

**Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere**

Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano

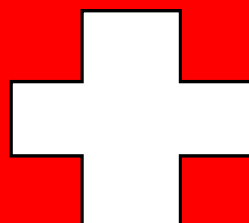
Aspetti limnologici

Programma triennale 2016–2019

Campagna 2016

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino



**Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere**

**Ricerche
sull'evoluzione del Lago di Lugano**

Aspetti limnologici

Programma triennale 2016-2019

Campagna 2016

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino

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

Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI). 2017: *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2016-2019. Campagna 2016.* Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 82 pp.

Riassunto

Questo rapporto presenta i risultati del programma di ricerche limnologiche sul Lago di Lugano realizzate nel 2016 dall'Istituto scienze della Terra della Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI), su mandato dell'Amministrazione del Cantone Ticino. Il 2016 è stato un anno caratterizzato da un inverno (2015-2016) particolarmente mite, che si è tradotto, in termini limnologici, in dinamiche fisiche, chimiche e biologiche inusuali. Dal punto di vista fisico, l'inverno mite ha determinato circolazioni tardo-invernali deboli e parziali in entrambi i bacini del lago. Pertanto, nel 2016, anche nel bacino sud del lago, normalmente olomittico, la colonna d'acqua non si è completamente de-stratificata durante la circolazione annuale. Dal punto di vista chimico, le deboli circolazioni hanno determinato uno scarso rifornimento di macronutrienti nelle acque superficiali e una scarsa o trascurabile ri-ossigenazione delle acque profonde, che sono perciò rimaste anossiche o ipossiche tutto l'anno. Dal punto di vista biologico, a causa del ridotto rifornimento di macronutrienti, i consueti sviluppi primaverili di fitoplancton (diatomee e criptoficee) e zooplancton erbivoro (dafnie) sono apparsi attenuati e circoscritti al bacino sud. Diversamente, le condizioni del 2016, come quelle degli scorsi due anni, appaiono aver favorito forti sviluppi estivi di cianoficee e alghe verdi. Questi risultati evidenziano in quale misura le variazioni climatiche possano influenzare le dinamiche dell'ecosistema lacustre, e mostrano come inverni insolitamente miti possano rafforzare alcuni dei sintomi di eutrofizzazione (scarsa ossigenazione delle acque profonde, sviluppi estivi di cianobatteri) contro i quali è stato fondato il programma di risanamento del lago.

INDICE

1. INTRODUZIONE (<i>F. Lepori</i>)	1
1.1. Prefazione.....	1
1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo.....	2
2. METEOROLOGIA DELL' AREALE LACUSTRE (<i>F. Lepori, M. Pozzoni</i>)	6
2.1. Andamento generale in Svizzera e al Sud delle Alpi.....	6
2.2. Andamento mensile a Lugano.....	6
3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA (<i>M. Pozzoni</i>)	11
3.1. Portate.....	11
3.2. Temperature.....	12
4. CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI CORSI D'ACQUA E CARICHI DI NUTRIENTI (<i>A. Bruder</i>)	15
4.1. Caratteristiche chimiche.....	15
4.2. Carichi di nutrienti.....	16
5. CARATTERISTICHE FISICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO (<i>F. Lepori</i>)	24
5.1. Livello lacustre.....	24
5.2. Trasparenza.....	24
5.3. Temperatura e bilancio termico.....	25
5.4. Profondità di mescolamento e stabilità della colonna d'acqua.....	26
6. CARATTERISTICHE CHIMICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO (<i>F. Lepori</i>)	32
6.1. Alcalinità e pH.....	32
6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox.....	32
6.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio).....	33
7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON (<i>A. Bruder</i>)	49
7.1. Specie dominanti.....	49
7.2. Variazioni della biomassa.....	50
7.3. Clorofilla.....	50
7.4. Radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) e profondità dello strato trofogeno.....	51
7.5. Produzione primaria.....	51
8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON (<i>F. Lepori</i>)	61
8.1. Diversità.....	61
8.2. Struttura tassonomica.....	62
8.3. Struttura trofica.....	64

9. CONCLUSIONI (<i>F. Lepori</i>).....	68
RINGRAZIAMENTI	72
BIBLIOGRAFIA	73
AUTORI E COLLABORATORI	76
APPENDICI	77

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Questo rapporto, il primo di un nuovo triennio di ricerche sul Lago di Lugano promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), si propone di riassumere i principali risultati conseguiti durante la campagna di monitoraggio del 2016 e di inserirli nell'ampio contesto dell'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del lago e del suo bacino imbrifero.

Le indagini di monitoraggio presentate in questo rapporto volgono innanzitutto a esaminare gli effetti delle misure d'intervento messe in atto da decenni per risanare il lago dalla condizione di eutrofia in cui si era venuto a trovare negli anni 1970-1980 [Barbieri & Mosello, 1992; Lepori & Roberts, 2017]. Inoltre, i dati generati dall'attività di monitoraggio si stanno rivelando preziosi per documentare gli effetti di problemi ambientali emersi con maggiore evidenza negli ultimi decenni, tra i quali spiccano i cambiamenti climatici [Lepori & Roberts, 2015; Pareeth *et al.*, 2017]. Infine, il patrimonio di conoscenze limnologiche disponibile sul Lago di Lugano sta contribuendo proficuamente all'indagine limnologica di base sul complesso funzionamento dei sistemi lacustri, in particolare quello dei laghi profondi sudalpini [Rogora *et al.*, 2015; Lepori *et al.*, 2017].

Come in passato, nel corso delle indagini si è prestata particolare cura per garantire continuità all'organizzazione dell'attività di campagna, alla produzione dei dati analitici e alla fase di elaborazione e interpretazione dei risultati. I nuovi risultati vanno quindi ad assicurare il proseguimento sistematico e coerente di una lunga serie di dati preesistenti, che si estende nel passato (nella forma corrente) fino al 1983. Questa serie, che va annoverata tra le più notevoli per durata e qualità dei dati tra quelle disponibili per i laghi dell'intero arco alpino, offre un'occasione privilegiata per elaborare una gestione integrata ed efficace delle problematiche ambientali che ancora gravano sull'ecosistema lacustre.

1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo

La campagna di indagini del 2016 ha coinvolto principalmente 12 stazioni di rilevamento, suddivise come segue:

- 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 sull'emissario del lago (fiume Tresa), appena a valle rispetto al punto di uscita dal lago (Figura 1.2.1; Tabella 1.2.3).

Le stazioni di prelievo lacustri sono state scelte oltre un trentennio or sono in modo da rappresentare i due principali bacini del lago, nord e sud, che si distinguono per caratteristiche morfologiche, idrologiche e carico trofico. Le loro principali caratteristiche sono riassunte nella 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 5-8).

I tributari campionati includono i corsi d'acqua maggiori per portata (Vedeggio, Cassarate, Cuccio, Magliasina, Laveggio e Livone) e due corsi d'acqua più piccoli che però producono carichi di nutrienti elevati a causa della forte urbanizzazione del loro bacino imbrifero (Bolletta e Scairolo). Nelle relative stazioni di prelievo sono state raccolte le informazioni che hanno permesso di valutare l'andamento delle portate (Capitolo 3), i carichi di nutrienti veicolati al lago (Capitolo 4) e la qualità delle acque dei tributari stessi (Capitolo 4).

