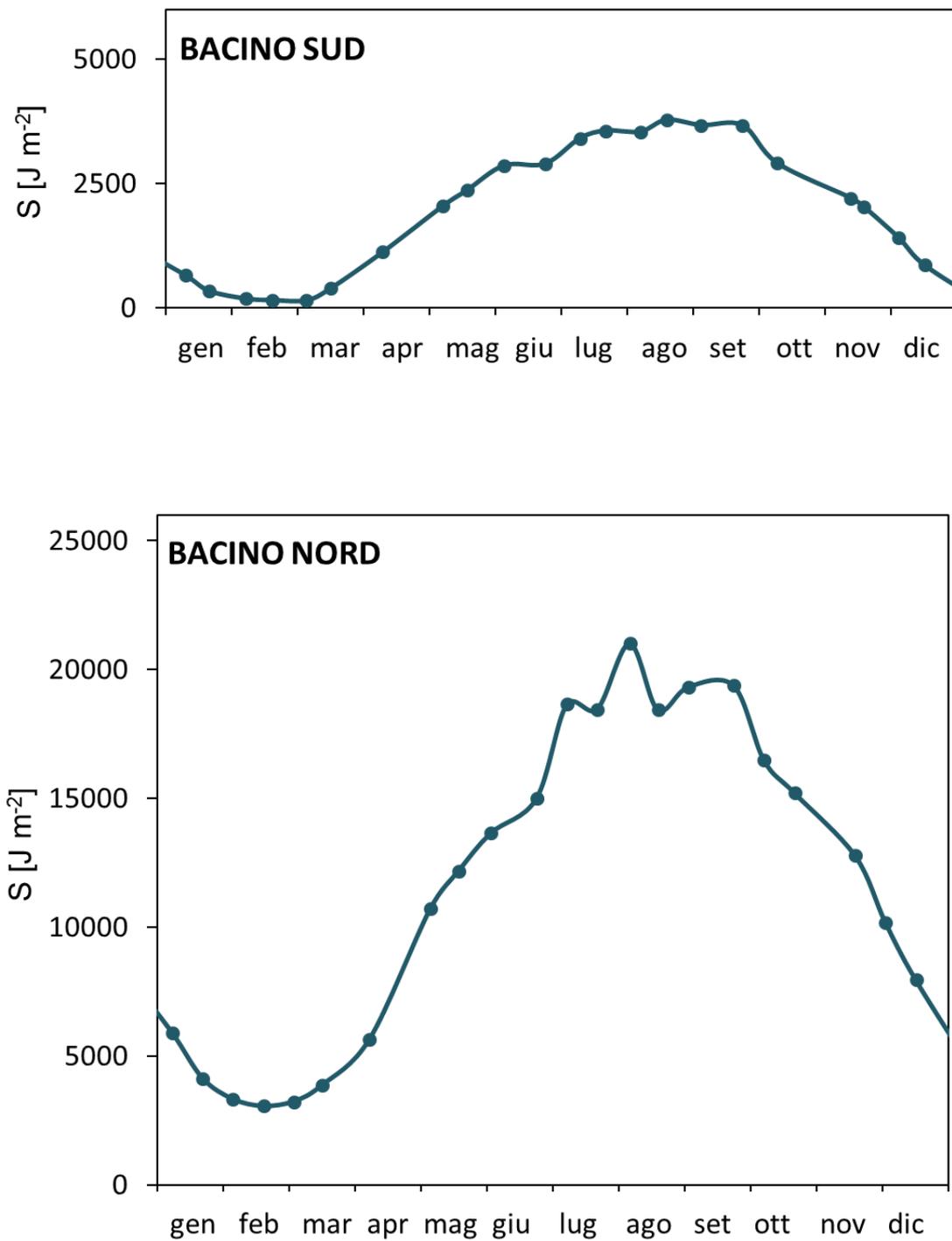


Figura 4.4.2. Lago di Lugano, 2020: andamento della stabilità della colonna d'acqua (S) alle stazioni di Figino (bacino sud) e Gandria (bacino nord).

5. Caratteristiche chimiche dell'ambiente pelagico

Le indagini sul chimismo dell'ambiente pelagico, come quelle concernenti gli aspetti fisici (Capitolo 4), si sono svolte presso le stazioni di Gandria, Melide e Figino. Tutti i parametri sono stati ricavati in laboratorio a partire da campioni d'acqua raccolti mensilmente a profondità discrete con bottiglie Niskin. A causa delle restrizioni indotte dal piano pandemico, nel mese di aprile le misurazioni sono state ridotte.

5.1. Alcalinità e pH

Nel 2020 l'alcalinità è stata caratterizzata da una diminuzione negli strati superficiali per decalcificazione (precipitazione dei carbonati) indotta dall'attività fotosintetica, che a differenza degli anni precedenti è iniziata già in primavera ed è stata più intensa (Figura 5.1.1). Il processo è culminato a inizio estate con un fenomeno di "whiting", quando, a causa della precipitazione della calcite, le acque di entrambi i bacini (in particolare il bacino nord) hanno assunto una colorazione turchese (Capitolo 4; Figura 4.2.2). Il flusso di sedimentazione della calcite ha poi indotto un aumento proporzionale dell'alcalinità negli strati intermedi e profondi. In autunno, anche il rilascio di calcite ridissolta (in forma di bicarbonato) dai sedimenti è stato più pronunciato. Oltre a questo fenomeno, negli strati profondi si è verificato un aumento dell'alcalinità a inizio anno per decomposizione dei sedimenti anossici (più evidente a Melide), più pronunciato rispetto agli anni precedenti a causa della debole circolazione invernale (Capitolo 4).

Il pH ha mostrato un andamento opposto a quello dell'alcalinità (Figura 5.1.2) e, come di consueto, l'aumento di pH nelle acque superficiali ha preceduto di un paio di mesi la riduzione dell'alcalinità.

5.2. Ossigeno disciolto e sostanze ridotte

L'andamento mensile delle concentrazioni di ossigeno disciolto (Figura 5.2.1) è stato influenzato dalla debole e parziale circolazione tardo-invernale (Capitolo 4). Nel bacino nord i livelli di ipossia (concentrazione di ossigeno disciolto $< 4 \text{ mg L}^{-1}$) sono stati misurati a profondità maggiori di *ca.* 50 m e quelli di anossia a profondità maggiori di *ca.* 100 m (a 100 m l'ossigeno è stato rilevato solo in tracce da maggio). Anche nel bacino sud i livelli di ossigenazione sono stati peggiori rispetto agli anni precedenti. A causa della parziale circolazione, c'è stata una scarsa e transitoria ossigenazione delle acque profonde (0.8 mg L^{-1} a febbraio a Melide e 1.1 mg L^{-1} a marzo a Figino) e ipossia sotto i 50-65 m.

Nelle acque profonde del bacino nord condizioni redox negative sono state riscontrate durante tutto l'anno, indicate dalla presenza costante di solfuro (accompagnato da ferro e manganese disciolti) e metano a profondità maggiori di *ca.* 100 m. I dati del ferro di Gandria non hanno potuto essere validati per quattro mesi consecutivi e sono quindi esclusi dalla Figura 5.2.4.

Nel bacino sud, sono state rilevate sostanze ridotte durante i periodi di anossia precedenti la circolazione (gennaio) o seguenti la stratificazione estiva (da maggio a fine anno; Figure 5.2.2-5).

5.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio)

Le dinamiche delle concentrazioni di fosforo totale (P_{tot}) e di fosforo reattivo ($PO_4\text{-P}$; Figure 5.3.1-2) hanno mostrato, come di consueto, nette differenze tra i due bacini del lago. Nel bacino nord il rifornimento epilimnetico di fosforo a seguito della debole circolazione tardo-invernale (Capitolo 4) è stato scarso e la concentrazione media di P_{tot} nello strato produttivo (0-20 m) tra gennaio e marzo non ha superato gli $11 \mu\text{g P L}^{-1}$. Questo valore, tra i più bassi registrati dall'inizio delle analisi, è in linea con la complessiva riduzione dei carichi esterni e rientra nei limiti degli obiettivi di risanamento ($30 \mu\text{g P L}^{-1}$). Tuttavia durante la stratificazione estiva è stato misurato un innalzamento della media di P_{tot} nello strato produttivo, apparentemente non imputabile a fattori fisici ($17 \mu\text{g P L}^{-1}$).

Anche nel bacino sud, a causa della parziale circolazione, il rifornimento epilimnetico di fosforo è stato ridotto e le concentrazioni nello strato produttivo a febbraio sono risultate decisamente inferiori rispetto all'anno precedente e prossime agli obiettivi di risanamento ($30 \mu\text{g P L}^{-1}$ a Melide e $28 \mu\text{g P L}^{-1}$ a Figino).

Anche il rifornimento tardo-invernale di fosforo reattivo è stato esiguo ed è stato consumato velocemente, probabilmente a causa dell'elevato sviluppo del fitoplancton già nei primi mesi dell'anno (Capitolo 6). Nel bacino nord, le concentrazioni medie nello strato produttivo alla circolazione non hanno superato i $2 \mu\text{g P L}^{-1}$ (media annuale = $3 \mu\text{g P L}^{-1}$). Nel bacino sud, il rifornimento di fosforo reattivo è stato maggiore, ma è diminuito velocemente, scendendo sotto $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ già a marzo. I dati di giugno e luglio di Gandria non hanno potuto essere validati e sono stati sostituiti da dati interpolati nella Figura 5.3.2.

La concentrazione dell'azoto totale (N_{tot}), in linea con il 2019, ha mostrato differenze tra il bacino nord, più povero (media annua nello strato produttivo = 0.6 mg N L^{-1}), e il bacino sud (media annua nello strato produttivo = 1.3 mg N L^{-1}), fortemente arricchito dal maggiore carico esterno (Figura 5.3.3, Capitolo 3). Nel bacino nord, inoltre, l'azoto

è apparso particolarmente scarso nell'area attorno ai 100 m di profondità, dove con il passaggio all'anossia predominano i processi di denitrificazione (Figure 5.3.3-6).

Durante il periodo primaverile-estivo, l'azoto nitrico viene assimilato dal fitoplancton con conseguente riduzione nello strato produttivo (Figura 5.3.5). In autunno, i prodotti della mineralizzazione dei sedimenti organici, tra cui l'ammonio, sono aumentati nell'ipolimnio, favoriti della sedimentazione del plancton e dalla scarsa ossigenazione degli strati profondi (Figura 5.3.6).

Il rifornimento di silice epilimnetico tardo-invernale è stato conforme alla media a Gandria (massimo nello strato 0-20 m = 0.7 mg L^{-1}), e sensibilmente elevato nel bacino sud (massimo nello strato 0-20 m = 1.4 mg L^{-1}). Specialmente nel bacino nord, lo scarso sviluppo delle diatomee nel periodo primaverile (Capitolo 6) ha permesso ai valori di silice di rimanere piuttosto elevati per la restante parte dell'anno (media annua nello strato produttivo 0.5 mg L^{-1} nel bacino nord e 0.7 mg L^{-1} nel bacino sud). Inoltre, nel periodo autunnale il rilascio di silice dai sedimenti ha portato a un incremento delle concentrazioni di questo nutriente sul fondo, più marcato nel bacino nord (Figura 5.3.7).

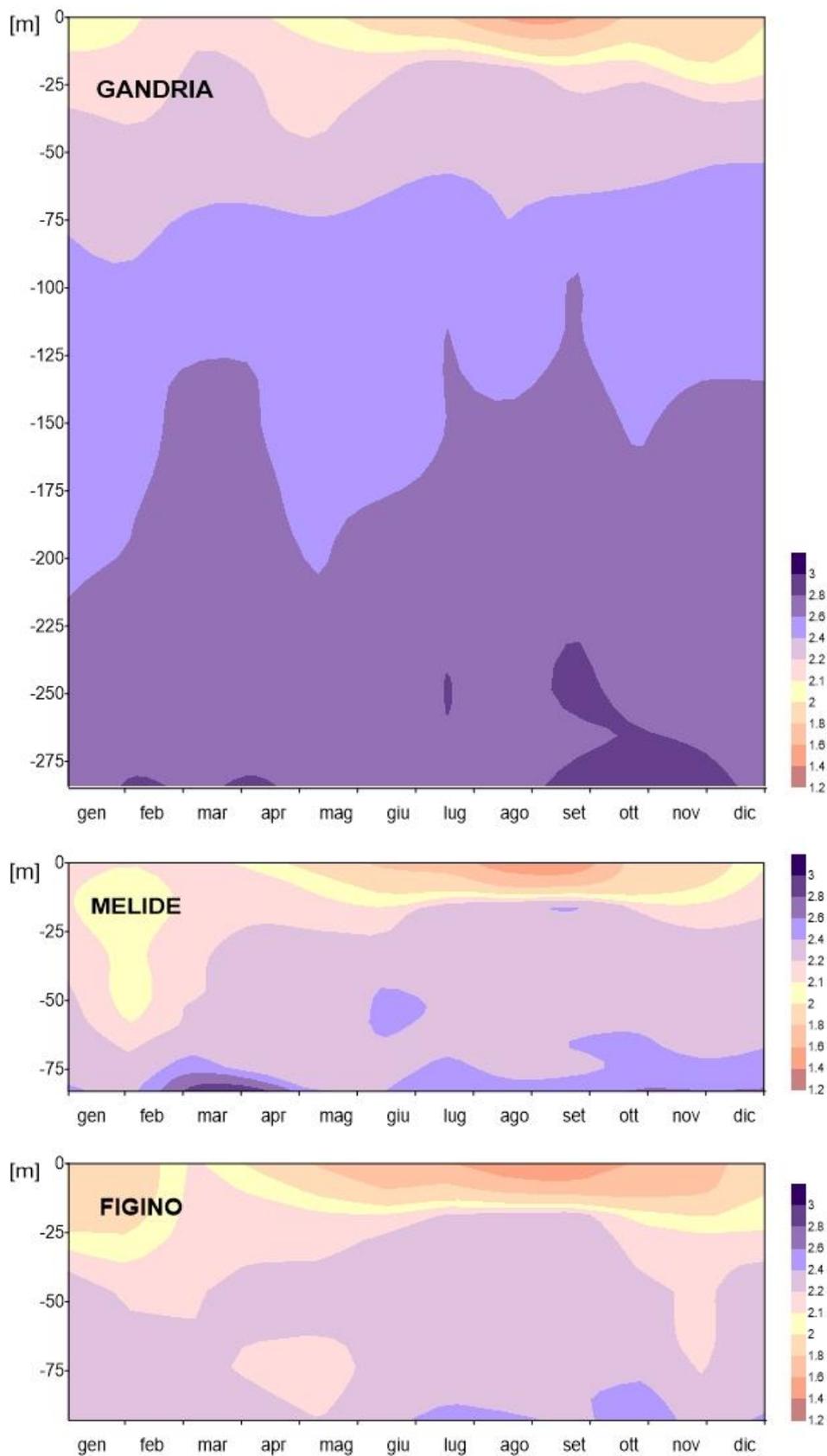


Figura 5.1.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile dell'alcalinità in profondità e nel tempo [meq L^{-1}].