I dati raccolti presso la stazione sull'emissario Tresa hanno permesso di calcolare i flussi di nutrienti e calore in uscita da lago, che servono per il calcolo dei relativi bilanci (Capitolo 5).

Inoltre, per l'elaborazione del rapporto si è fatto uso di informazioni provenienti da stazioni appartenenti ad altri programmi di monitoraggio, tra i quali il monitoraggio meteorologico da parte di MeteoSvizzera e il monitoraggio dei deflussi dei corsi d'acqua da parte dell'Ufficio Federale dell'Ambiente (UFAM) e del settore Idrologia dell'Istituto scienze della Terra della SUPSI. L'ubicazione delle stazioni di rilevamento è raffigurata nelle Figure 1.2.1 e 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.

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

Tabella 1.2.2. Coordinate (latitudine e longitudine secondo la Carta Nazionale Svizzera, CNS) delle stazioni di campionamento in ambiente pelagico.

Stazione	Longitudine CNS	Latitudine
<i>Gandria</i>	2 722 219	1 096 234
<i>Melide</i>	2 717 735	1 088 919
<i>Figino</i>	2 712 855	1 090 653

Tabella 1.2.3. Coordinate (latitudine e longitudine secondo la Carta Nazionale Svizzera, CNS) delle stazioni di campionamento sui maggiori tributari del lago e sull'emissario (Tresa), per bacino lacustre (nord e sud).

Bacino	Corso d'acqua	Località	Longitudine CNS	Latitudine	Area bacino [km²]
<i>nord</i>	<i>Cassarate</i>	Pregassona	2 718 010	1 097 380	73.9
<i>nord</i>	<i>Cuccio</i>	Porlezza	2 731 000	1 099 100	53.8
<i>nord</i>	<i>Livone</i>	Osteno	2 727 500	1 096 500	30.6
<i>sud</i>	<i>Bolletta</i>	Porto Ceresio	2 713 075	1 084 900	19.5
<i>sud</i>	<i>Laveggio</i>	Riva San Vitale	2 719 140	1 083 880	28.9
<i>sud</i>	<i>Magliasina</i>	Magliaso	2 711 620	1 093 290	34.3
<i>sud</i>	<i>Scairolo</i>	Figino	2 713810	1 089 920	9.7
<i>sud</i>	<i>Tresa</i>	Ponte Tresa	2 709 580	1 092 145	614.5
<i>sud</i>	<i>Vedeggio</i>	Bioggio	2 713 900	1 095 100	106.0

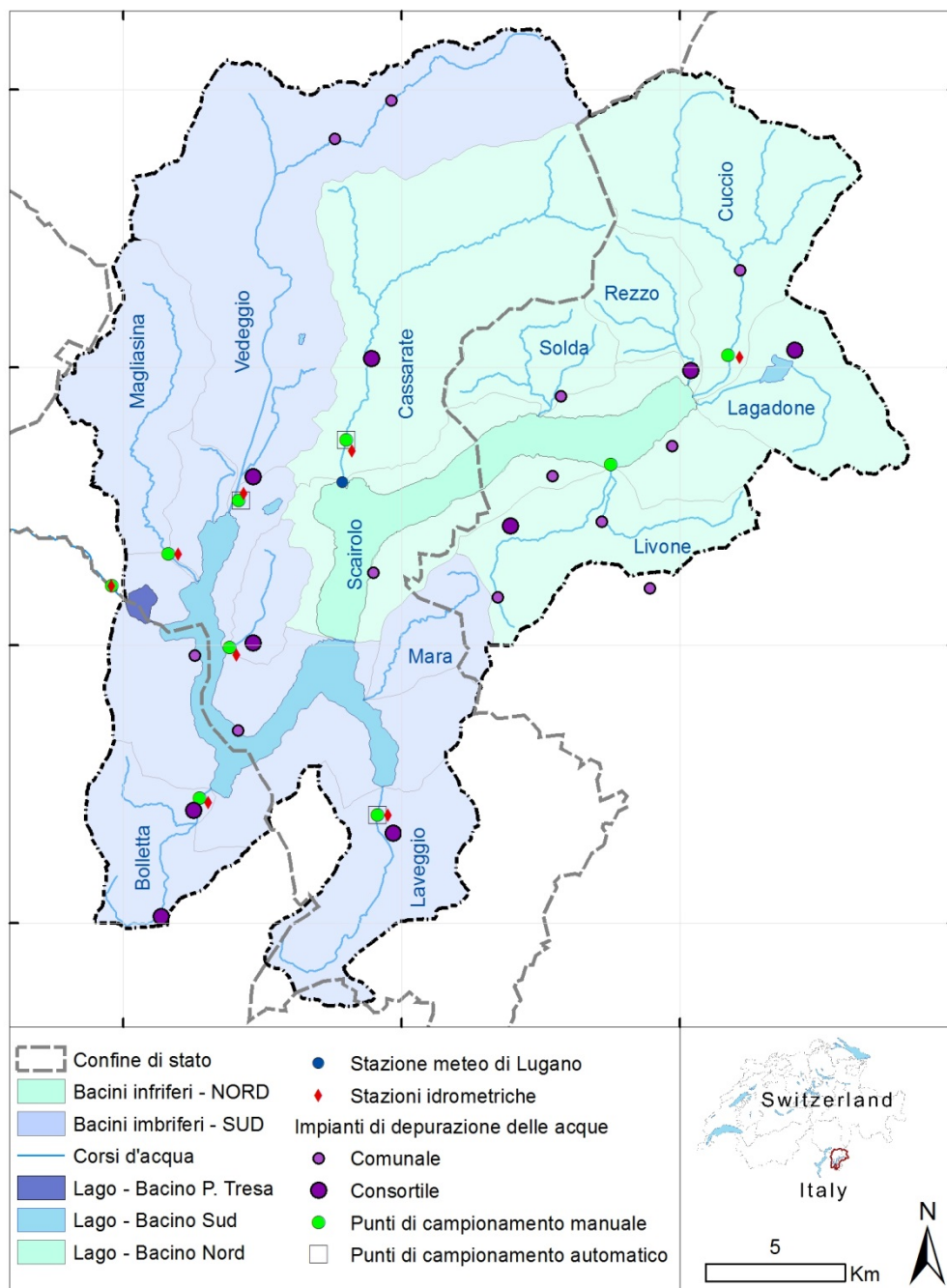


Figura 1.2.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni per la misura della portata e per la raccolta di campioni (campionamento manuale e automatico) sugli immissari e sull'emissario Tresa. Sono inoltre rappresentati gli impianti di depurazione e la stazione meteorologica di MeteoSvizzera di Lugano.