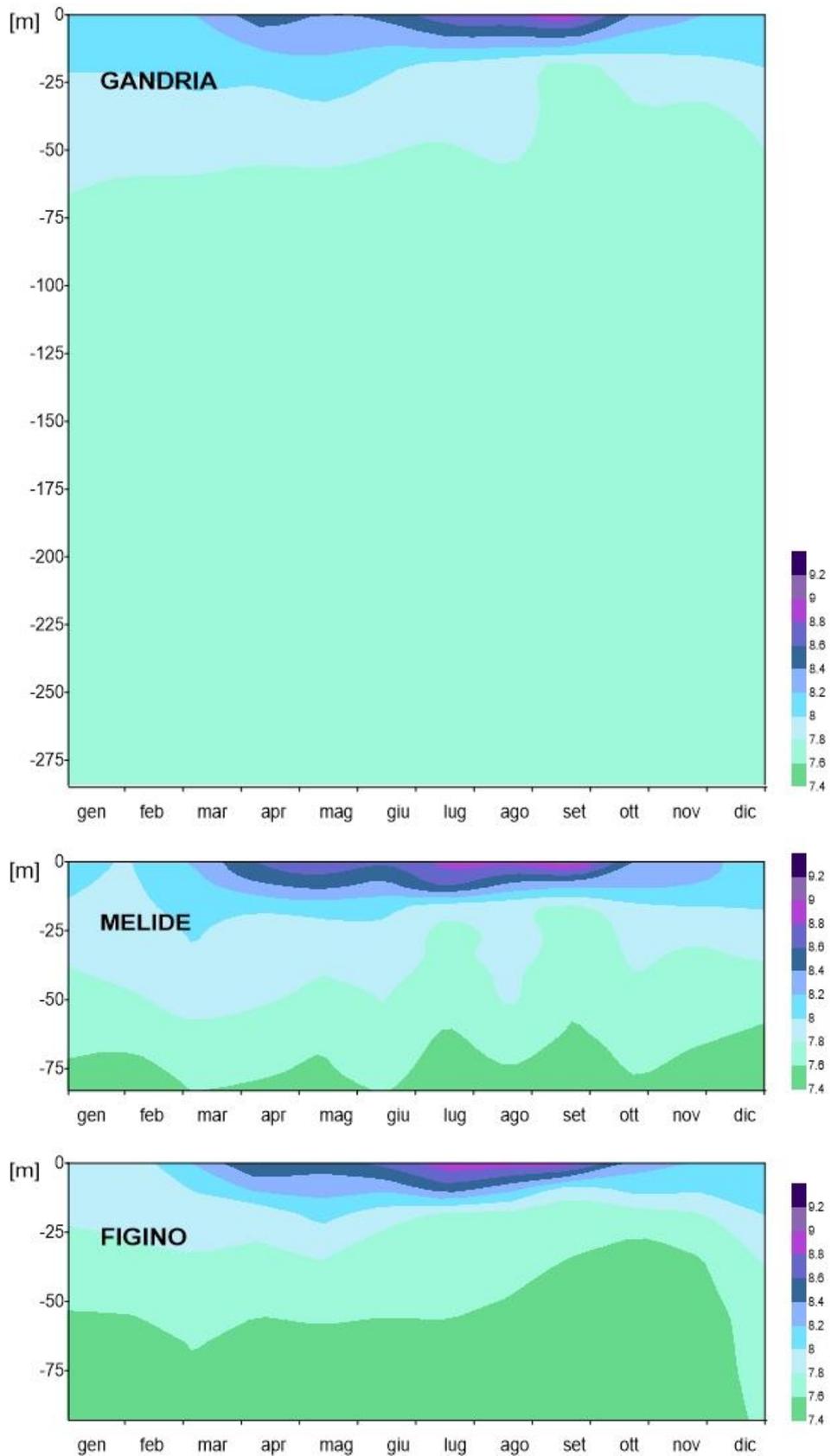


Figura 5.1.2. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile del pH in profondità e nel tempo [unità pH].

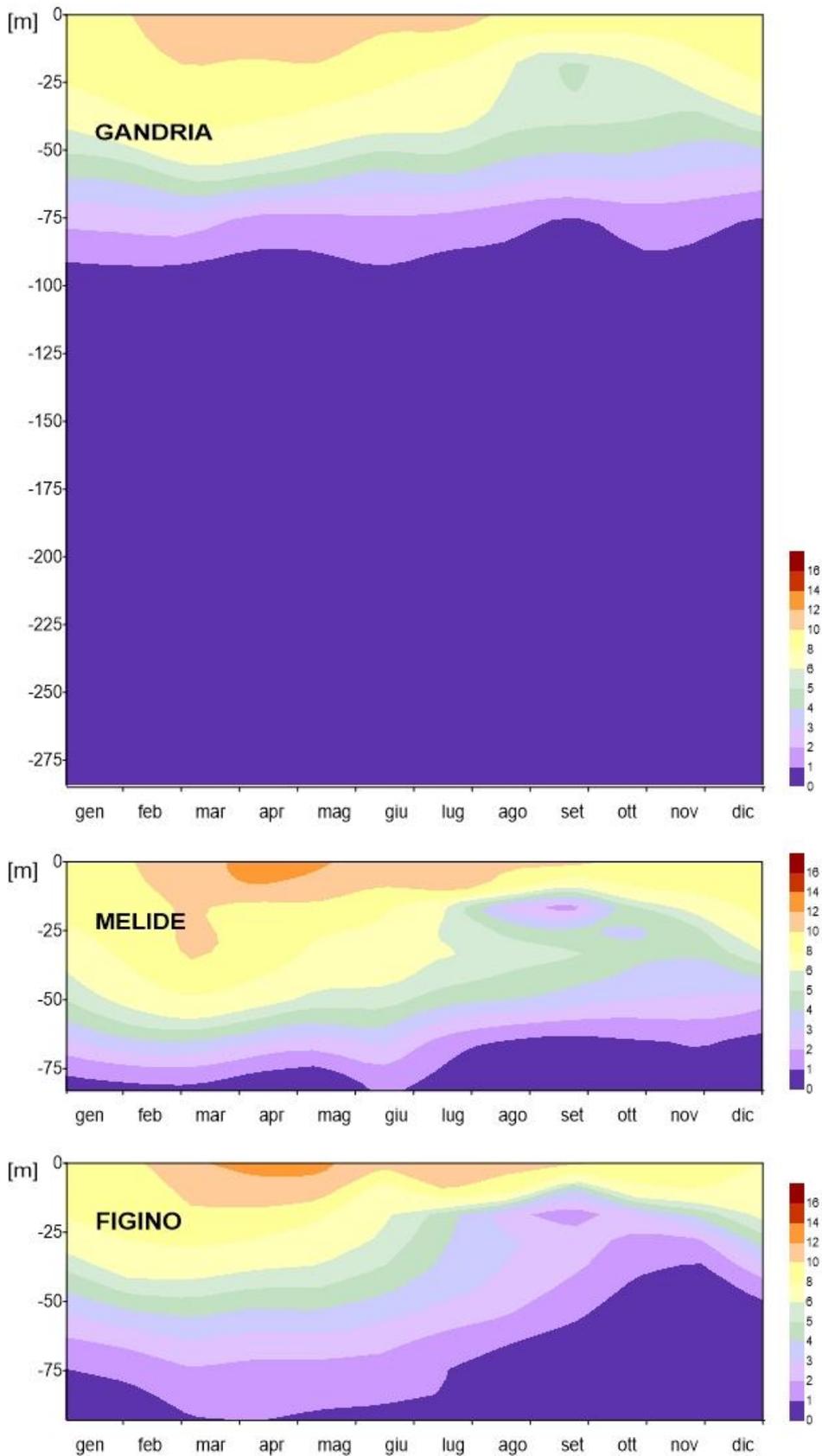


Figura 5.2.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile dell’ossigeno disciolto in profondità e nel tempo [$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$].

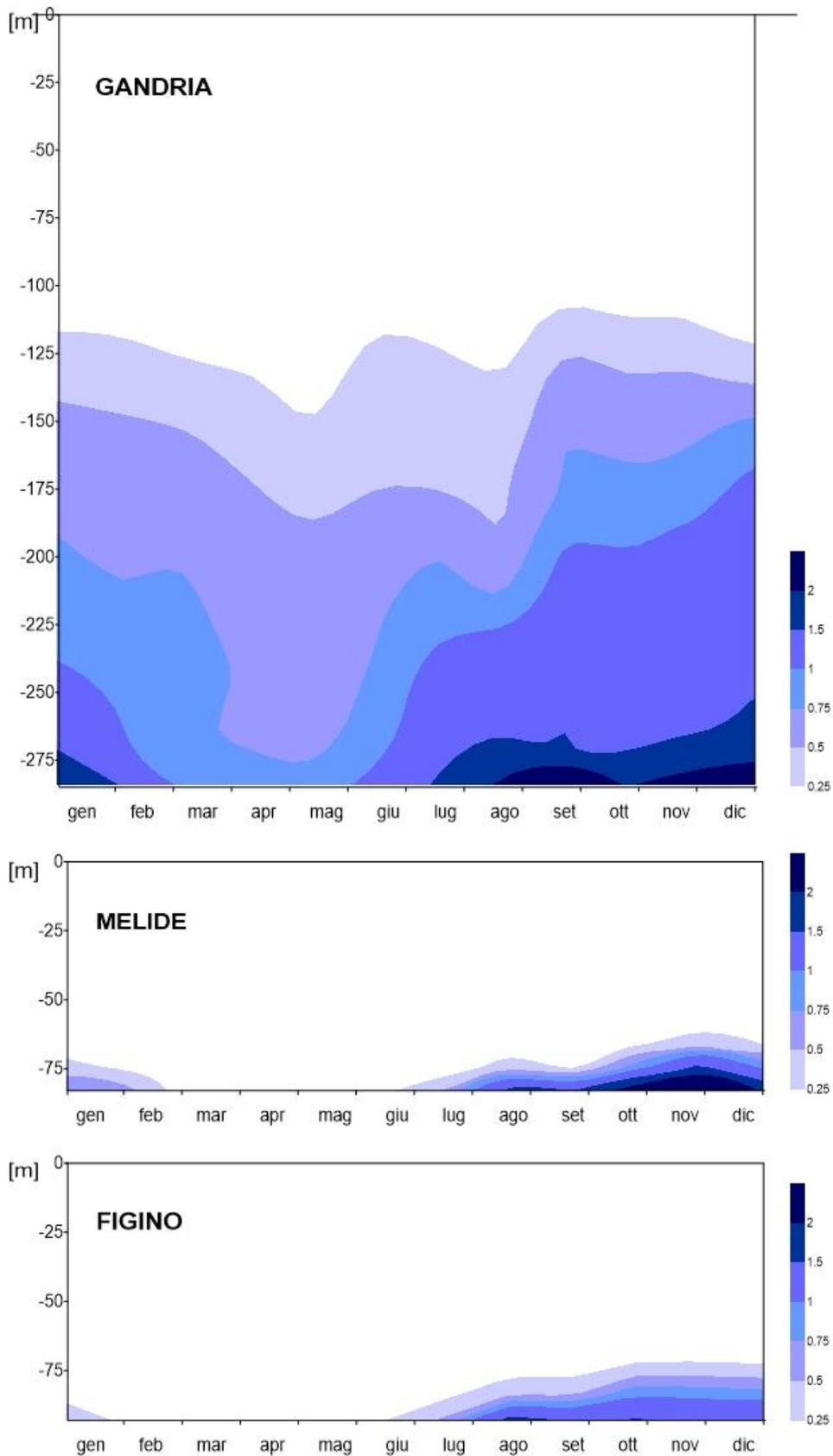


Figura 5.2.2. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile del metano in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

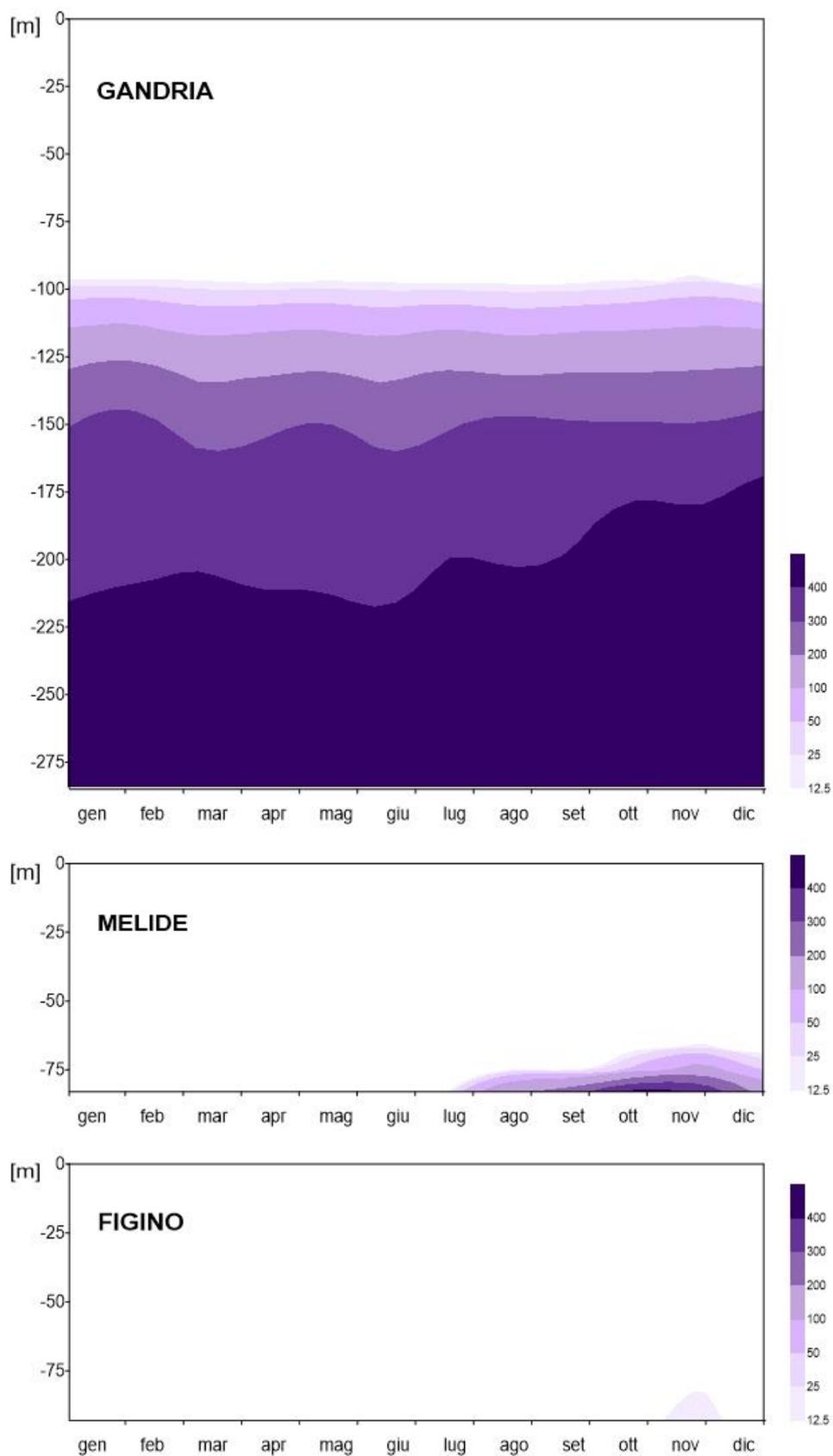


Figura 5.2.3. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

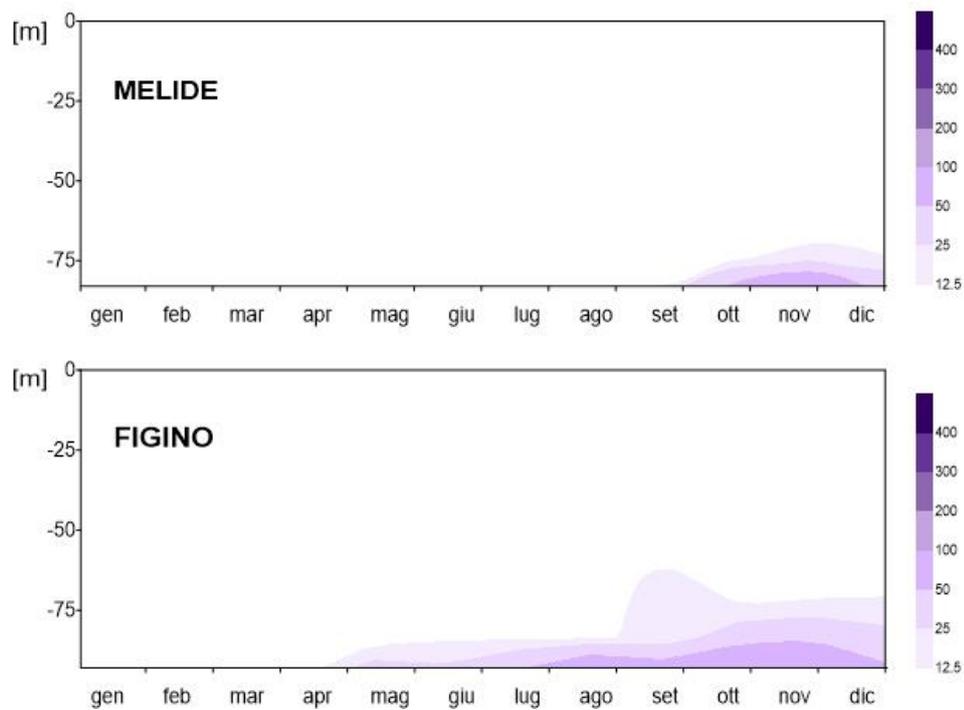


Figura 5.2.4. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$]. I dati di Gandria non hanno potuto essere validati per quattro mesi e non sono quindi rappresentati (vedi testo).