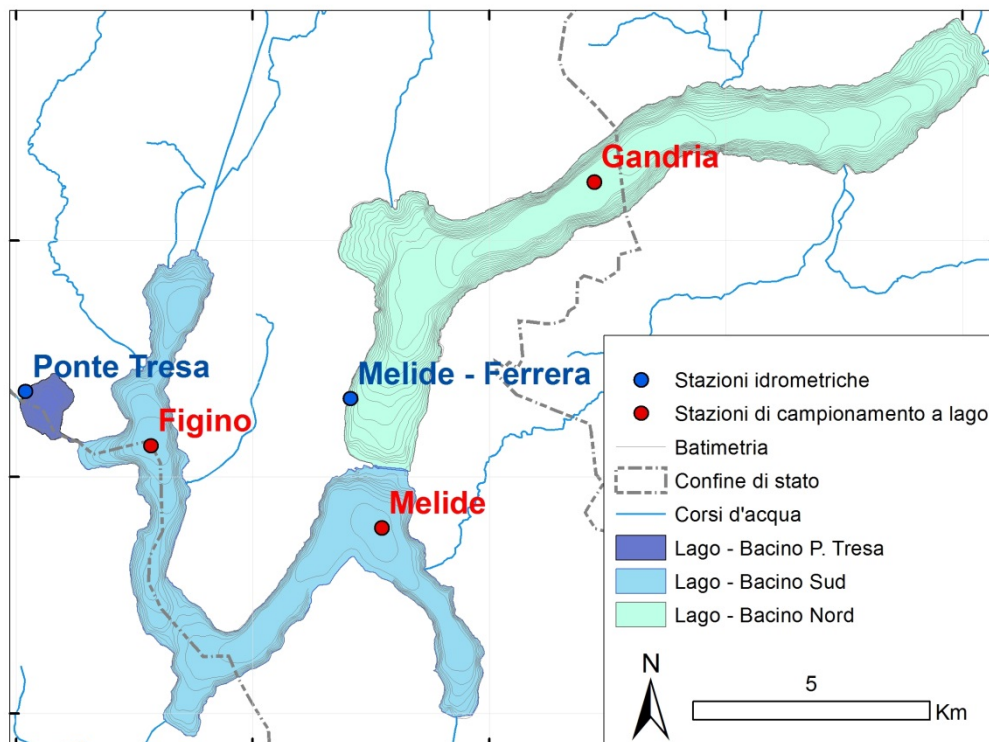


Figura 1.2.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo in ambiente pelagico (Gandria, Melide e Figino). Sono inoltre rappresentate le stazioni idrometriche dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Ponte Tresa e di Melide-Ferrera.

2. METEOROLOGIA DELL'AREALE LACUSTRE

2.1. Andamento generale in Svizzera e al Sud delle Alpi

Secondo i dati di MeteoSvizzera [2016], in Svizzera, il 2016 è incominciato con un inverno eccezionalmente mite. Le temperature invernali (dicembre-febbraio) hanno superato di ben 2.5°C la norma 1981-2010, uno scarto che permette di classificare l'inverno del 2015/2016 come il secondo più mite dal 1864 (superato solo dall'inverno 2006/2007). Inoltre, al Sud delle Alpi, l'inverno è stato secco, con precipitazioni pari a solo la metà della norma. Al Sud delle Alpi, la primavera (marzo-maggio) è incominciata con una forte nevicata ed è poi proseguita manifestando elevata piovosità e temperature prossime alla norma. L'arrivo dell'estate (giugno-agosto) è stato dapprima rallentato da un periodo (giugno) di forte piovosità. Condizioni estive (giornate con temperature massime superiori a 25°C) si sono tuttavia stabilite tra luglio e agosto e sono state accentuate nella seconda metà di agosto dal sopraggiungere di una breve fase canicolare. L'autunno (settembre-novembre) è stato marcato da un contrasto tra un inizio insolitamente caldo (settembre) e un seguito (ottobre-novembre) più fresco della norma. Infine, il mese di dicembre è stato caratterizzato da soleggiamento e temperature da primato. Nelle Alpi e al Sud, in questo mese, il soleggiamento ha raggiunto 20-26 giorni di sole, mentre le temperature medie sono state tra le più elevate registrate dall'inizio delle misure. Complessivamente, quindi, il 2016 è stato un anno caldo (+0.7°C), con precipitazioni e soleggiamento vicini alla norma, anche se distribuiti eterogeneamente attraverso le stagioni.

2.2. Andamento mensile a Lugano

Per descrivere l'andamento meteorologico mensile nel bacino lacustre (stazione di Lugano, Figura 1.2.1) sono stati presi in considerazione i parametri che maggiormente influenzano i processi limnologici, in particolare la radiazione solare globale, la temperatura atmosferica, le precipitazioni e l'intensità e la direzione dei venti. I valori annuali e mensili del 2016 sono stati confrontati con i valori climatici di riferimento (o norme) calcolati sul periodo 1981-2010.

La radiazione solare globale cumulata nel 2016, pari a 4878 MJ m^{-2} , è stata leggermente superiore ($+273 \text{ MJ m}^{-2}$) alla norma 1981-2010 (Tabella 2.2.1). Anche se la discrepanza è modesta, valori di radiazione elevati sono stati osservati di frequente nell'ultimo decennio di indagini, a riflesso di una tendenza all'aumento riscontrata in Svizzera durante gli ultimi tre-quattro decenni [Sanchez-Lorenzo & Wild, 2012]. Inoltre, l'andamento mensile (Figura 2.2.1) mostra che nel 2016 la radiazione è stata spesso superiore alla norma durante il periodo vegetativo (marzo-ottobre) e potrebbe quindi aver contribuito al forte sviluppo estivo di fitoplancton (Capitolo 6).

La temperatura media annuale è stata pari a 13.3°C , un valore che contraddistingue un anno caldo ($+0.8^{\circ}\text{C}$ rispetto alla norma, Tabella 2.2.1). Dall'esame dell'andamento mensile (Figura 2.2.2) si desume che i mesi più caldi del normale sono stati febbraio, aprile, settembre e dicembre. Durante gli altri mesi le temperature sono state prossime alle rispettive norme 1981-2010.

A Lugano, le precipitazioni totali (1680 mm) sono state leggermente superiori alla norma (1599 mm; Tabella 2.2.1), mentre a livello dell'intero bacino lacustre sono risultate essenzialmente pari alla norma (-2% ; Tabella 2.2.2). Le deviazioni mensili rispetto alle medie pluriennali (Tabella 2.2.2) mostrano che le precipitazioni sono state sensibilmente superiori alla norma in febbraio; viceversa, dicembre è stato un mese particolarmente secco. La distribuzione spaziale (Figura 2.2.3) indica che le precipitazioni sono state mediamente superiori nel bacino sud rispetto al bacino nord.

L'intensità media del vento (5.8 km h^{-1}) è stata inferiore alla norma (-0.7 km h^{-1} ; Tabella 2.2.1). L'andamento mensile mostra valori ridotti sia all'inizio dell'anno (particolarmente a febbraio) che al termine dello stesso (ottobre-dicembre). La scarsa attività eolica riscontrata a febbraio è particolarmente rilevante ai fini del funzionamento del lago, poiché con ogni probabilità ha contribuito a indebolire (insieme all'inverno mite) le circolazioni tardo-invernali in entrambi i bacini (Capitolo 5). Per quel che riguarda la direzione dei venti, come negli scorsi anni, nel 2016 hanno dominato correnti settentrionali, provenienti dai quadranti NNW e N (Figura 2.2.5). La frequenza delle calme (6.0%) è stata leggermente superiore a quella del periodo di riferimento (4.6%) e conferma che l'attività eolica del 2016 è stata complessivamente più debole del normale.

Tabella 2.2.1. Lago di Lugano, 2016: valori annuali (temperatura atmosferica e intensità dei venti: media dei valori giornalieri; radiazione e precipitazioni: somma dei valori giornalieri) di alcuni parametri meteorologici e norma 1981-2010.