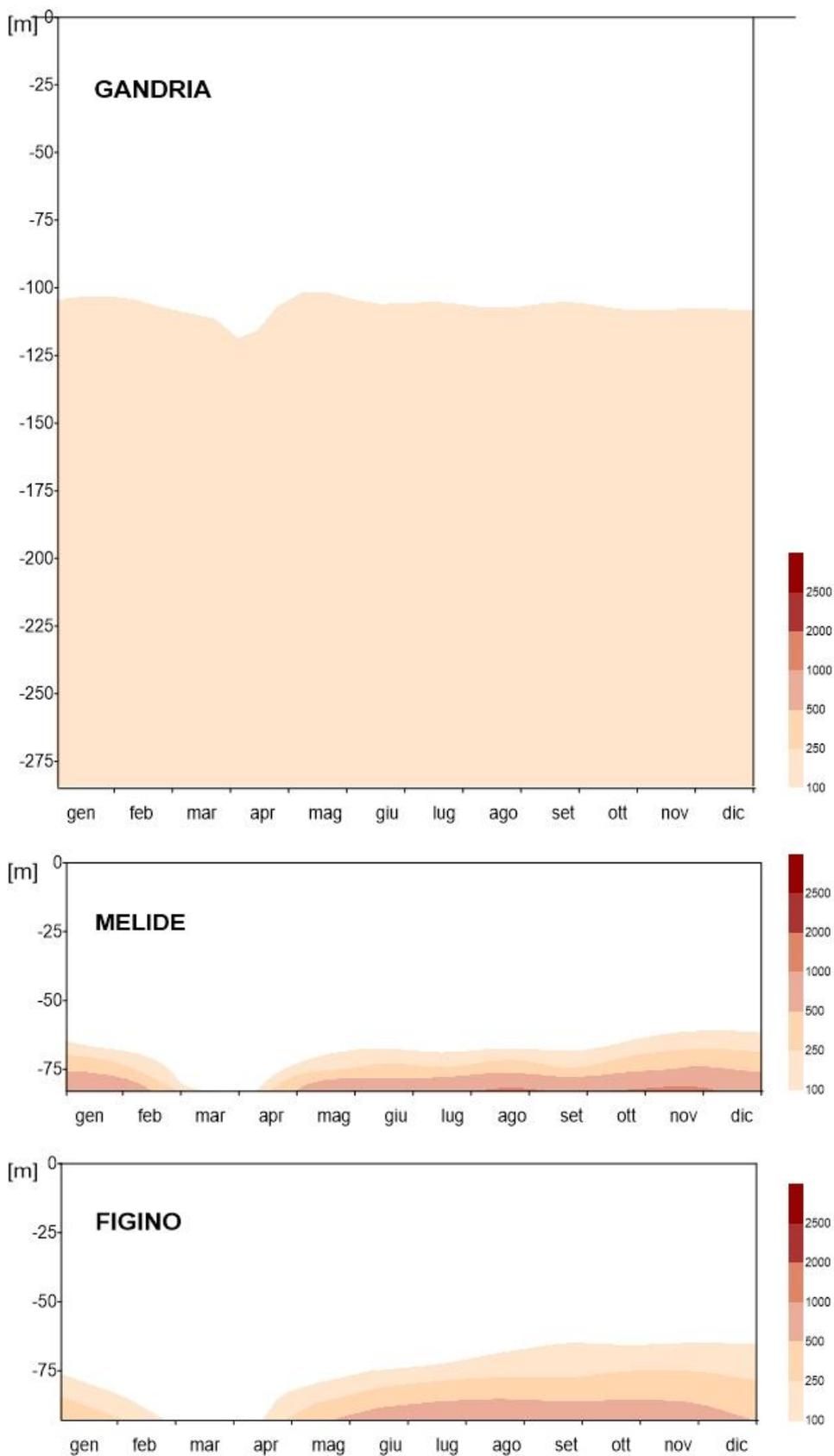


Figura 5.2.5 Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

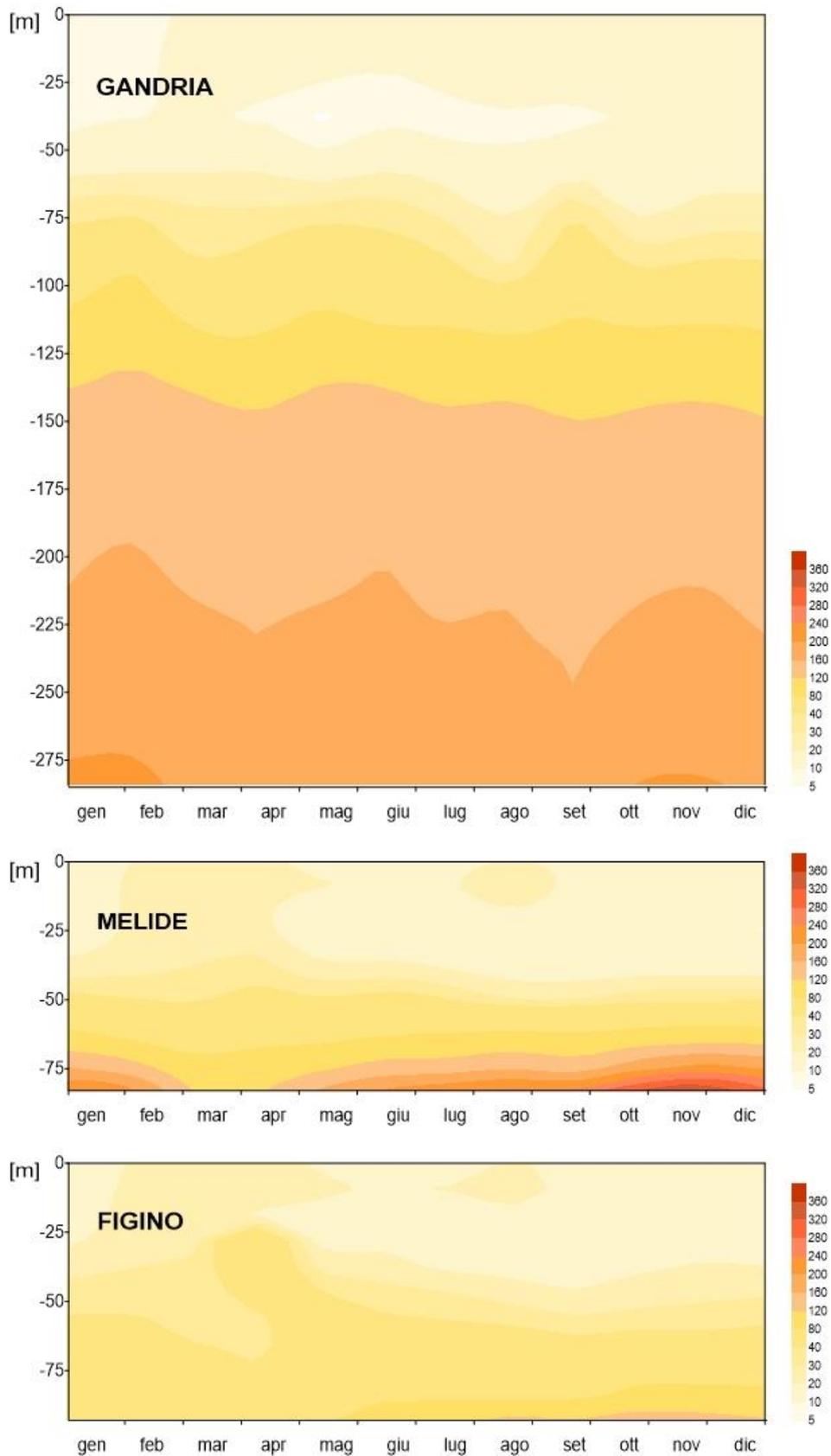


Figura 5.3.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione del fosforo totale in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

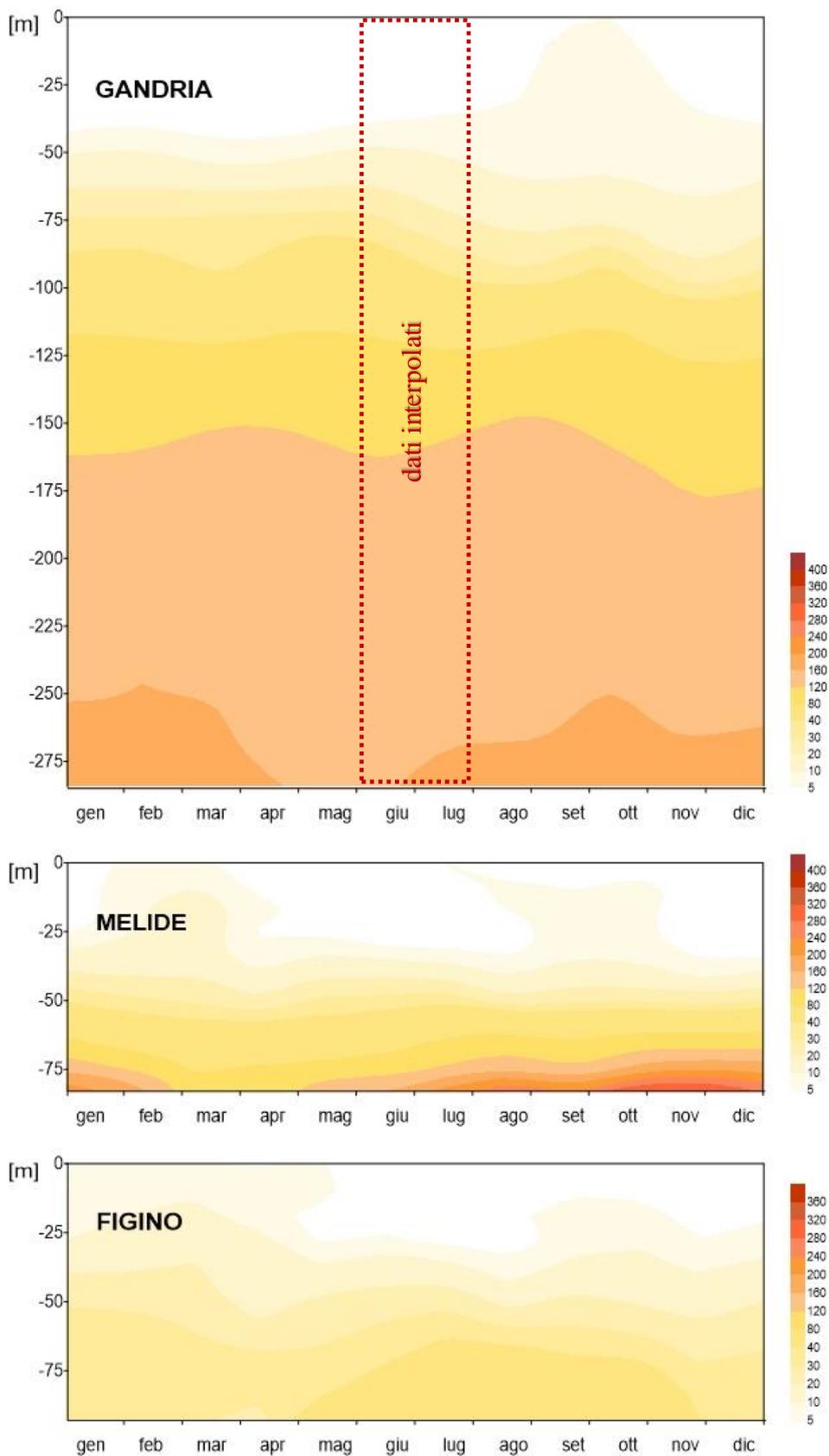


Figura 5.3.2. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione del fosforo reattivo in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

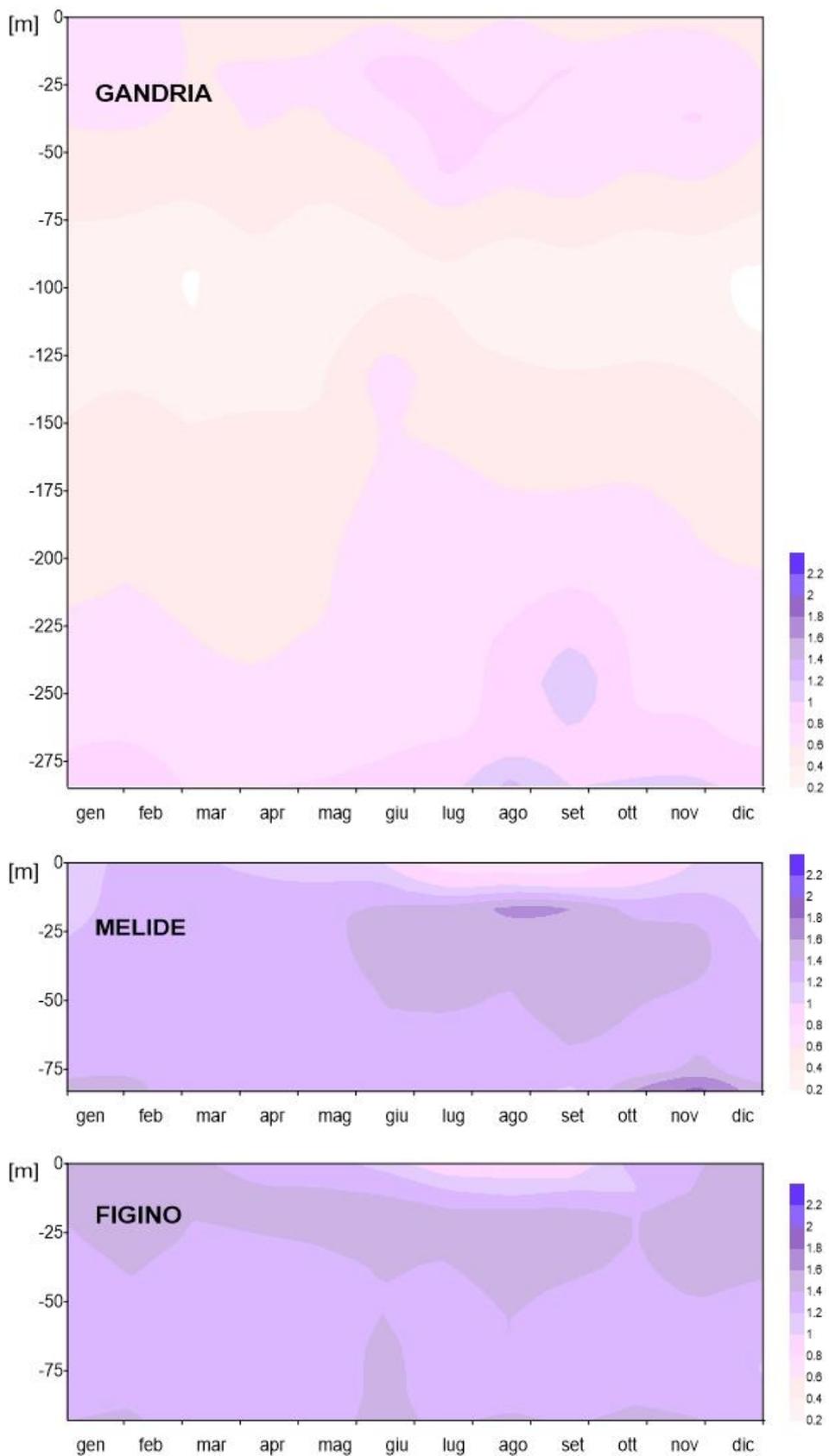


Figura 5.3.3. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione dell'azoto totale in profondità e nel tempo [mg N L⁻¹].

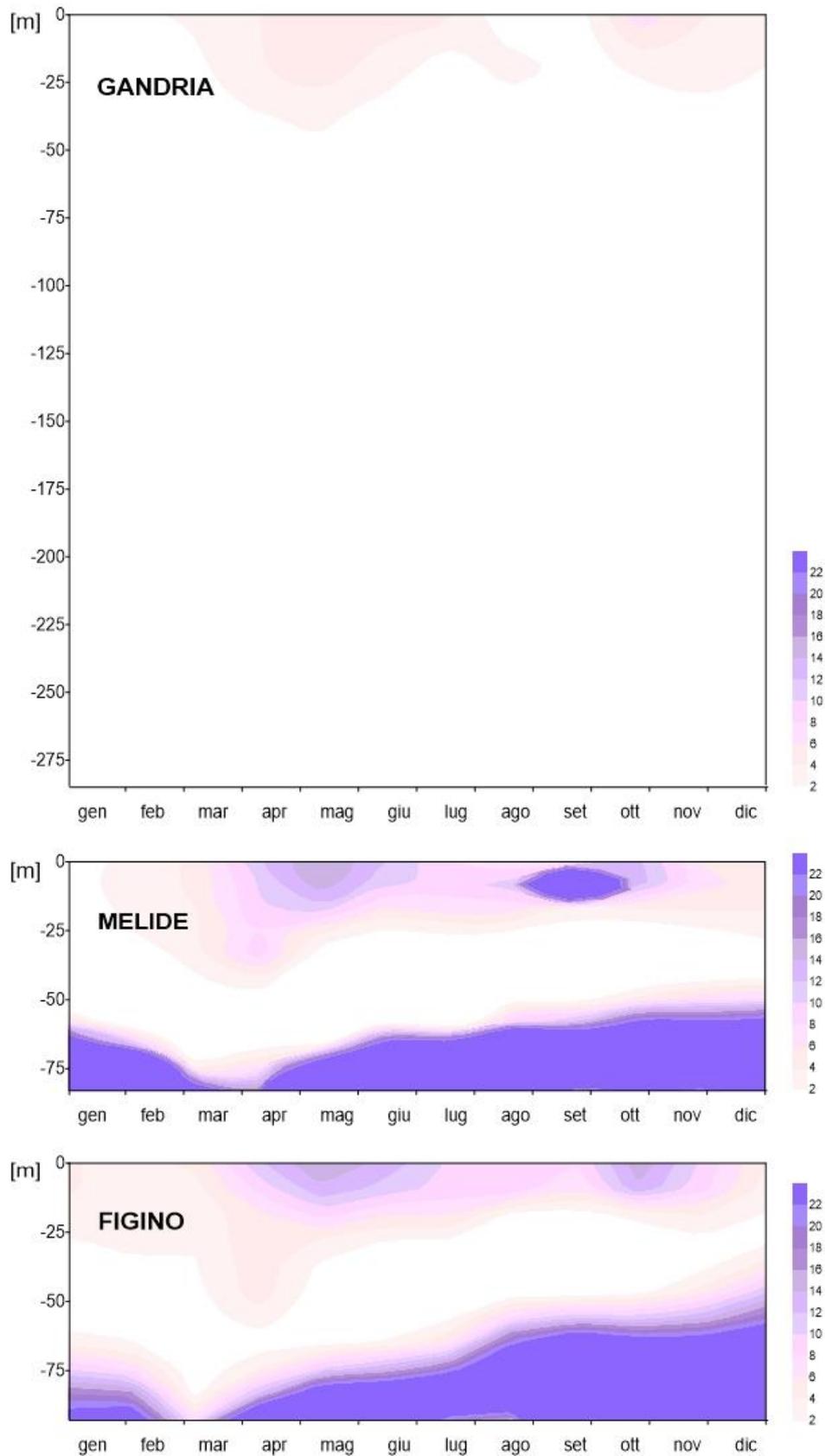


Figura 5.3.4. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitroso in profondità e nel tempo [$\mu\text{g N L}^{-1}$].

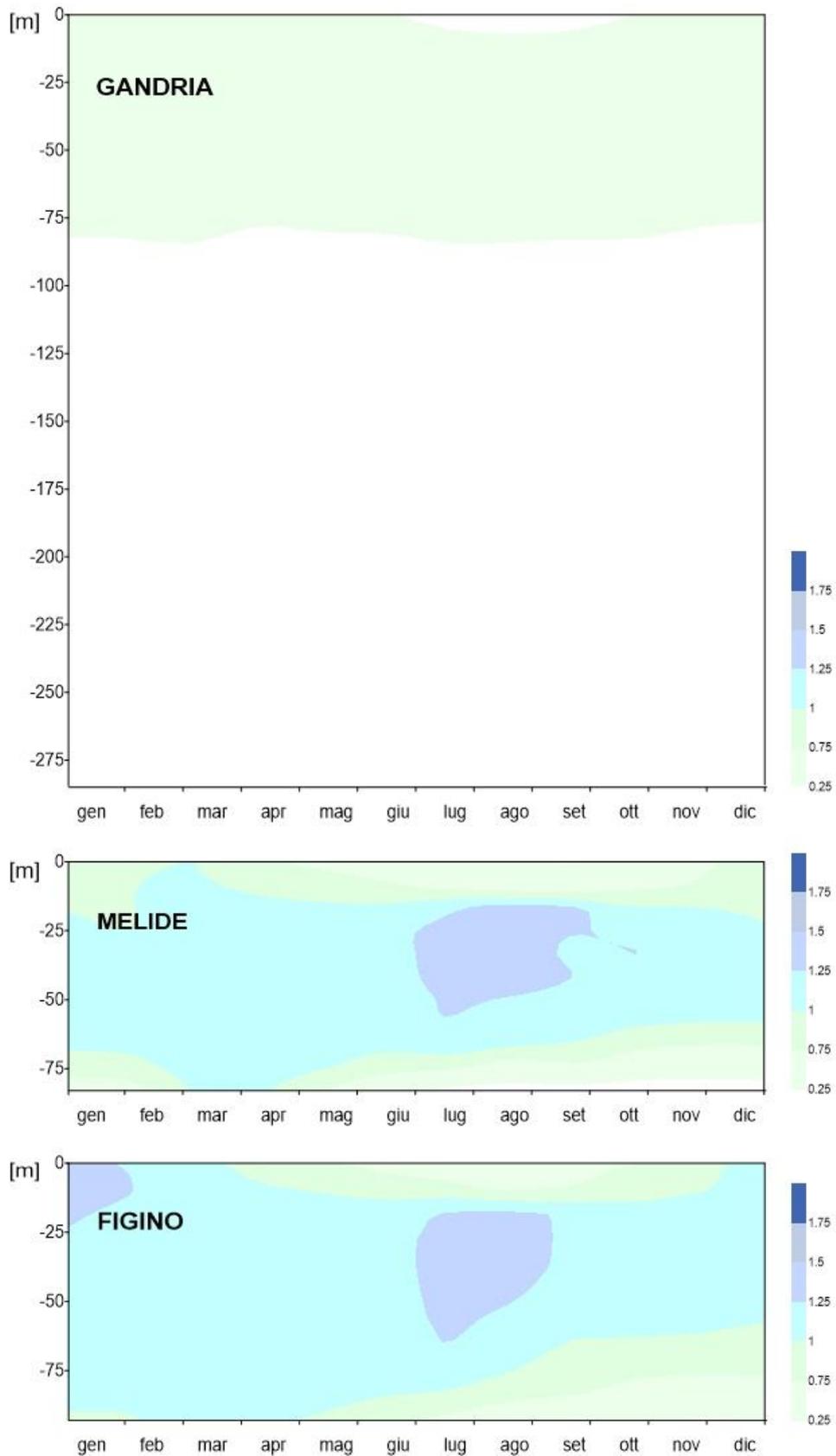


Figura 5.3.5. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

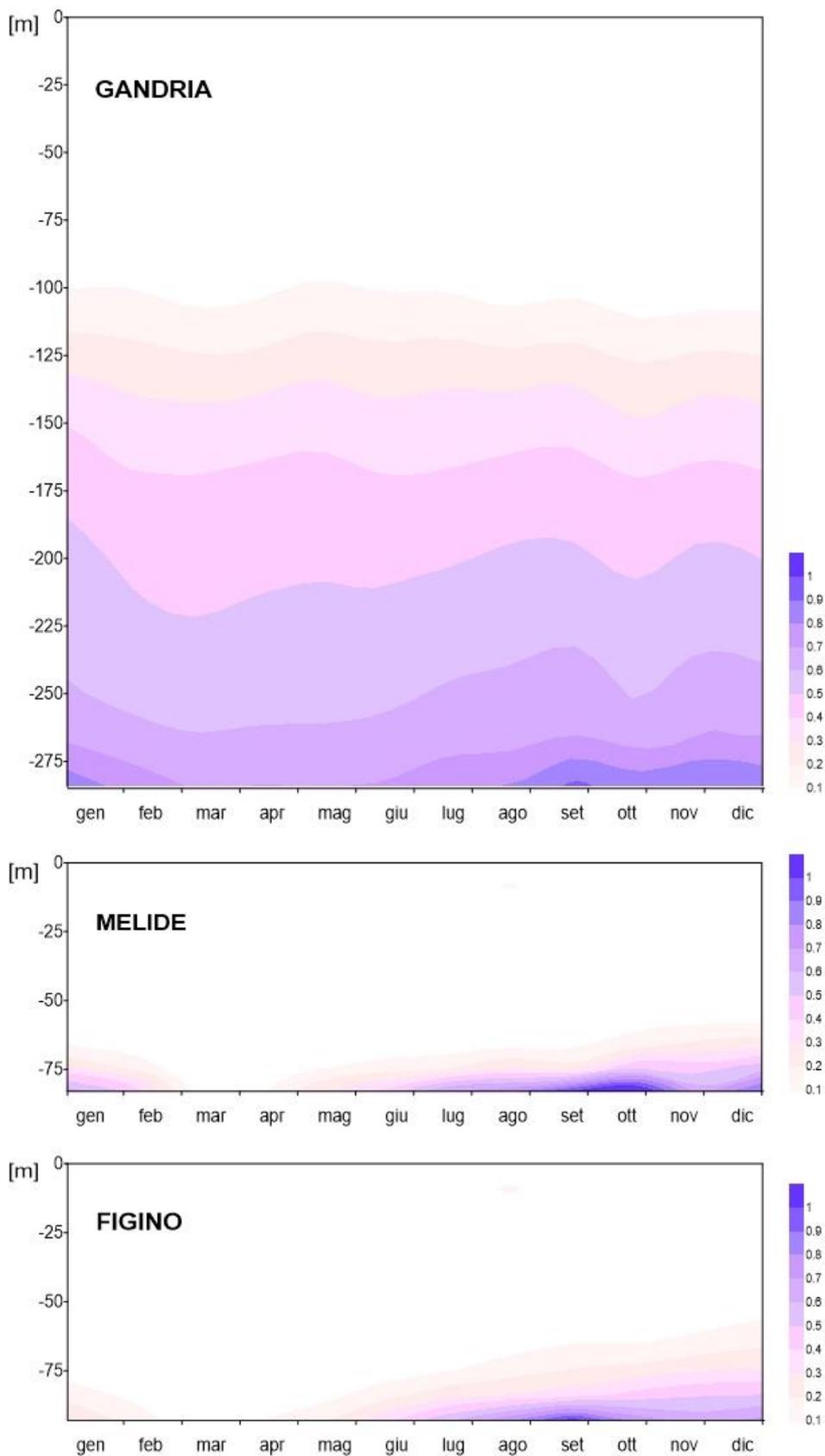


Figura 5.3.6. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

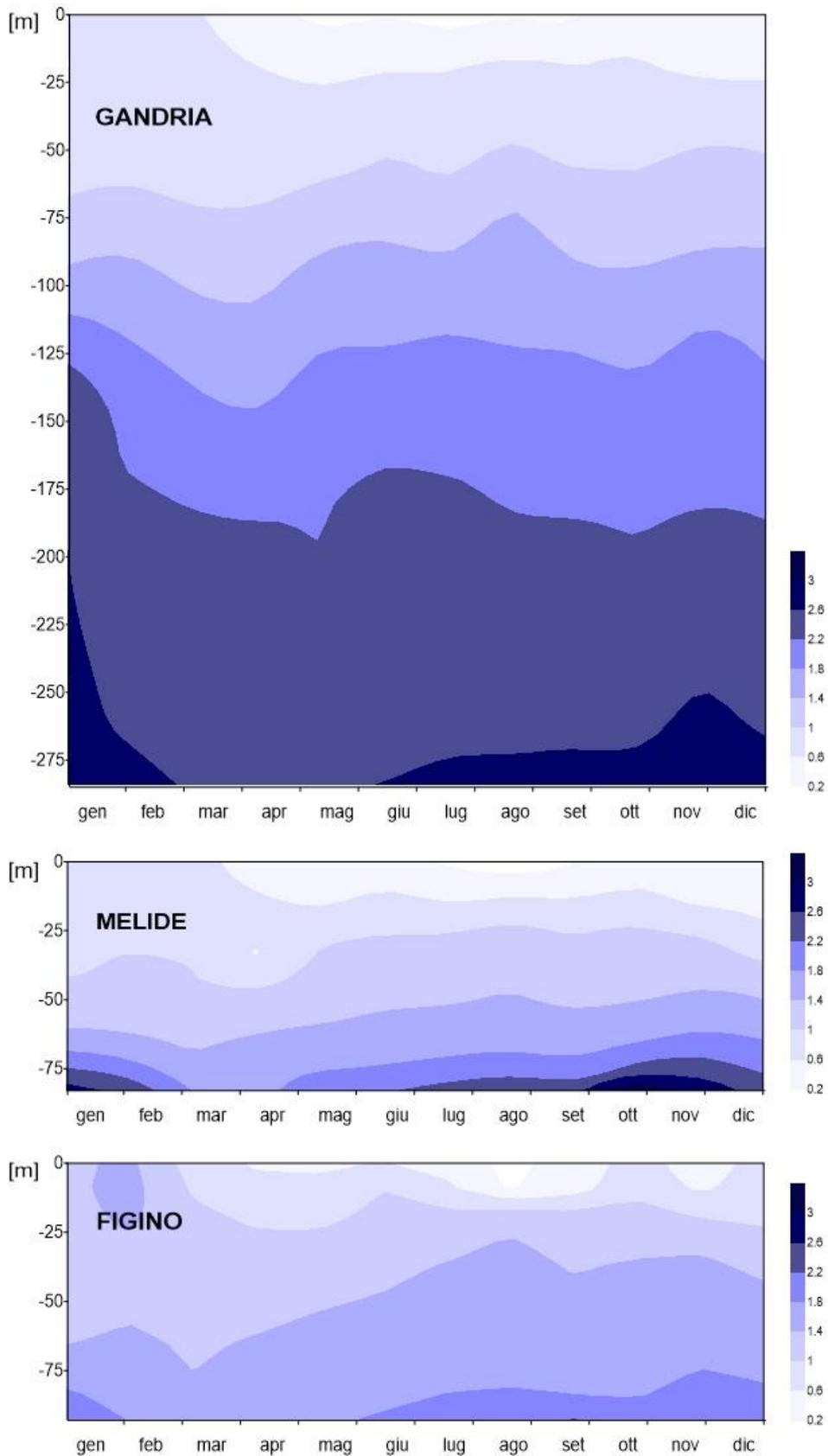


Figura 5.3.7. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo [$\text{mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$].

6. Indagini sul fitoplancton

Nel corso del 2020 i campioni di fitoplancton e alcuni parametri complementari, tra cui i pigmenti fotosintetici e la produzione primaria, sono stati raccolti nelle tre stazioni principali del lago (Gandria, Melide, Figino) secondo le modalità previste dal programma triennale.

6.1. Biomassa e composizione tassonomica

I campionamenti del fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile (da marzo a giugno), caratterizzato da una rapida successione dei popolamenti algali. Complessivamente in ogni stazione sono stati raccolti e analizzati 16 campioni integrali sulla colonna d'acqua compresa tra 0 e 20 m.

Come di consueto l'evoluzione stagionale del popolamento fitoplanctonico ha presentato differenze tra i due bacini, con la stazione di Melide che ha presentato un quadro intermedio tra Gandria e Figino. I valori di biomassa media annua (Gandria = 1.37 g m^{-3} , Melide = 1.65 g m^{-3} , Figino = 1.72 g m^{-3}) sono risultati in ripresa rispetto agli anni precedenti e sopra alla media dell'ultimo decennio.

La successione temporale dei diversi gruppi fitoplanctonici è risultata simile nelle tre stazioni di campionamento, tuttavia nel bacino nord il classico sviluppo primaverile delle diatomee è stato più debole e ritardato rispetto al bacino sud, mentre lo sviluppo estivo delle cloroficee ha avuto un andamento opposto. Inoltre la classica fase di chiarificazione dopo lo sviluppo primaverile per esaurimento dei nutrienti algali negli strati superficiali è leggermente visibile solo nella stazione di Gandria (Figura 6.1.1).