	Media 2016	Norma (1981-2010)
<i>Radiazione globale</i>	4878 MJ m ⁻²	4505 MJ m ⁻²
<i>Temperatura atmosferica</i>	13.3°C	12.5 °C
<i>Precipitazioni</i>	1680 mm	1559 mm
<i>Intensità dei venti</i>	5.8 km h ⁻¹	6.5 km h ⁻¹

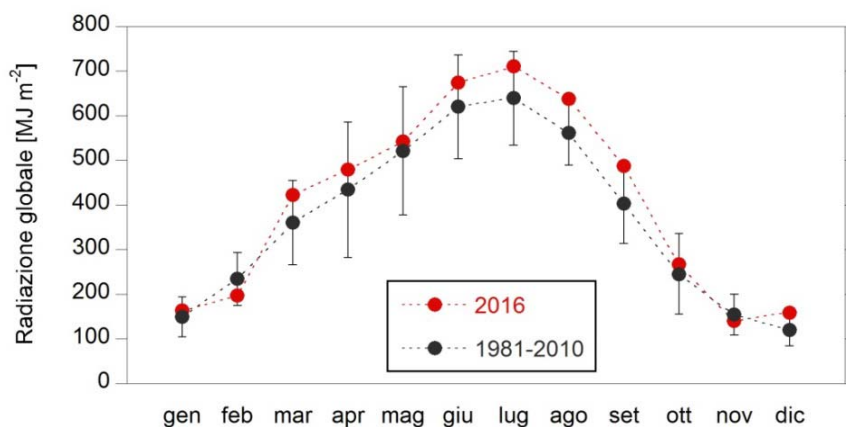


Figura 2.2.1. Lago di Lugano, 2016: Radiazione globale mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

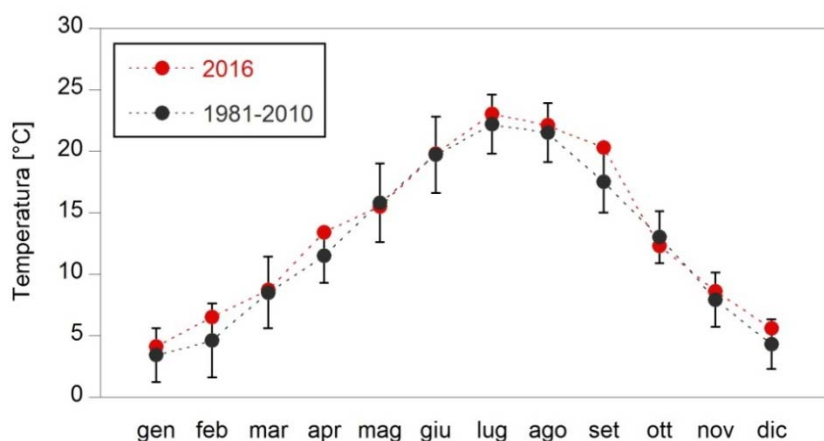


Figura 2.2.2. Lago di Lugano, 2016: temperatura atmosferica mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

Tabella. 2.2.2. Lago di Lugano, 2016: precipitazioni mensili, espresse in termini percentuali rispetto alla norma, per diverse stazioni suddivise per bacino lacustre (nord, sud e di Ponte Tresa). I colori caldi evidenziano le precipitazioni inferiori alla media, mentre i colori freddi evidenziano quelle superiori.

Stazione	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Arosio	41%	230%	153%	59%	149%	117%	72%	102%	54%	76%	103%	3%	94%
Canobbio	43%	251%	129%	40%	134%	151%	115%	106%	38%	83%	130%	1%	98%
Colla	42%	234%	106%	65%	97%	97%	96%	76%	35%	60%	131%	1%	83%
Isonne	39%	242%	110%	74%	114%	125%	65%	82%	33%	56%	120%	2%	85%
Lugano	45%	280%	136%	43%	139%	138%	147%	133%	48%	90%	138%	2%	108%
Novaggio	29%	152%	119%	44%	156%	177%	72%	95%	62%	99%	95%	2%	94%
Chiasso	30%	233%	147%	47%	174%	124%	159%	110%	75%	115%	112%	1%	109%
Grancia	43%	250%	136%	38%	140%	149%	135%	146%	55%	89%	155%	2%	110%
Mendrisio	37%	215%	137%	31%	127%	141%	117%	91%	58%	121%	132%	2%	100%
M. Generoso	54%	183%	152%	49%	133%	120%	88%	103%	39%	104%	149%	3%	96%
Stabio	43%	288%	132%	38%	154%	170%	179%	82%	72%	122%	151%	3%	116%
Ponte Tresa	41%	233%	84%	40%	121%	139%	91%	92%	36%	69%	92%	1%	84%
MEDIA	40%	229%	131%	41%	143%	145%	124%	107%	56%	101%	128%	2%	98%

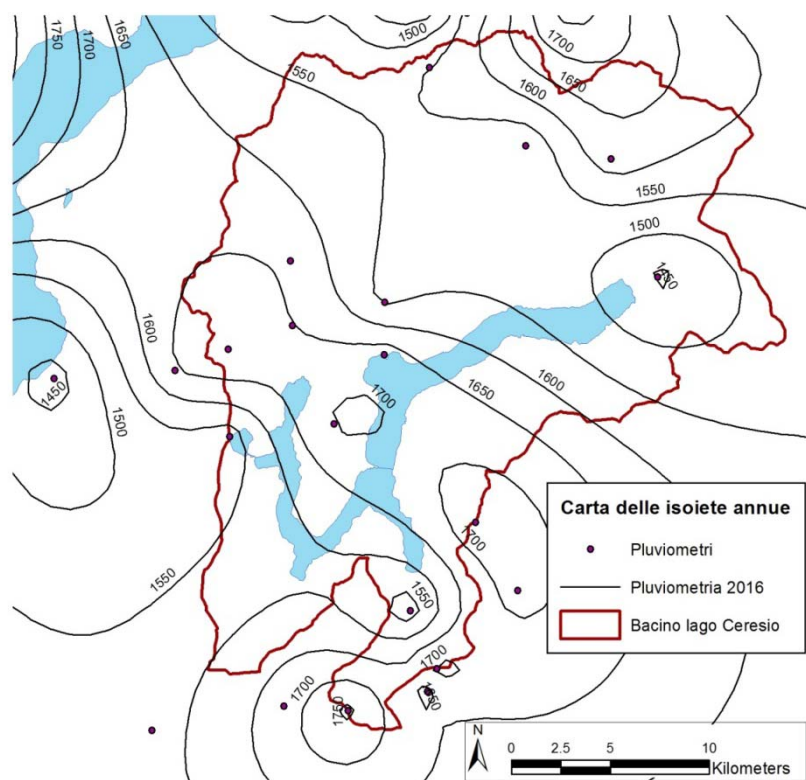


Figura 2.2.3. Lago di Lugano, 2016: carta delle isoiete per il bacino imbrifero.