I cianobatteri, in particolare le forme filamentose scarsamente edibili, sono stati costantemente abbondanti in tutte e tre le stazioni, da inizio anno fino all'autunno. Oltre a questo gruppo, nel bacino sud l'inizio del periodo vegetativo è stato caratterizzato dallo sviluppo di diatomee di piccole dimensioni, che sono state successivamente affiancate da grandi diatomee coloniali, poco edibili (febbraio-marzo; Tabella 6.1.1). A differenza, nel bacino nord si sono sviluppate solo diatomee coloniali nel mese di aprile. A questa prima fase di crescita, è seguito un rapido sviluppo di specie di piccole dimensioni, in particolare criptoficee e crisoficee, più evidente nella stazione di Melide (maggio). Con l'incremento delle temperature ad inizio estate, c'è stata una rapida crescita del fitoplancton, composto principalmente, oltre che da cianobatteri, da diatomee nel bacino sud e da cloroficee nel bacino nord. Dopo un calo del fitoplancton

a inizio autunno, gli ultimi mesi dell'anno sono stati caratterizzati da uno sviluppo di diatomee coloniali e cianobatteri filamentosi.

L'analisi dei principali gruppi tassonomici ha evidenziato un aumento significativo delle cianofite rispetto agli anni precedenti (Gandria 40%, Melide 44%, Figino 38%; Figura 6.1.2), più evidente nel bacino sud, e hanno raggiunto il picco di biomassa in maggio ($1.6-1.7 \text{ g m}^{-3}$; Figura 6.1.1). Questo andamento è attribuibile principalmente a *Planktothrix rubescens* e ad altri generi filamentosi come *Pseudanabaena* e *Limnothrix*. La specie *P. rubescens* in particolare è stata dominante fin da inizio anno, in cui si sono verificate delle fioriture superficiali in continuità con quanto osservato alla fine del 2019. Un'altra fioritura importante si è osservata a fine estate nel bacino sud, formata dal genere *Microcystis*, probabilmente favorita dalle calde temperature e dai nutrienti abbondanti, in particolare il fosforo (Capitolo 5).

Anche le diatomee hanno rappresentato una componente dominante soprattutto nella stazione di Figino (Gandria 23%, Melide 24%, Figino 33%; Figura 6.1.2), anche se in misura minore rispetto agli anni precedenti. Nel bacino nord le specie di piccole dimensioni che solitamente caratterizzano gli inizi del periodo vegetativo sono state sostituite da quelle coloniali di grandi dimensioni, come *Asterionella formosa* (Tabella 6.1.1), che si sono sviluppate in ritardo rispetto al bacino sud e con biomasse modeste (0.7 g m^{-3} ; Figura 6.1.1). Nel bacino sud questo fenomeno è stato meno evidente, anche se le grandi forme coloniali come *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis* sono state dominanti (Tabella 6.1.1) e il picco di biomassa è stato raggiunto a marzo (Melide 1.3 g m^{-3} , Figino 1.6 g m^{-3} ; Figura 6.1.1). Anche negli ultimi mesi dell'anno, specialmente nel bacino sud, si è verificato uno sviluppo di diatomee coloniali, che ha raggiunto un picco a novembre (Gandria 0.6 g m^{-3} , Melide 1.0 g m^{-3} , Figino 1.7 g m^{-3}), verosimilmente favorito da un declino dei cianobatteri che normalmente dominano le fasi terminali dell'anno.

Rispetto all'anno precedente, le clorofite sono leggermente aumentate in tutto il lago (6-8%; Figura 6.1.2), anche se lo sviluppo estivo è stato debole, soprattutto nel bacino sud. Nel bacino nord sono state raggiunte biomasse rilevanti solo ad agosto (1.9 g m^{-3}), ad opera di *Kirchneriella irregularis* (Tabella 6.1.1), ma questa fase di crescita si è esaurita velocemente (Figura 6.1.2).

Le criptofite, hanno avuto un andamento costante in entrambi i bacini (Figura 6.1.1) in linea con il 2019. In termini di biomassa sono state tra i gruppi più abbondanti (13-19%; Figura 6.1.2) e *Rhodomonas* è stato il genere più presente (Tabella 6.1.1).

Tra i gruppi meno abbondanti nel lago, le crisoficee, le dinoficee e le coniugatoficee si sono mantenute su livelli modesti (1-5%; Figura 6.1.2), mentre le xantoficee, sono risultate scarsamente presenti (< 1%; Figura 6.1.2).

Tabella 6.1.1. Lago di Lugano, 2020: principali taxa fitoplanctonici nello strato 0-20 m (densità in 10^6 cellule L^{-1}).

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
gennaio	<i>Planktothrix rubescens</i> (7.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (15.0)	<i>Planktothrix rubescens</i> (6.6)
febbraio	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.0) <i>Limnothrix</i> sp. (1.1)	<i>Planktothrix rubescens</i> (20.0) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.5)	<i>Planktothrix rubescens</i> (12.1) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.8) <i>Limnothrix</i> sp. (1.1)
marzo	<i>Planktothrix rubescens</i> (31.6) <i>Limnothrix</i> sp. (1.8) <i>Asterionellaformosa</i> (0.6)	<i>Planktothrix rubescens</i> (19.0) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (2.0) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (1.4) <i>Asterionellaformosa</i> (1.0)	<i>Planktothrix rubescens</i> (14.2) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (2.1) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (1.8) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.7) <i>Asterionellaformosa</i> (1.7)
aprile	<i>Planktothrix rubescens</i> (21.4) <i>Pseudanabaena catenata</i> (10.4) <i>Limnothrix redekei</i> (1.8) <i>Asterionellaformosa</i> (1.4)	<i>Planktothrix rubescens</i> (22.2) <i>Pseudanabaena catenata</i> (14.3) <i>Limnothrix redekei</i> (8.5) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (1.8) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.2) <i>Limnothrix</i> sp. (1.1) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.8)	<i>Limnothrix redekei</i> (24.6) <i>Planktothrix rubescens</i> (21.9) <i>Pseudanabaena catenata</i> (20.9) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (5.4)
maggio	<i>Planktothrix rubescens</i> (31.4) <i>Pseudanabaena catenata</i> (12.4) <i>Limnothrix</i> sp. (3.5) <i>Limnothrix redekei</i> (2.1)	<i>Limnothrix redekei</i> (40.1) <i>Planktothrix rubescens</i> (16.0) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (3.7) <i>Uroglena</i> cfr. <i>skujae</i> (2.8) <i>Limnothrix</i> sp. (1.3) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.3) <i>Dinobryon sociale</i> (0.5)	<i>Limnothrix redekei</i> (25.7) <i>Planktothrix rubescens</i> (23.8) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (10.0) <i>Limnothrix</i> sp. (3.6) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.0)
giugno	<i>Planktothrix rubescens</i> (7.9) <i>Limnothrix redekei</i> (6.4) <i>Limnothrix</i> sp. (2.5) <i>Pseudanabaena catenata</i> (2.1) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.3)	<i>Planktothrix rubescens</i> (26.5) <i>Limnothrix redekei</i> (2.9) <i>Chrysochromulina</i> sp. (2.2)	<i>Planktothrix rubescens</i> (26.5) <i>Limnothrix redekei</i> (4.0) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.3) <i>Synedra acus</i> var. <i>radians</i> (0.8) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> (0.5)
luglio	<i>Planktothrix rubescens</i> (14.0) <i>Cyclotella</i> sp. (1.6) <i>Cyclotella catenata</i> (1.5) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.2)	<i>Planktothrix rubescens</i> (14.2) <i>Pseudanabaena catenata</i> (2.8) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.7) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (1.6) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.4)	<i>Planktothrix rubescens</i> (15.9) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (6.4) <i>Pseudanabaena catenata</i> (2.7) <i>Limnothrix</i> sp. (1.8) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.1) <i>Didymocystis</i> sp. (0.7)
agosto	<i>Planktothrix rubescens</i> (14.5) <i>Kirchneriella irregularis</i> (12.7) <i>Pseudanabaena catenata</i> (1.7)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (22.5) <i>Planktothrix rubescens</i> (11.7)	<i>Planktothrix rubescens</i> (8.7) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (6.1) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.8)
settembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (7.9) <i>Aphanothece</i> sp. (1.9) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.9)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (2.5) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.1) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.8) <i>Kirchneriella irregularis</i> (0.7) <i>Scenedesmus costatus</i> (0.6)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (6.0) <i>Microcystis</i> sp. (2.0) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.1) <i>Kirchneriella irregularis</i> (0.5)
ottobre	<i>Microcystis</i> sp. (0.5)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (5.6) <i>Microcystis</i> sp. (1.2)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (4.2) <i>Microcystis</i> sp. (3.9)
novembre	<i>Asterionellaformosa</i> (1.2)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (5.1) <i>Asterionellaformosa</i> (1.5)	<i>Planktolyngbya</i> (3.9) <i>Asterionellaformosa</i> (2.1) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.5) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.0)
dicembre	<i>Pseudanabaena catenata</i> (2.5) <i>Limnothrix redekei</i> (2.4) <i>Limnothrix</i> sp. (2.2) <i>Planktolyngbya</i> (2.0) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.7)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (13.6) <i>Planktolyngbya</i> (4.0) <i>Limnothrix</i> sp. (3.8) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.4) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.2) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.9)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (6.3) <i>Planktolyngbya</i> (4.8) <i>Limnothrix redekei</i> (1.5) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.3)

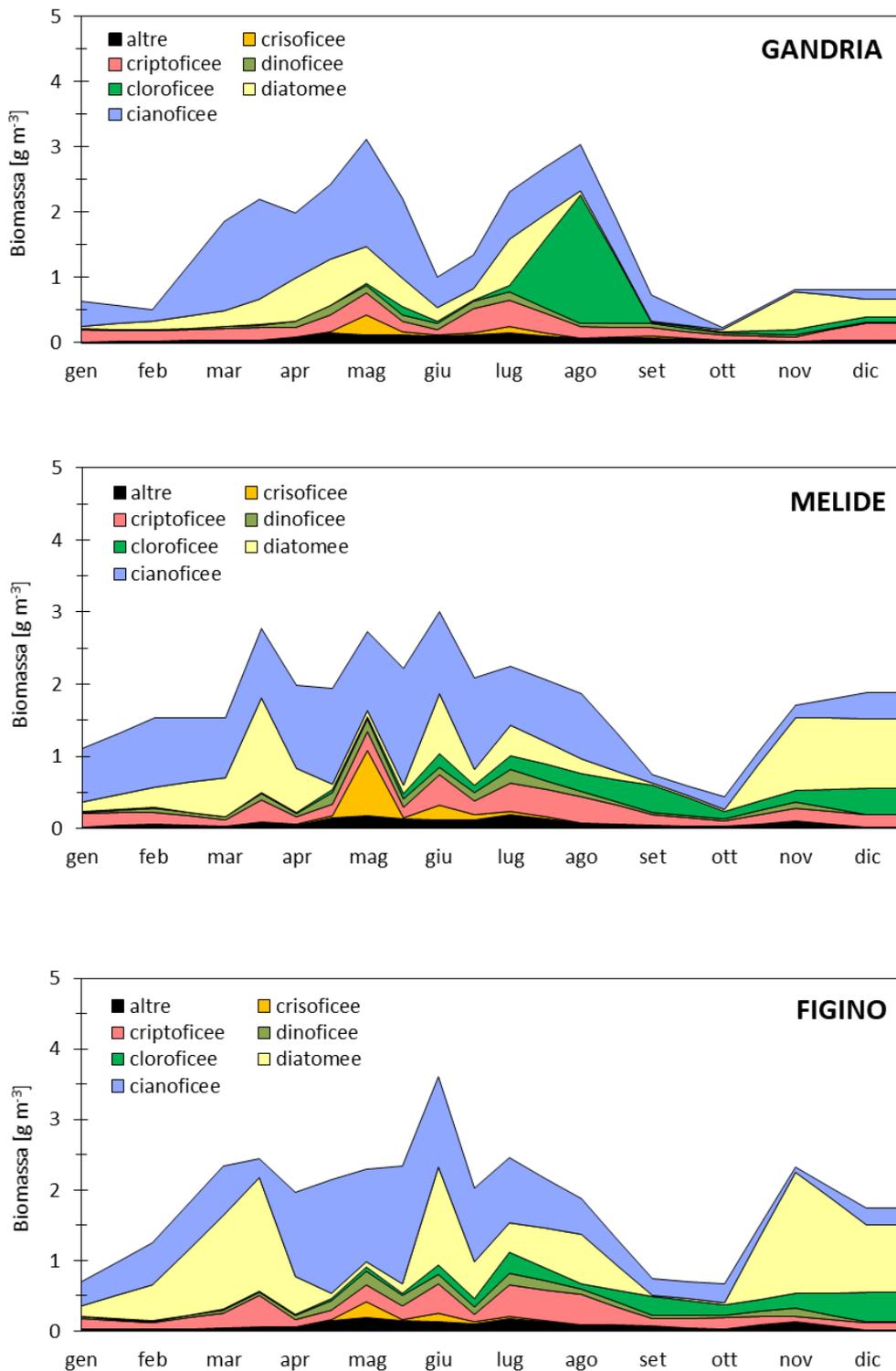


Figura 6.1.1. Lago di Lugano, 2020: andamento delle biomasse cumulate del fitoplancton (peso fresco) nello strato 0-20 m.

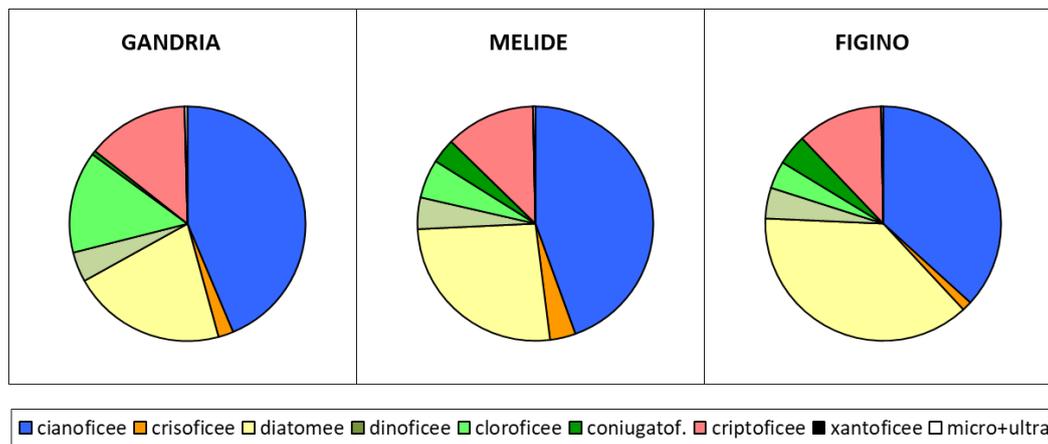


Figura 6.1.2. Lago di Lugano, 2020: composizione percentuale della biomassa media annua del fitoplancton.

6.2. Pigmenti fotosintetici

Nel programma di ricerche sono stati misurati con frequenza quindicinale nello strato tra 0 e 20 m i pigmenti fotosintetici del fitoplancton: la clorofilla *a*, presente in tutti gli organismi fotosintetici, usata come indice di biomassa totale del fitoplancton, e la ficocianina, caratteristica dei cianobatteri e usata come indice della loro biomassa.

Nel 2020, le concentrazioni medie annue di clorofilla *a* nello strato produttivo (0-20 m) sono state pari a 7.7 mg m⁻³ a Gandria, 9.1 mg m⁻³ a Melide, e 8.9 mg m⁻³ a Figino. Come osservato per la biomassa del fitoplancton, la clorofilla è cresciuta ulteriormente rispetto al biennio precedente. In entrambi i bacini il massimo annuo è stato raggiunto tra maggio e giugno (Gandria 14.0 mg m⁻³, Melide 13.4 mg m⁻³, Figino 15.3 mg m⁻³; Figura 6.2.1), che ha coinciso con lo sviluppo delle cianofeece, in particolare *P. rubescens* e *Limnothrix redekei*. I valori estivi (giugno-agosto), spesso usati come un indice dello stato trofico, sono quasi raddoppiati rispetto al biennio precedente, nonostante lo scarso sviluppo delle clorofeece, e si avvicinano a condizioni di eutrofia (Gandria 8.4 mg m⁻³, Melide 10.6 mg m⁻³, Figino 11.2 mg m⁻³).

La distribuzione spazio-temporale della clorofilla *a* (profili verticali ad elevata risoluzione; Figura 6.2.2.) evidenzia nel bacino sud l'inizio della fase vegetativa (febbraio-marzo) dovuto alle diatomee, non visibile nel bacino nord, e la crescita estiva del fitoplancton in entrambi i bacini, inizialmente maggiore negli strati superficiali e poi concentrata negli strati più profondi dove si sviluppano i cianobatteri metalimnetici. Inoltre il profilo della clorofilla evidenzia la crescita autunnale delle diatomee (novembre), distribuite nello strato mescolato.

L'andamento della ficocianina (Figura 6.2.3) evidenzia invece lo sviluppo dei cianobatteri, maggiore nel periodo primaverile ed estivo. Nei primi mesi dell'anno si osserva una distribuzione dei cianobatteri in tutto lo strato mescolato, che poi nel periodo estivo si concentrano a ridosso del termocline. Le concentrazioni massime, dovute alla specie *P. rubescens* e ad altre forme filamentose come *Limnothrix* e *Pseudanabaena*, sono state misurate in profondità negli strati metalimnetici e a ridosso della zona eufotica (10-20 m), dove possono sfruttare maggiori concentrazioni di nutrienti e condizioni di bassa luminosità. L'andamento della ficocianina nel periodo tardo autunnale conferma la riduzione dei cianobatteri come osservato dai dati di biomassa.

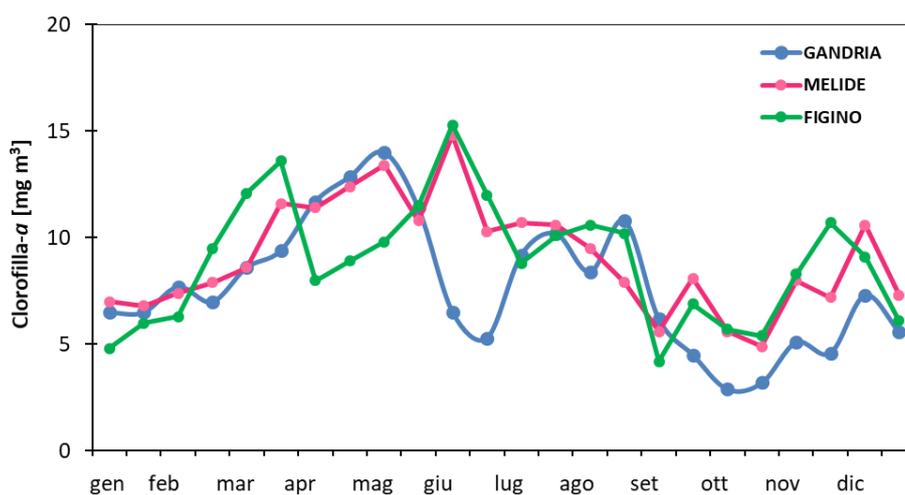


Figura 6.2.1. Lago di Lugano, 2020: andamento della clorofilla *a* nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

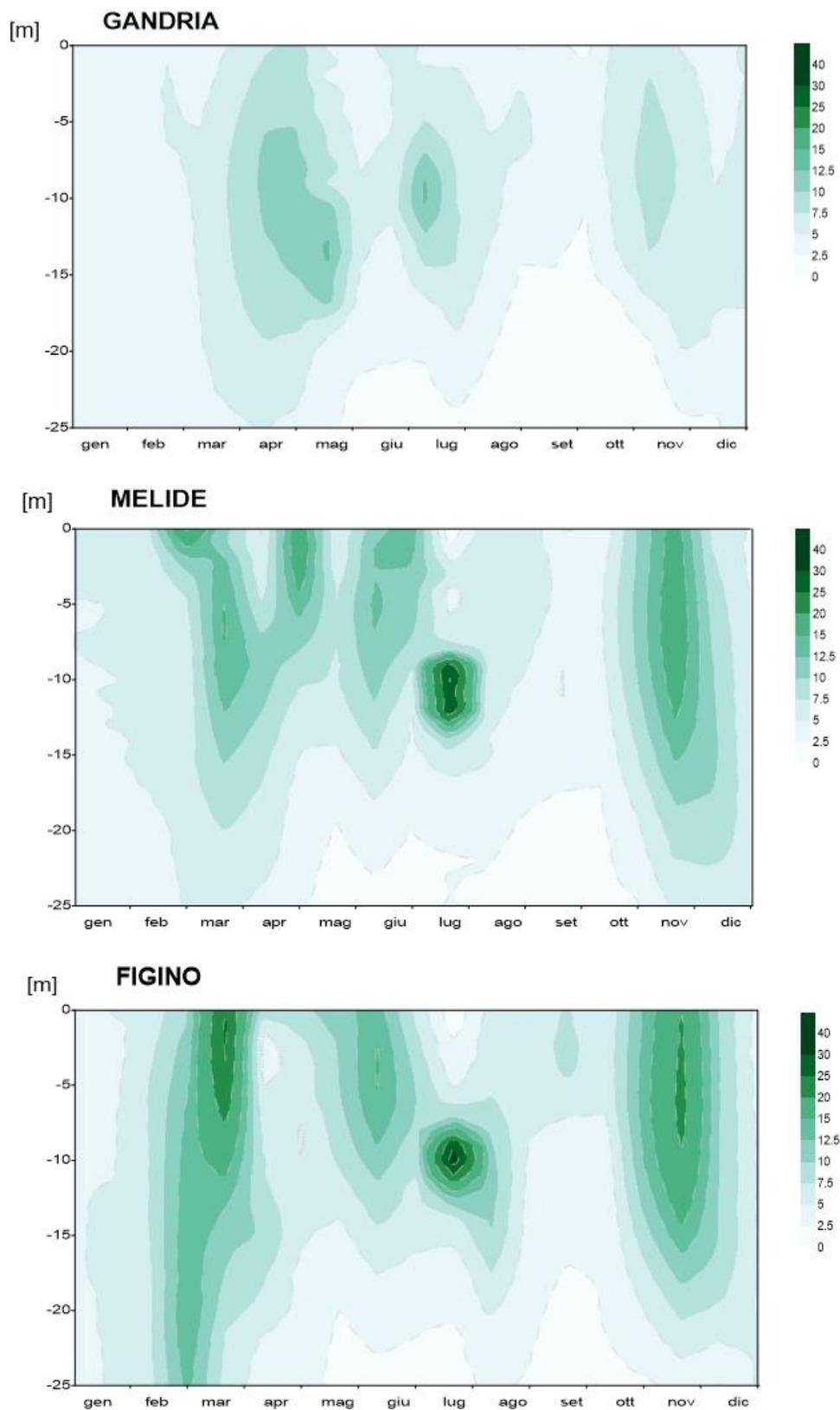


Figura 6.2.2. Lago di Lugano, 2020: andamento spazio-temporale della clorofilla *a* [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

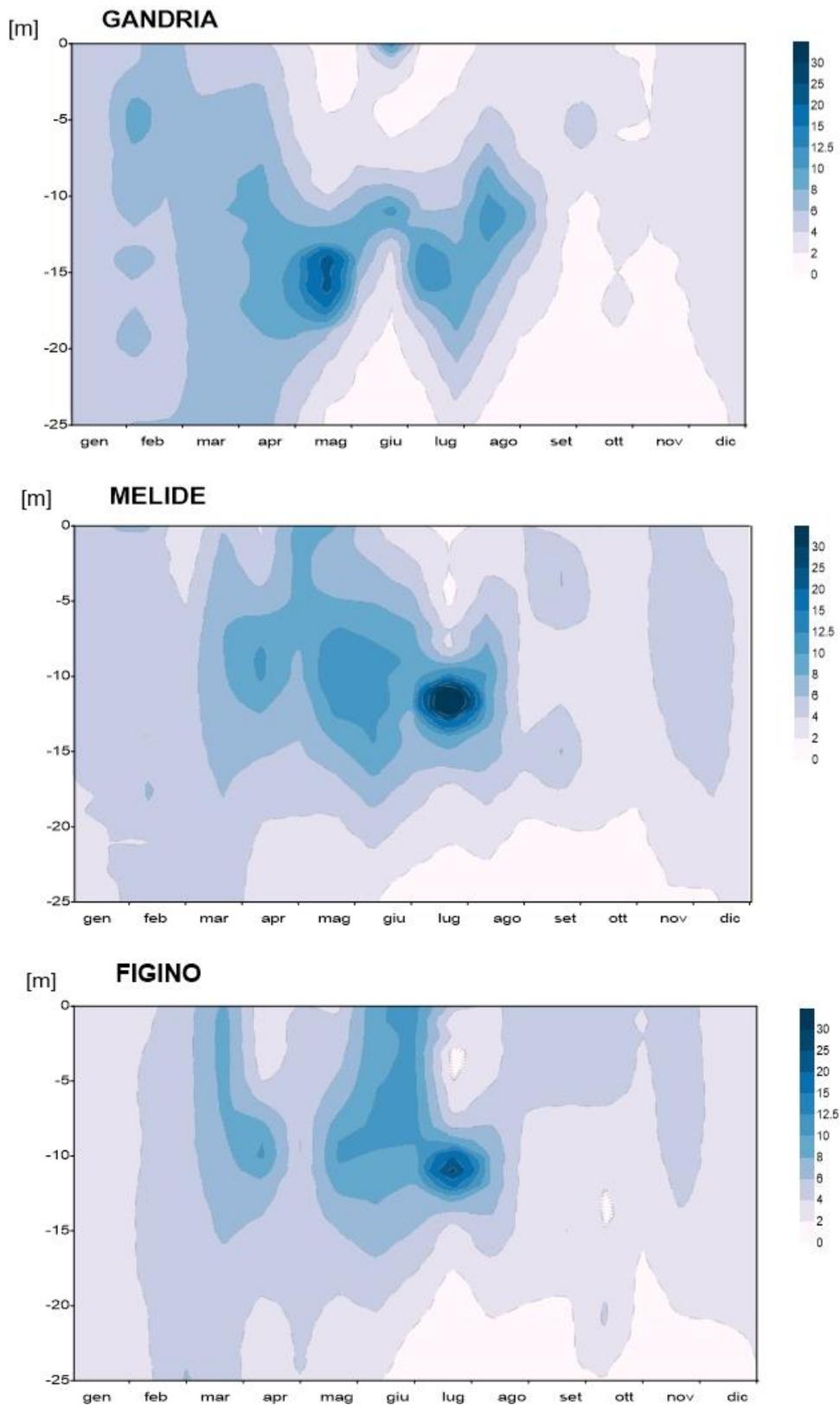


Figura 6.2.3. Lago di Lugano, 2020: andamento spatio-temporale della ficocianina [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

6.3. Produzione primaria

La produzione primaria è una variabile particolarmente importante per il programma di ricerche perché definisce in modo diretto lo stato trofico di un lago. Inoltre, è una delle tre variabili per le quali è stato definito un obiettivo di risanamento quantitativo ($\leq 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Imboden, 1992).

Nel 2020, la produzione primaria annuale (cumulativa) per unità di superficie è stata $276 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, $356 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Melide e $357 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Figino. Espresi come medie giornaliere, questi valori equivalgono rispettivamente a $754 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$, $973 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ e $977 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$.

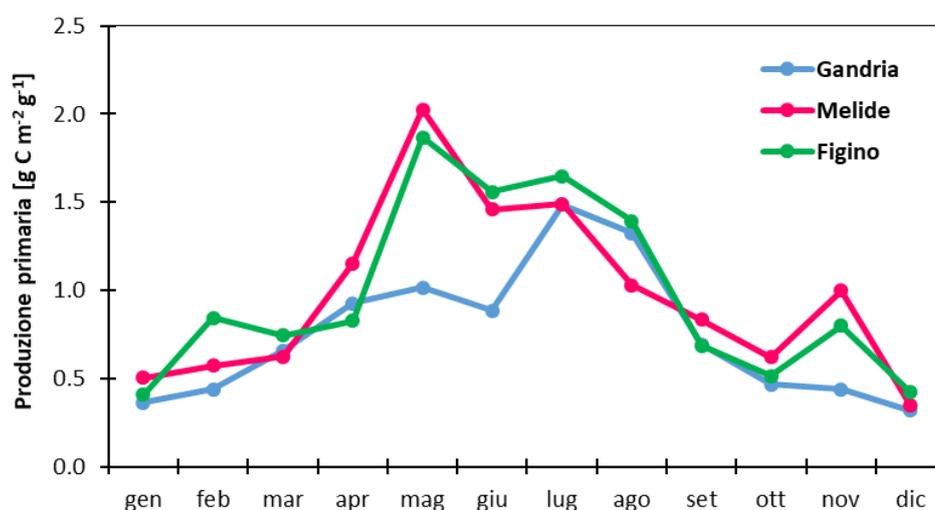


Figura 6.3.1. Lago di Lugano, 2020: valori giornalieri (media mensile) della produzione primaria per unità di superficie.

La produzione primaria si è ridotta ulteriormente rispetto al 2019 in tutte le stazioni, in linea con la tendenza degli ultimi anni, nonostante l'aumento della biomassa del fitoplancton nel 2020. L'andamento mensile della produzione primaria (Figura 6.4.1), mette in evidenza due principali picchi di produzione nel bacino sud, uno primaverile in corrispondenza dello sviluppo dei cianobatteri e uno minore in novembre, a cui hanno contribuito principalmente le diatomee. Al contrario, nel bacino nord oltre alle fasi di crescita primaverile e autunnale si è verificato un picco di produzione estivo, in corrispondenza della crescita delle cloroficee. I valori maggiori raggiunti a Gandria sono stati misurati a luglio ($1486 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$), mentre nel bacino sud la produzione primaverile ha apportato un contributo maggiore, con un picco raggiunto in maggio (Melide $2025 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$, Figino $1868 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$).

7. Zooplancton da crostacei

7.1. Biomassa e composizione tassonomica

Le biomasse medie annue dello zooplancton da crostacei sono state pari a 2.5 g PS m⁻² a Gandria, 2.1 g PS m⁻² a Melide e 2.0 PS g m⁻² a Figino (Tabella 7.1.2.). Si tratta di valori vicini ai minimi delle serie storiche, particolarmente per il bacino sud, che quindi si iscrivono nella tendenza alla diminuzione osservata negli ultimi due decenni (IST-SUPSI 2019).

Tabella 7.1.2. Lago di Lugano, 2020: biomassa media annua dei raggruppamenti tassonomici dello zooplancton da crostacei (% = percento rispetto al totale).

	<u>Gandria</u>		<u>Melide</u>		<u>Figino</u>	
	biomassa		biomassa		biomassa	
	[g PS m ⁻²]	%	[g PS m ⁻²]	%	[g PS m ⁻²]	%
Copepoda Cyclopoida	1.40	57	1.32	62	1.35	66
Copepoda Calanoida	0.69	28	0.38	18	0.31	15
Cladocera Daphniidae	0.21	9	0.27	12	0.27	13
Cladocera Bosminidae	0.02	1	0.00	0	0.00	0
Cladocera Sididae	0.09	4	0.09	4	0.06	3
Cladocera Leptodoridae	0.02	1	0.02	1	0.01	1
Cladocera Cercopagididae	0.04	2	0.06	3	0.04	2
Totale	2.47		2.14		2.04	

Anche nel 2020, com'è spesso accaduto nell'ultimo decennio, lo zooplancton è stato dominato dai copepodi ciclopoidi (Tabella 7.1.2). Questo raggruppamento ha contribuito oltre la metà (57-66%) della biomassa media annuale in tutte le stazioni. Ai copepodi ciclopoidi sono seguiti al secondo posto i copepodi calanoidi (*Eudiaptomus gracilis*). Le dafnie (Cladocera Daphniidae, rappresentate da *Daphnia longispina s.l.*) sono state poco abbondanti relativamente al passato, ma hanno pur sempre costituito il terzo gruppo più abbondante. Sono stati particolarmente scarsi i piccoli cladoceri filtratori (*Bosmina* spp., *Diaphanosoma brachyurum*) e i cladoceri predatori (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*).

Negli andamenti mensili (Figure 7.1.1-2) sono ovunque riconoscibili degli andamenti bimodali dei copepodi, caratterizzati da picchi primaverili ed estivo-autunnali, interposti da un breve declino primaverile-estivo. Colpiscono gli andamenti di *Daphnia*

longispina s.l. che, invece di mostrare gli attesi picchi primaverili e autunnali, denotano un'insolita scarsità in tutte le stazioni. Nelle stazioni del bacino sud sono stati osservati degli accenni di sviluppo sia in primavera che nel periodo estivo. Nel bacino nord vi è stata un'unica breve fase di crescita in agosto.