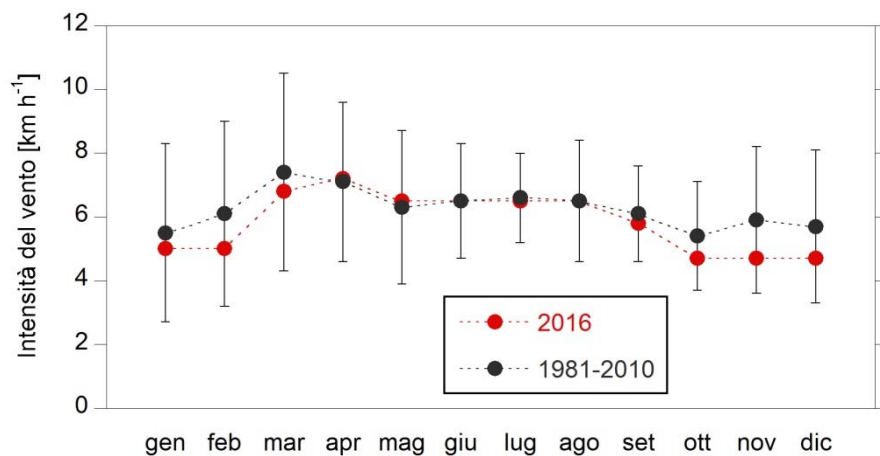


Figura 2.2.4. Lago di Lugano, 2016: intensità mensile dei venti. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

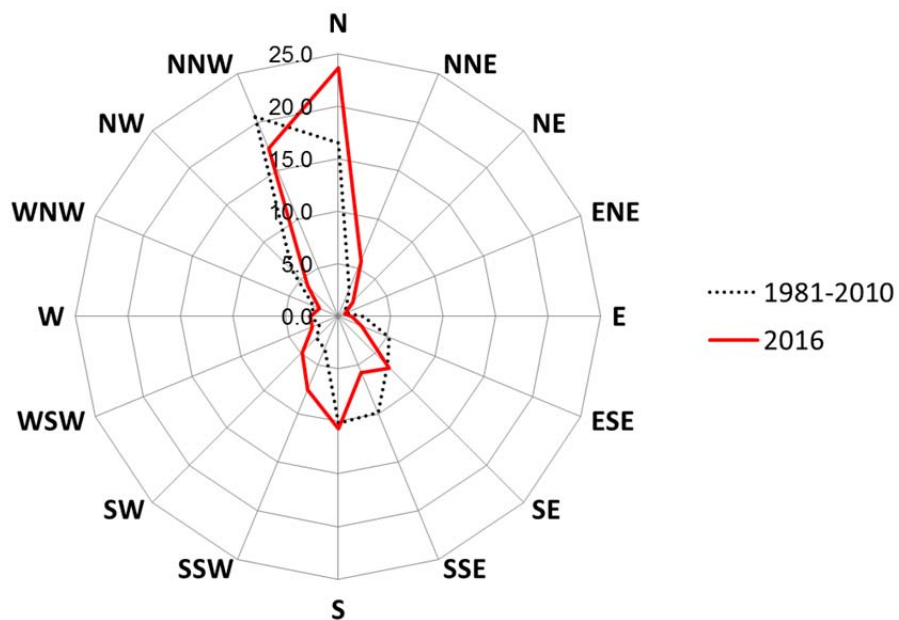


Figura 2.2.5. Lago di Lugano, 2016: frequenze (%) della direzione di provenienza dei venti.

3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA

Come lo scorso anno, per caratterizzare le condizioni fisiche dei tributari maggiori e dell'emissario del Lago di Lugano (fiume Tresa), vengono presentate le medie annuali e gli andamenti mensili di portata e temperatura. L'andamento delle portate, analizzato per tutti i corsi d'acqua, è stato descritto in base a dati forniti dall'Ufficio Federale dell'Ambiente (UFAM) e dall'Istituto Scienze della Terra della SUPSI (IST). Dati di temperatura con sufficiente risoluzione temporale sono attualmente disponibili per i tributari Cuccio, Laveggio, Bolletta e Scairolo (dati IST) e per l'emissario Tresa (dati UFAM).

3.1. Portate

Sebbene nel 2016 le precipitazioni siano state prossime alla norma (Capitolo 2), le portate medie degli immissari sono state sostanzialmente inferiori alle rispettive medie pluriennali di riferimento (-12%; Tabella 3.1.1, per i periodi di riferimento, si vedano le Figure 3.1.1 e 3.1.2). Questa apparente discrepanza può essere attribuita all'assenza di precipitazioni negli ultimi due mesi del 2015, che ha ridotto l'accumulo nivale invernale e, di conseguenza, ha determinato deflussi deficitari durante i primi mesi dell'anno. In particolare, nel Cassarate la portata media è stata inferiore al valore pluriennale del 31%. Diversamente, nei tributari del bacino sud la portata è stata solo di pochi punti inferiore alla media pluriennale. La portata media dell'emissario Tresa è stata del 20% inferiore alla norma. Il regime mensile ha visto alternarsi mesi con deflusso leggermente superiore alla media (marzo, maggio e giugno) a mesi fortemente deficitari quali gennaio, settembre e ottobre.

Si segnala inoltre che a causa di un malfunzionamento della stazione idrometrica, il deflusso del Rio Bolletta non ha potuto essere misurato da fine luglio a inizio settembre. La media annuale e i valori giornalieri nei corrispondenti mesi sono stati stimati in base ai deflussi areali del Laveggio, un vicino corso d'acqua il cui deflusso correla strettamente con quello del Rio Bolletta (*risultati non illustrati*).

3.2. Temperature

Come ci si può attendere in base all'andamento meteorologico del 2016 (Capitolo 2), nei corsi d'acqua per i quali sono disponibili dati, i valori medi annuali di temperatura sono stati mediamente superiori alla media. L'andamento mensile (Figure 3.2.1 e 3.2.2.) mostra che valori insolitamente alti di temperatura nei mesi invernali e a settembre, mentre nei mesi primaverili le temperature sono state inferiori alla media.

Tabella 3.1.1. Lago di Lugano, 2016: confronto tra le portate medie mensili e le medie pluriennali dei tributari maggiori, distinti per bacino (nord e sud) e dell'emissario (fiume Tresa). I colori caldi evidenziano le portate inferiori alla media, mentre i colori freddi evidenziano portate superiori.

Corso d'acqua	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Cassarate	45%	79%	84%	48%	65%	164%	67%	81%	30%	29%	61%	67%	69%
Cuccio	44%	69%	88%	105%	82%	206%	92%	105%	44%	41%	88%	94%	93%
Bolletta	41%	95%	151%	42%	116%	170%	-	-	-	82%	144%	80%	-
Laveggio	35%	101%	144%	56%	110%	164%	93%	102%	63%	78%	129%	82%	98%
Magliasina	28%	85%	120%	59%	109%	220%	64%	83%	24%	32%	104%	77%	89%
Scairolo	31%	69%	113%	43%	94%	175%	119%	143%	76%	64%	88%	71%	91%
Vedeggio	54%	112%	129%	83%	84%	180%	77%	100%	41%	36%	78%	81%	88%
MEDIA TRIBUTARI	40%	87%	118%	62%	94%	183%	85%	102%	47%	52%	99%	79%	88%
Tresa	38%	57%	121%	62%	75%	163%	81%	111%	47%	44%	66%	74%	80%

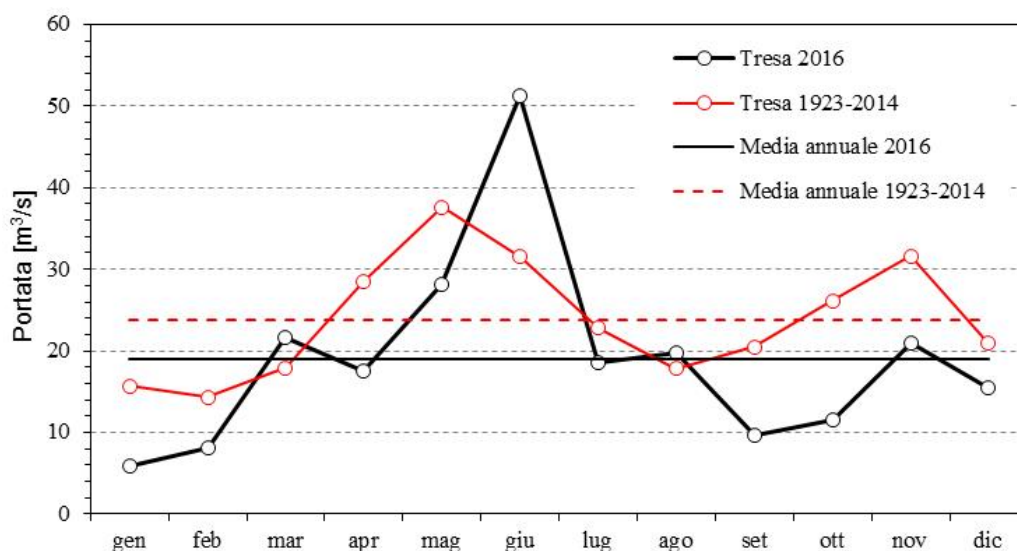


Figura 3.1.1. Lago di Lugano, 2016: regime mensile dei deflussi del fiume Tresa (emissario) nel 2016 e nel periodo di riferimento (1923-2014). A partire dal 1963 la portata dell'emissario è stata modificata artificialmente dalla regolazione.

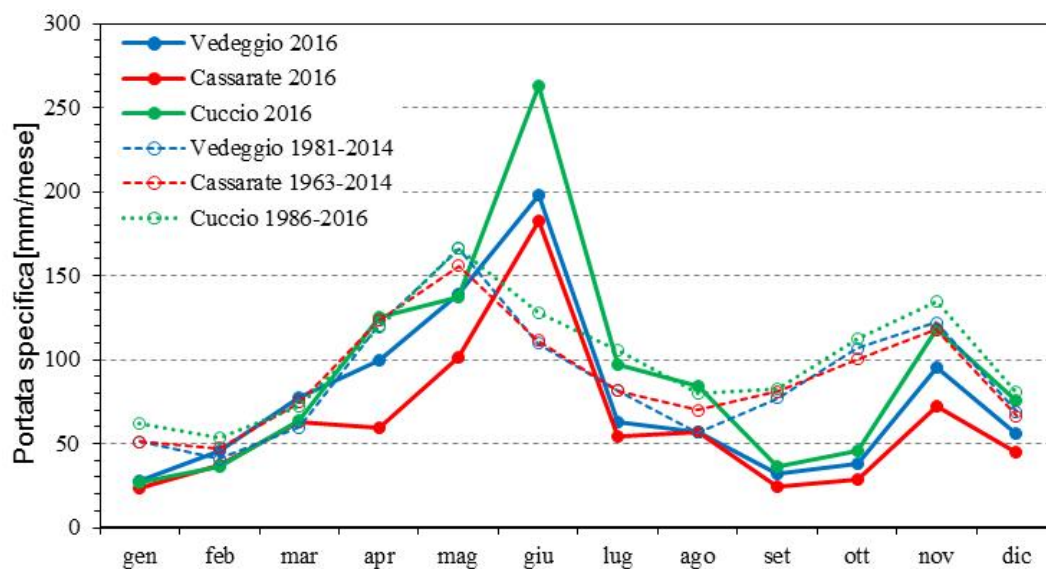


Figura 3.1.2. Lago di Lugano, 2016: regime mensile dei deflussi specifici (portata per unità di superficie del bacino imbrifero) dei fiumi Vedeggio (principale immissario del bacino sud), Cassarate e Cuccio (principali immissari del bacino nord) nel 2016 e nei rispettivi periodi di riferimento.

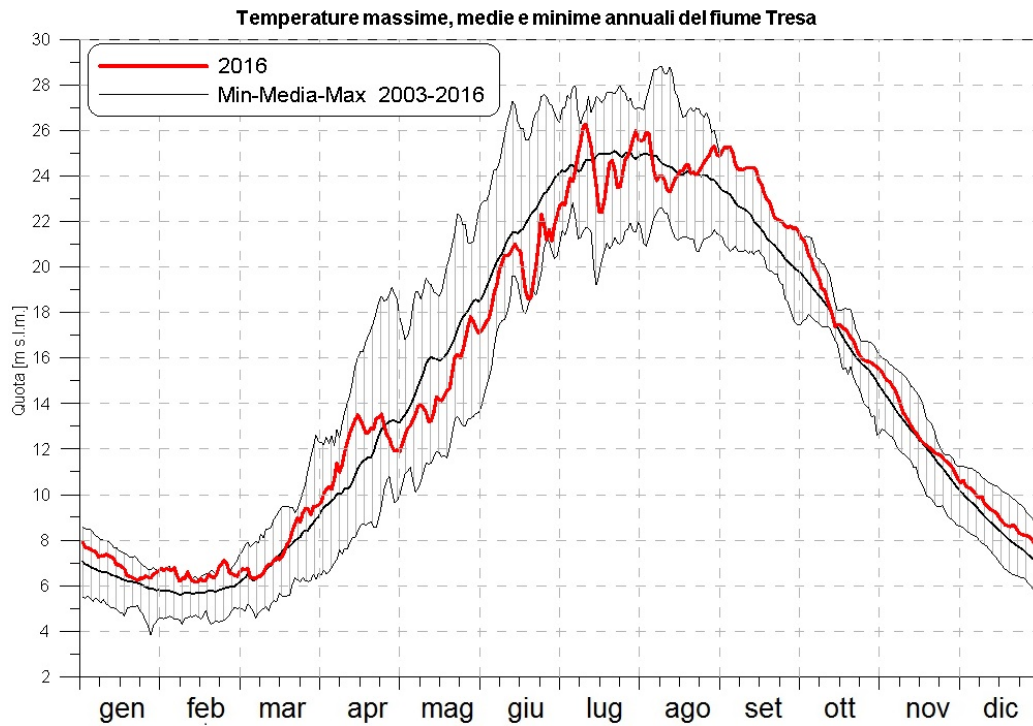


Figura 3.2.1. Andamento giornaliero della temperatura nel fiume Tresa (valori giornalieri 2016 in rosso; valori medi, minimi e massimi durante il periodo 2003-2016 in nero).