7.2. Struttura trofica

In termini di struttura trofica (distribuzione della biomassa tra le diverse categorie trofiche), nel 2020 ha predominato la categoria degli omnivori (Tabella 7.2.1). Da sola, questa categoria ha rappresentato almeno la metà (50-56%) della biomassa totale. Gli erbivori, spesso dominanti o co-dominanti nel lago in passato (IST-SUPSI, 2019), hanno fatto registrare biomasse medie relativamente basse, non superanti il 28% del totale. Gli erbivori-omnivori sono stati ben rappresentati, mentre l'abbondanza dei carnivori è apparsa ridotta al minimo.

Tabella 7.2.1. Lago di Lugano, 2020: biomassa media annua dei gruppi trofici dello zooplancton da crostacei (% = percento rispetto al totale).

	<u>Gandria</u>		<u>Melide</u>		<u>Figino</u>	
	biomassa		biomassa		biomassa	
	[g PS m ⁻²]	%	[g PS m ⁻²]	%	[g PS m ⁻²]	%
Erbivori	0.58	23	0.58	27	0.57	28
Erbivori-Omnivori	0.60	24	0.33	16	0.27	13
Omnivori	1.23	50	1.15	54	1.75	56
Carnivori	0.06	3	0.07	3	0.06	3

L'andamento mensile delle biomasse suddivise per categoria trofica (Figura 7.2.1) mostra che gli omnivori sono stati dominanti soprattutto tra primavera e fine estate. Durante lo sviluppo autunnale, si è assistito a una ripresa degli erbivori e quindi a un temporaneo riequilibrio tra erbivori e omnivori.

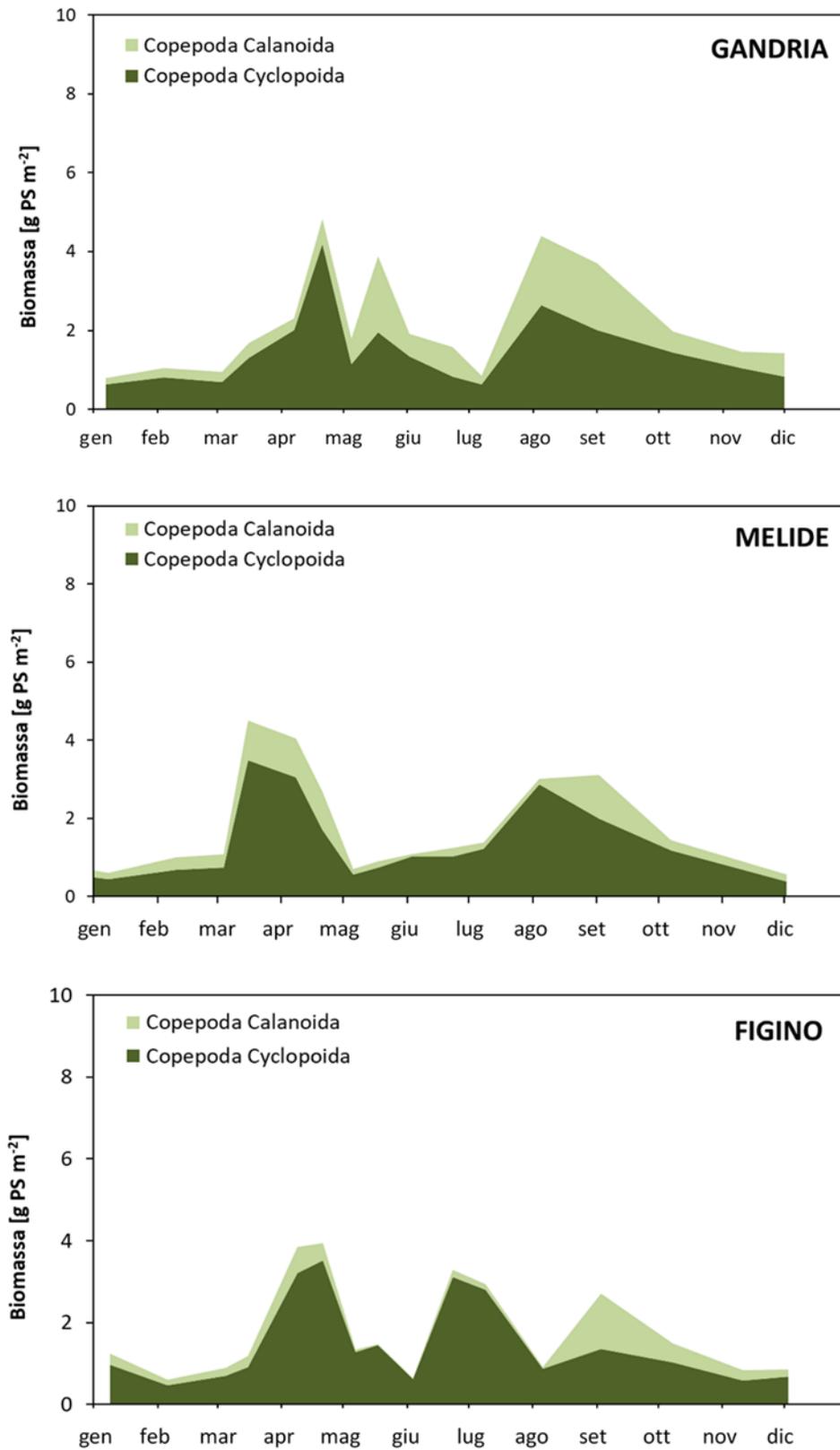


Figura 7.1.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della biomassa dei copepodi.

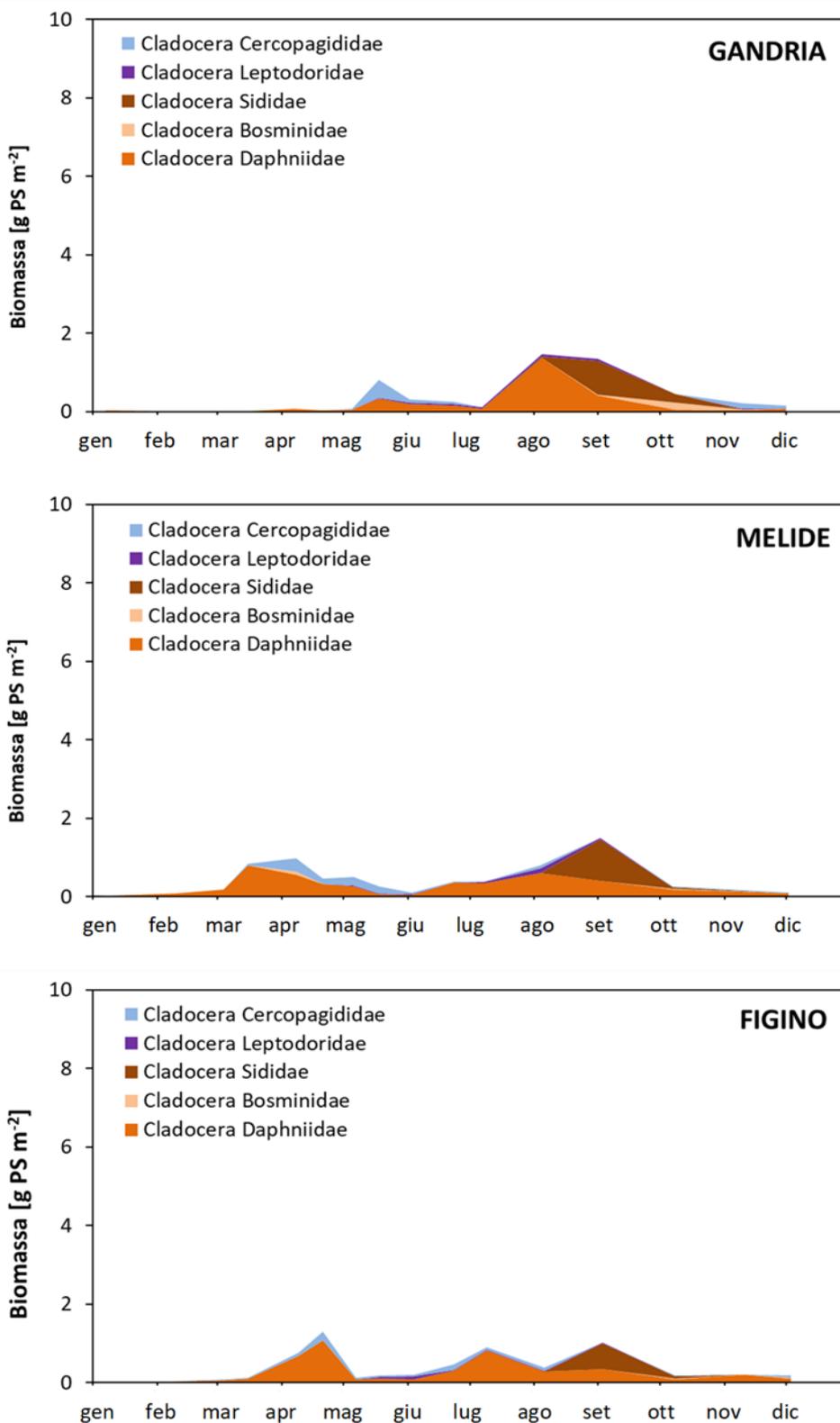


Figura 7.1.2. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della biomassa dei cladoceri.

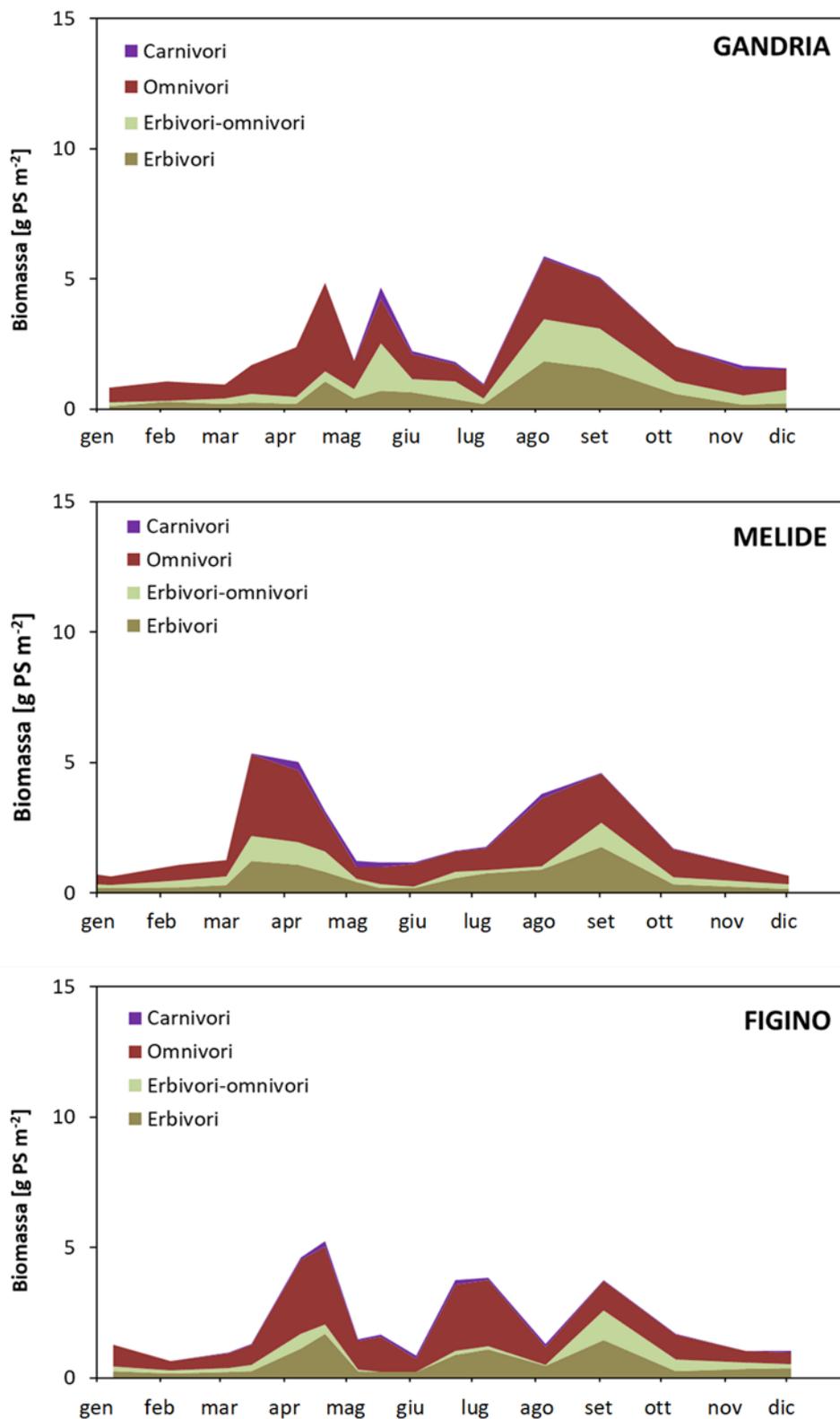


Figura 7.2.1. Lago di Lugano, 2020: andamento mensile della biomassa delle categorie trofiche dello zooplancton da crostacei pelagico.

8. Conclusioni

I risultati della campagna di ricerche del 2020 illustrano in modo chiaro gli effetti di anni (e soprattutto di inverni) miti sull'andamento annuale dell'ecosistema lacustre. Dal punto di vista fisico e chimico, gli effetti degli inverni miti includono circolazioni deboli e incomplete, rifornimenti epilimnetici di fosforo esigui, e ridotta re-ossigenazione ipolimnetica.

Dal punto di vista biologico, gli effetti appaiono complessi e in parte paradossali (Lepori, Roberts & Schmidt, 2018; Patelli *et al.*, 2020). Infatti, nonostante la ridotta disponibilità di fosforo, gli inverni miti conducono spesso a forti accumuli di biomassa fitoplanctonica, soprattutto in estate. In questi casi, all'elevata biomassa estiva contribuiscono spesso i cianobatteri filamentosi, tra i quali *Planktothrix rubescens* è spesso dominante, mentre il tipico sviluppo estivo di cloroficee è ridotto.

Ricerche in corso (Lepori *et al.*, *in preparazione*) indicano che questo fenomeno è dovuto in parte a un effetto del fosforo sulla qualità del fitoplancton, che a sua volta regola l'effetto dello zooplancton erbivoro sul fitoplancton. Inoltre, delle acque più calde e stabilmente stratificate possono indipendentemente favorire lo sviluppo di cianobatteri e produrre fioriture come quelle osservate nel corso dell'anno.

Molti degli effetti associati a inverni miti (de-ossigenazione delle acque profonde, fioriture di cianobatteri, ecc.) coincidono con i principali sintomi dell'eutrofizzazione lacustre. Questa coincidenza suggerisce che il riscaldamento climatico potrebbe attenuare il miglioramento dello stato del lago atteso a causa dell'abbattimento dei carichi di fosforo in corso. Ovvero, il miglioramento dello stato del lago richiederà probabilmente abbattimenti di fosforo più incisivi di quelli previsti per compensare gli effetti del cambiamento climatico.

Bibliografia

- Imboden, D.M. (1992). Possibilities and limitations of lake restoration: Conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences*, 54, 381-390.
- Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI). (2019). Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2016-2018. Campagna 2018 e sintesi pluriennale. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 96 pp.
- Istituto Scienze della terra (IST-SUPSI). (2020). Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2019. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 80 pp.
- Lepori F. (2019). Il risanamento del Lago di Lugano: tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo. *Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali* 107, 13-19.
- Lepori, F., Roberts, J. J., & Schmidt, T. S. (2018). A paradox of warming in a deep peri-Alpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia*, 824, 215-228.
- Liechi, P. (2010). Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Analyses physico-chimiques, nutriments. L'environnement pratique n°1005. Office fédéral de l'environnement, Berne. 44 p.
- Patelli, M., Leoni, B., & Lepori, F. (2020). Causes of *Daphnia* midsummer decline in two deep meromictic subalpine lakes. *Freshwater Biology*, 65, 731-744.
- Vollenweider, R. A. (1982). Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Organisation for Economic Co-operation and Development, Washington, DC.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano l'Ufficio federale dell'ambiente, l'Ufficio federale di meteorologia e climatologia (MeteoSvizzera) e i gestori degli impianti di depurazione di Lugano, Mendrisio e Pian Scairolo per la cortese fornitura dei dati. Particolari ringraziamenti vanno a Marco Simona per l'identificazione del fitoplancton e l'accompagnamento scientifico, a Giuseppe Ranieri e David Fontana del laboratorio dell'Ufficio del Monitoraggio Ambientale (UMAm) per la costante collaborazione, e a Rosa Maria Di Piazza e Mauro Veronesi per i commenti a una prima versione del rapporto.