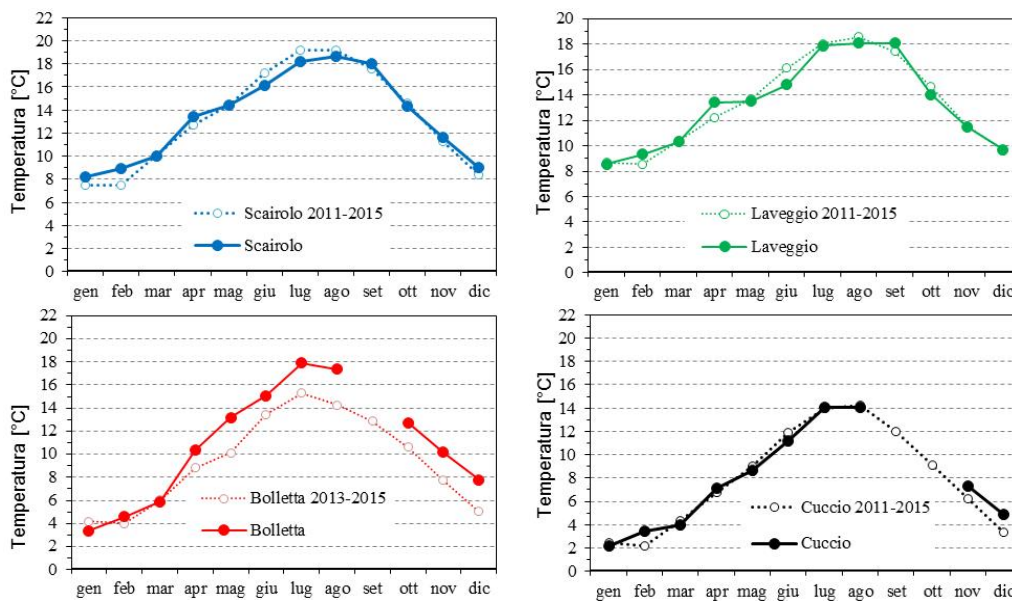


Figura 3.2.2. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della temperatura nei tributari Cuccio, Bolletta, Scairolo e Laveggio nel 2016, confrontato alle medie mensili pluriannuali per il periodo di cui si dispone di misure.

4. CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI CORSI D'ACQUA E CARICHI DI NUTRIENTI

Nel 2016, le caratteristiche fisico-chimiche degli otto tributari maggiori e dell'emissario del Lago di Lugano (fiume Tresa) sono state misurate 12 volte, con frequenza mensile. I parametri misurati descrivono lo stato acido-base (pH e ALC), lo stato trofico (TP, TN e SiO₂), la saprobietà (BOD₅, DOC e O₂) e il grado di tossicità delle acque per gli organismi acquatici (Cl⁻, NH₄⁺ e NO₂⁻). I criteri per la classificazione dello stato trofico, saprobico e tossico delle acque sono riportati in Appendice II. I carichi dei maggiori nutrienti (TP, TN, DIC e SiO₂) veicolati dai tributari e dagli emissari dei bacini nord e sud sono stati stimati a partire da concentrazioni istantanee e valori di portata mensili [i metodi sono descritti in Appendice III]. Inoltre, per i tributari Veduggio, Cassarate e Laveggio, i carichi di N e P sono stati misurati anche in base a campioni raccolti mediante campionatori automatici [Appendice II].

4.1 Caratteristiche chimiche

Per quel che riguarda lo stato acido-base, sono state osservate le consuete differenze tra Bolletta, Laveggio, Livone e Scairolo, più alcalini, e Cassarate, Veduggio, Cuccio e Magliasina, più neutrali (Figura 4.1.1). Queste differenze riflettono la composizione litologica dei bacini imbriferi. Inoltre, l'elevata variabilità dei valori di pH misurata nella Tresa è dovuta alla variazione stagionale dell'attività fotosintetica nel lago, che causa aumenti di pH durante il periodo vegetativo dovuti al consumo di acido carbonico.

La maggior parte dei corsi d'acqua ha mostrato condizioni di mesotrofia (Tabella 4.1.1). In tre corsi d'acqua (Cassarate, Scairolo e Tresa) sono state riscontrate condizioni di oligotrofia, mentre le concentrazioni di TP misurate nel Bolletta (media = 329 µg P L⁻¹, mediana = 272.5 µg P L⁻¹, 12 campioni analizzati) e nel Livone (media = 106 µg P L⁻¹, mediana = 108 µg P L⁻¹) denotano condizioni di eutrofia (Tabella 4.1.1, Figura 4.1.1). I valori di BOD₅ (Figura 4.1.3) indicano un inquinamento organico mediamente lieve o trascurabile in quasi tutti i corsi d'acqua. Nel Bolletta, tuttavia, si sono osservati valori moderatamente elevati (tra 2 e 4 mg O₂ L⁻¹ in gennaio e in cinque campionamenti tra aprile e agosto; Tabella

4.2.1 e Figura 4.1.3). I valori di DOC sono stati moderati tutto l'anno nella maggior parte dei tributari. Come per il BOD₅, i valori più alti di DOC sono stati misurati in ottobre.

I valori di Cl⁻ misurati nei corsi d'acqua monitorati (massimo = 101 mg L⁻¹ nel Laveggio in gennaio) sono stati inferiori alle soglie di tossicità riportate in Appendice II (Figura 4.1.3). Nel 2016, l'ammonio ha superato le soglie OPAC in almeno sei volte nel Bolletta (febbraio: 0.68 mg N L⁻¹, aprile: 1.74 mg N L⁻¹, maggio: 0.45 mg N L⁻¹, giugno: 0.50 mg N L⁻¹, luglio: 2.5 mg N L⁻¹, agosto: 0.39 mg N L⁻¹) e almeno quattro volte nel Vedeggio (febbraio: 1.34 mg N L⁻¹, aprile: 0.89 mg N L⁻¹; ottobre: 4.02 mg N L⁻¹; novembre: 0.77 mg N L⁻¹; Tabella 4.2.1 e Figura 4.1.2). Nel 2016, soglie di tossicità dei nitriti sono state superate in almeno due occasioni nel Cassarate (aprile: 160 µg N L⁻¹; maggio: 124 µg N L⁻¹), almeno una volta nel Bolletta (settembre, 314 µg N L⁻¹) e una volta nel Vedeggio (ottobre, 259 µg N L⁻¹; Tabella 4.2.1 e Figura 4.1.2).

4.2 Carichi di nutrienti

Nel 2016, i carichi esterni di TP sono stati pari a 15.7 t nel bacino nord e 22.0 t nel bacino sud. Questi valori relativamente bassi sono in parte dovuti al fatto che le portate del 2016 sono state leggermente inferiori alla media pluriennale (Capitolo 3). Inoltre, durante i giorni di campionamento, i deflussi sono stati di circa il 25% inferiori alla media annuale. Come di consueto, circa la metà dei carichi esterni di TP (bacino nord: 48%, bacino sud: 54%) è stata veicolata dai tributari maggiori (Figura 4.2.1). I carichi maggiori sono giunti dai tributari Cuccio e Livone nel bacino nord, e dal canale di Melide e dai tributari Bolletta, Laveggio e Vedeggio nel bacino sud (Tabella 4.2.1). Tra le altre fonti, in entrambi i bacini, le aree non campionate e gli abitanti rivieraschi (ARSL) hanno contribuito carichi relativamente importanti (aree non campionate: 35% nel bacino nord e 16% nel bacino sud; abitanti rivieraschi: 15% nel bacino nord e 13% nel bacino sud; Figura 4.2.1).