Autori e collaboratori

Autori del rapporto

Camilla Capelli	Idrobiologa
Fabio Lepori	Idrobiologo
Federica Rotta	Assistente

Collaboratori

Stefano Beatrizotti	Collaboratore tecnico
Christian Ciccarelli	Laboratorista
Paola Darold-Lanfranchi	Laboratorista
Arturo Di Giacinto	Collaboratore tecnico
David Fontana	Capo laboratorista
Maurizio Pozzoni	Idrologo
Giuseppe Ranieri	Chimico
Stefano Rioggi	Collaboratore tecnico
Mirko Sargenti	Laboratorista
Claudia Sartori	Laboratorista
Davide Saurwein	Assistente
Marco Simona	Idrobiologo
Manuela Simoni-Vassalli	Laboratorista

Indirizzo degli autori

Istituto Scienze della terra
Scuola Universitaria Professionale della svizzera Italiana (SUPSI)
Campus Mendrisio
Via Francesco Catenazzi 23
CH – 6850 Mendrisio

Tel. +41 58 666 62 00

Fax +41 58 666 62 09

ist@supsi.ch

**COMMISSIONE INTERNAZIONALE
PER LA PROTEZIONE DELLE ACQUE ITALO-SVIZZERE**

Segretariato:

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere

c/o Regione Piemonte

Via Principe Amedeo, 17

I - 10123 Torino (Italia)

Tel: +39 011 432 16 12

Fax: +39 011 432 46 32

E-mail: cipais@regione.piemonte.it

www.cipais.org

APPENDICE I: Unità di misura

prof. :	profondità	[m]	
m s.l.m. :	metri sul livello del mare	[m]	
	secondi	[sec]	
	ora	[h]	
	giorno	[d]	
	anno	[a]	
Q :	portata	[m ³ s ⁻¹]	
T :	temperatura	[°C]	
	trasparenza	[m]	
torb :	torbidità	[FTU]	
c ₂₀ :	conducibilità elettrica specifica a 20°C	[μS cm ⁻¹]	
O ₂ :	ossigeno disciolto	[mg L ⁻¹]	
BOD ₅ :	richiesta biochimica d'ossigeno	[mg L ⁻¹]	
pH :	concentrazione idrogenionica	[-]	
ALC :	alcalinità totale	[meq L ⁻¹]	
CO ₃ ²⁻ :	alcalinità da carbonati	[meq L ⁻¹]	
SRP :	fosforo reattivo disciolto	[μg L ⁻¹]	
TP :	fosforo totale	[μg L ⁻¹]	
SiO ₂ -Si :	silice reattiva	[mg L ⁻¹]	
NO ₂ ⁻ -N :	azoto nitroso	[μg L ⁻¹]	
NO ₃ ⁻ -N :	azoto nitrico	[mg L ⁻¹]	
NH ₄ ⁺ -N :	azoto ammoniacale	[mg L ⁻¹]	
TN :	azoto totale	[mg L ⁻¹]	
Fe ²⁺ :	ferro disciolto	[μg L ⁻¹]	
Mn ²⁺ :	manganese disciolto	[mg L ⁻¹]	
S ²⁻ :	solfo disciolto	[μg L ⁻¹]	
CH ₄ :	metano	[mg L ⁻¹]	
DOC :	carbonio organico disciolto	[mg L ⁻¹]	
Cl ⁻ :	cloruro	[mg L ⁻¹]	
FITOPLANCTON	densità	[cellule L ⁻¹]	
	biomassa (peso fresco)	[g PF m ⁻³]	
	biomassa (peso secco)	[g PS m ⁻²]	
	Chl <i>a</i> :	clorofilla <i>a</i>	[mg m ⁻³]
		produttività primaria volumetrica	[mg C m ⁻³ d ⁻¹]
		produzione primaria areale	[mg C m ⁻² d ⁻¹]
		produzione giornaliera	[g C m ⁻² d ⁻¹]
		produzione annua	[g C m ⁻² a ⁻¹]
	PAR :	radiazione fotosintetica (400-700 nm)	[μE m ⁻² s ⁻¹] †
		radiazione fotosintetica giornaliera	[E m ⁻² d ⁻¹] †
e :	coefficiente d'estinzione della luce	[m ⁻¹]	
Z _{EUR} :	profondità della zona fotica	[m]	
ZOOPLANCTON	biomassa dei crostacei (peso secco)	[g PS m ⁻²]	
STATISTICA	%ile: percentile		

† 1E (Einstein) ≡ 1 mole di fotoni PAR s⁻¹ m⁻²; 4.6 μmol s⁻¹ m⁻² (PAR) = 1 W m⁻² (PAR)

APPENDICE II: Approfondimenti metodologici

Capitolo 3. I carichi dei maggiori nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) veicolati dai tributari e dagli emissari dei bacini nord e sud sono stati stimati a partire da concentrazioni istantanee e valori di portata mensili (Beale, 1962). I carichi dei bacini non campionati (bacino nord = 104 km², bacino sud = 87 km²) sono stati stimati in base ai carichi areali (“export coefficients”) di due tributari essenzialmente privi di fonti di fosforo puntiformi, la Magliasina e il Cuccio, ritenuti rappresentativi di tutti i bacini scarsamente urbanizzati. I contributi dovuti agli abitanti rivieraschi (ARSPL) sono stati stimati in base al numero di abitanti non connessi a sistemi di depurazione e a valori medi di produzione annuale di N_{tot} e P_{tot} per abitante (Ferrario, 2009). I contributi dovuti alle deposizioni atmosferiche sono stati calcolati in base alle deposizioni totali di azoto e alla media geometrica delle deposizioni di P_{tot} in Europa (0.033 g m⁻² a⁻¹; Tipping *et al.*, 2014), assunta simile alla deposizione sul bacino lacustre. I flussi di N_{tot} e P_{tot} tra i due bacini del lago (veicolati dal canale che collega i due bacini a Melide) sono stati calcolati in base alle concentrazioni di N_{tot} e P_{tot} nel bacino nord (media valori a 0.4 m e 5 m di profondità) e a una stima della portata.

Capitolo 4. I dati riguardanti il livello del lago a Melide-Ferrera sono stati forniti da MeteoSvizzera. La temperatura è stata misurata quindicinalmente durante la campagna di indagini mediante una sonda multiparametrica. La trasparenza [m] è stata misurata con la stessa frequenza mediante il disco di Secchi. La profondità dello strato ben mescolato Z_{mix} delle acque del lago [m] è stata calcolata come la profondità alla quale la conducibilità (standardizzata a 20°C) differisce di almeno 0.1 kg m⁻³ dal valore di superficie (Wilson *et al.* 2020). I dati di conducibilità sono stati raccolti durante la presente campagna. La stabilità (S) di un lago [J m⁻²] è il lavoro che sarebbe necessario applicare per mescolare la colonna d’acqua uniformemente, ossia per annullare i gradienti di temperatura e/o di salinità presenti tra la superficie e il fondo. Il calcolo è stato eseguito usando la seguente equazione:

$$S = 1/A_0 \int (z-z_g) A_z(\rho_z - \rho_m) dz \text{ [integrale tra superficie e profondità massima]}$$

dove:

A_0 = superficie del lago

z = profondità (misurata dal fondo)

z_g = profondità del centro di volume (misurata dal fondo)

A_z = area alla profondità z

ρ_z = densità dell’acqua alla profondità z

ρ_m = densità della colonna interamente mescolata

La densità dell’acqua è stata stimata a partire dalla conducibilità e dalla temperatura.

Capitolo 5. Le analisi chimiche del lago vengono effettuate dal laboratorio dell’Ufficio del Monitoraggio Ambientale dell’amministrazione del Canton Ticino. I parametri analizzati e i relativi limiti di quantificazione sono indicati nella Tabella A2.1.

Tabella A2.1. Lago di Lugano, 2018: limiti di quantificazione (L.Q.) e metodi usati nella determinazione dei parametri chimici.

	<u>Parametro</u>	<u>L.Q.</u>	<u>Unità</u>	<u>Metodo</u>
Cationi	Ammonio, NH ₄ ⁺ (come N)	12	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Calcio	0.20	mg/L	IC (cromatografia ionica)
	Ferro disciolto	1.00	µg/L	ICP-MS
	Manganese disciolto	0.10	µg/L	ICP-MS
Anioni	Cloruro	0.30	mg/L	IC
	Nitrato (come N)	0.01	mg/L	IC
	Nitrito (come N)	6	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Ortofosfato (come P)	11	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Solfato	0.4	mg/L	IC
Altro	Alcalinità totale	-	meq/L	Potenziometria
	Alcalinità da carbonato	-	meq/L	Potenziometria
	Carbonio organico totale (TOC)	0.20	mg/L	UV/Persolfato - IR
	Carbonio organico disciolto (DOC)	0.20	mg/L	UV/Persolfato - IR
	Conduttività (25°C)	1	µS/cm	Potenziometria
	Azoto totale (come N)	0.15	mg/L	Spettrometria UV/VIS
	Fosforo totale (come P)	32	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Silice (come Si)	0.09	mg/L	Spettrometria UV/VIS
	Ossigeno disciolto	0.50	mg/L	Iodometria (Winkler)
	BOD ₅	1.0	Mg/L	Iodometria (Winkler)
	Metano	0.2*	µg/L	GC-FID (Gas cromatografia)
	Idrogeno solforato	6.0	µg/L	Spettrometria UV/VIS

Note: * concentrazioni indicative poiché dipendenti dalle condizioni atmosferiche al momento della preparazione. Il limite va ricalcolato in base al volume effettivo quindi risulta variabile.

Capitolo 6. I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale da marzo a giugno. Il fitoplancton viene analizzato da un campione integrato nello strato compreso tra 0 e 20 m di profondità (comprendente la zona eufotica) raccolto con una bottiglia di Schröder. Due sub-campioni (ca. 200 mL) vengono fissati immediatamente con soluzione di Lugol e formalina (1%). Il conteggio del fitoplancton viene effettuato con un microscopio invertito (ingrandimento 100-400X) secondo il metodo Utermöhl.

La clorofilla *a* viene misurata sia su campione integrato nello strato 0-20 m raccolto con frequenza quindicinale mediante bottiglia di Schröder, sia su 11 campioni raccolti a profondità discrete nello strato 0-20 m con bottiglia di Niskin con frequenza mensile da novembre a febbraio e quindicinale tra marzo ed ottobre. La concentrazione di clorofilla *a* viene determinata in laboratorio mediante analisi spettrofotometrica (estrazione in etanolo).

La clorofilla *a* viene misurata inoltre mediante lettura fluorimetrica *in vivo* con la sonda TriLux (Chelsea Technology Groups) installata sulla sonda multiparametrica Idronaut, con frequenza quindicinale. Con lo stesso sensore viene determinata la concentrazione di ficocianina, attraverso una stima del contributo relativo della ficocianina alla fluorescenza della clorofilla *a*. Questo indice si basa sul principio che l'energia assorbita dai diversi pigmenti fotosintetici viene rapidamente trasferita alla clorofilla *a*, e una parte dell'energia viene poi riemessa come fluorescenza con un picco di 685nm.

La produzione primaria viene misurata con il metodo della bottiglia chiara-bottiglia scura, attraverso la determinazione del tasso di assimilazione di carbonio radioattivo (¹⁴C) con scintillazione liquida. Un riassunto dei metodi utilizzati per lo studio del fitoplancton è presentato di seguito in Tabella A2.2.

Capitolo 7. Lo zooplancton viene campionato mediante pesche verticali realizzate con un retino (maglia 100 μm) tra 50 m di profondità e la superficie. I campionamenti vengono effettuati con cadenza bisettimanale tra marzo e giugno, quando si attendono picchi di abbondanza stagionali, e mensile durante il resto dell'anno. L'analisi dei campioni raccolti comprende un conteggio delle specie e una stima della loro biomassa (Tabella A2.3). L'abbondanza delle singole specie per unità di superficie viene calcolata moltiplicando il numero di individui campionati per il volume di acqua filtrato dal retino. Per ottenere una stima della biomassa, per ogni categoria tassonomica identificata viene misurata la lunghezza corporea di 20 individui mediante una scala oculare micrometrica. Successivamente, le lunghezze vengono usate per calcolare biomasse individuali mediante modelli lunghezza-peso (Bottrell *et al.*, 1976). La biomassa di ogni taxon viene infine calcolata moltiplicando l'abbondanza per la biomassa media individuale. Per esaminare la struttura tassonomica, i crostacei zooplanctonici sono stati suddivisi in famiglie. Per esaminare la struttura trofica, gli stessi organismi sono stati suddivisi in erbivori, carnivori, omnivori ed erbivori-omnivori (Tabella A2.4).

Tabella A2.2. Metodi applicati nello studio del fitoplancton.

	<u>Biomassa</u>	<u>Clorofilla <i>a</i></u>		<u>Produzione primaria</u>
Profondità di campionamento	campione integrato (0-20m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20m)	campione integrato (0-20 m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20 m)
Frequenza di campionamento	16 (1 campionamento al mese da luglio a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo a giugno)	20 (1 campionamento al mese da novembre a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo ad ottobre)	24 (2 campionamenti al mese)	12 (1 campionamento al mese)
Metodo di campionamento	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Bottiglia di Niskin (5 L)	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Metodo bottiglia chiara/bottiglia scura
Metodo di analisi	Quantitativo con microscopio invertito su campioni fissati in Lugol o Formalina (1%)	Spettrofotometria	Spettrofotometria	Scintillazione liquida (^{14}C)
Riferimento bibliografico	UNI EN 15204:2006 (Tecnica UTERMÖHL)	ISO-10260 1992 E	ISO-10260 1992 E	Nielsen ES. 1952 Schindler et al. 1972

Tabella A2.3. Metodi applicati nello studio dello zooplancton.

<u>Abbondanza e biomassa</u>	
Profondità di campionamento	Campione integrato (0-50 m)
Frequenza di campionamento	16 volte all'anno (1 campionamento al mese da luglio a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo a giugno)
Metodo di campionamento	Pescata verticale con retino da plancton (maglia 100 μm)
Metodo di analisi	Conteggio e misura allo stereoscopio su campioni fissati in etanolo

Tabella A2.3. Lago di Lugano, 2018: categorie trofiche dei maggiori gruppi (o specie) di zooplancton da crostacei.

<u>Taxon</u>	<u>Categoria trofica</u>
Copepodi ciclopidi	
Nauplii	erbivori†
copepoditi CI-CII	erbivori†
copepoditi CIII-CV	Omnivori
Adulti	Omnivori
Copepodi calanoidi	
Nauplii	erbivori†
copepoditi CI-CII	erbivori†
copepoditi CIII-CV	erbivori-omnivori
adulti di <i>Eudiaptomus gracilis</i>	erbivori-omnivori
Cladoceri	
<i>Bosmina longicornis</i>	erbivori†
<i>Daphnia longispina-galeata</i>	erbivori†
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	erbivori†
<i>Leptodora kindtii</i>	Carnivori
<i>Bythotrephes longimanus</i>	Carnivori

†Nell'erbivoria viene incluso anche il consumo di protozoi non-fotosintetici.

Riferimenti bibliografici (Appendice II)

- Beale, E.M.L., 1962. Some uses of computers in operational research. *Industrielle Organisation* 31, 27-28.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., et al. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24, 419-456.
- Ferrario, L., 2009. Quantificazione e caratterizzazione dei carichi di nutrienti in entrata al lago di Lugano (Svizzera-Italia). Tesi di Laurea. Università degli Studi dell'Insubria. 135 pp.
- ISO 10260:1992. Water quality – Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll-*a* concentration.
- Nielsen, E.S. 1952. The use of radio-active carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil - Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 18, 117-140.
- Schindler, D.W., Schmidt, R.V. and Reid, R.A. 1972. Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the ¹⁴C method. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 29, 1627-1631.
- Tipping E., Benham S., Boyle J.F., et. al. 2014. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts*; 16, 1608-17.
- UNI EN 15204, 2006. Water quality- Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- Wilson, H.L., Ayala, A.I., Jones, I.D., et al. 2020. Variability in epilimnion depth estimations in lakes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24, 5559–5577. <https://doi.org/10.5194/hess-24-5559-2020>