I carichi di fosforo misurati nel 2016 indicano valori essenzialmente conformi agli obiettivi di risanamento, posti a 18 t per il bacino nord e 22 t per il bacino sud (obiettivo 22 t) [Barbieri & Mosello, 1992].

I carichi esterni di TN sono stati pari a 682 t nel bacino nord e 1456 t nel bacino sud. Come per il fosforo, i tributari hanno contribuito la maggior parte del

carico totale (bacino nord: 38%, bacino sud: 65%, Figura 4.2.1). Nel bacino nord, i carichi di TN maggiori sono stati veicolati dal Cassarate e dal Livone. Nel bacino sud, carichi particolarmente elevati di TN sono giunti dal canale di Melide, dal Laveggio e dal Vedeggio (Tabella 4.2.1).

I carichi di nutrienti generati dai quattro maggiori IDA situati in territorio svizzero (Tabella 4.2.4, Figura 1.2.2) spiegano il 22-63% del carico di TP e il 24-60% del carico di TN dei rispettivi ricettori misurati in base ai campioni istantanei (Tabella 4.2.1). Malgrado questi dati presentino numerose fonti di incertezza, i risultati suggeriscono che nel 2016, in media, gli IDA hanno contribuito il 50% dei carichi totali di TP veicolati dai ricettori, mentre l'altra metà è da attribuire a fonti diffuse sul bacino imbrifero e agli scaricatori di piena.

I carichi di TP stimati in base ai campionatori automatici del Vedeggio e del Laveggio sono stati maggiori ai carichi misurati in base ai campioni istantanei (Tabelle 4.2.1 e 4.2.3), probabilmente a causa di episodi di portata elevata in giugno.

Tabella 4.1.1. Valori degli indicatori dello stato trofico, saprobietà e tossicità nei maggiori tributari e nell'emissario (media e, in parentesi, intervallo di confidenza al 95%). I colori riflettono categorie di stato trofico (TP), saprobietà (BOD e DOC) e tossicità (NH₄ e NO₂). Stato trofico: oligotrofia, mesotrofia, eutrofia; saprobietà: trascurabile o lieve, media, elevata; tossicità: tossicità cronica, tossicità acuta. I criteri di classificazione sono riportati in Appendice II.

	TP [µg P L ⁻¹]	BOD ₅ [mg O ₂ L ⁻¹]	DOC [mg C L ⁻¹]	Cl ⁻ [mg Cl L ⁻¹]	NH ₄ [mg N L ⁻¹]	NO ₂ [µg N L ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	25 (10)	1.2 (0.4)	1.23 (0.11)	8.8 (2.4)	0.04 (0.04)	54.3 (38.5)
<i>Cuccio</i>	69 (70)	1.6 (1.1)	1.00 (0.08)	2.9 (0.6)	0.05 (0.03)	6.2 (3.5)
<i>Livone</i>	106 (14)	1.1 (0.3)	1.49 (0.10)	9.7 (0.9)	0.03 (0.03)	13.9 (7.0)
<i>Bolletta</i>	329 (125)	2.4 (0.7)	1.80 (0.34)	29.2 (7.1)	0.56 (0.42)	61.7 (45.4)
<i>Laveggio</i>	35 (8)	0.9 (0.3)	1.47 (0.15)	51.1 (12.5)	0.03 (0.04)	16.8 (14.8)
<i>Magliasina</i>	20 (5)	0.9 (0.2)	1.13 (0.09)	4.6 (1.5)	0.03 (0.01)	3.2 (1.6)
<i>Scairolo</i>	18 (2)	0.9 (0.3)	1.65 (0.17)	33.5 (5.0)	0.02 (0.01)	7.2 (1.4)
<i>Vedeggio</i>	31 (7)	1.8 (1.1)	1.84 (0.27)	22.3 (4.2)	0.59 (0.63)	48.1 (46.3)
<i>Tresa</i>	18 (4)	1.2 (0.7)	1.88 (0.22)	9.9 (3.2)	0.03 (0.01)	14.8 (4.3)

Tabella 4.2.1. Carichi di nutrienti dei maggiori tributari e dell'emissario. I valori riportati sono la stima del carico annuo e, in parentesi, l'intervallo di confidenza al 95%.

	DIC [t a ⁻¹]	TP [t a ⁻¹]	TN [t a ⁻¹]	SiO₂-Si [t a ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	757 (75)	1.3 (0.3)	113 (17)	220 (22)
<i>Cuccio</i>	628 (102)	2.9 (2.7)	59 (13)	206 (30)
<i>Livone^a</i>	1512 (204)	3.3 (0.6)	90 (16)	83 (13)
<i>Diga Melide</i>	5887 (1612)	3.6 (1.2)	173 (51)	105 (54)
<i>Bolletta^b</i>	821 (73)	7.0 (1.9)	105 (24)	104 (8)
<i>Laveggio</i>	1892 (179)	1.2 (0.2)	362 (60)	140 (14)
<i>Magliasina</i>	311 (31)	0.5 (0.1)	44 (5)	138 (14)
<i>Scairolo</i>	290 (29)	0.2 (0.02)	62 (11)	44 (4)
<i>Veduggio</i>	1127 (137)	2.8 (0.5)	373 (61)	392 (34)
<i>Tresa^d</i>	11471 (1782)	11.3 (3.0)	660 (112)	331 (159)

^a: valori di portata stimati

^b: valori di portata stimati tra luglio e settembre (Capitolo 3)

Tabella 4.2.2. Carichi di nutrienti dei maggiori tributari e dell'emissario. I valori riportati rappresentano il carico annuale per unità di superficie (m⁻²) del bacino imbrifero.

	DIC [g m ⁻² a ⁻¹]	TP [mg m ⁻² a ⁻¹]	TN [g m ⁻² a ⁻¹]	SiO₂-Si [g m ⁻² a ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	9.4	15.7	1.4	2.7
<i>Cuccio</i>	11.6	53.4	1.1	3.8
<i>Livone^a</i>	49.2	107.9	2.9	2.7
<i>Diga Melide</i>	21.8	13.4	0.6	0.4
<i>Bolletta</i>	38.4	328.7	4.9	4.9
<i>Laveggio</i>	60.4	39.1	11.6	4.5
<i>Magliasina</i>	8.9	15.7	1.3	4.0
<i>Scairolo</i>	29.9	17.4	6.4	4.5
<i>Veduggio</i>	10.6	26.9	3.5	3.7
<i>Tresa^d</i>	18.9	18.3	1.1	0.5

^a: valori di portata stimati

^b: valori di portata stimati tra luglio e settembre (Capitolo 3)

Tabella 4.2.3. Carichi di TP e TN calcolati in base ai campioni raccolti con i campionatori automatici nel 2016.

	TP	TN
	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	1.23	113
<i>Veduggio</i>	4.25	421
<i>Laveggio</i>	3.10	365

Tabella 4.2.4. Carichi di nutrienti provenienti dai maggiori impianti di depurazione (IDA) delle acque (MC=Medio Cassarate-Cadro, L=Lugano-Bioggio; M=Mendrisio-Rancate; PS=Pian Scairolo-Barbengo) nel 2016. Tra parentesi si riporta il contributo percentuale dell'IDA al carico del ricettore in base ai valori dei campionamenti manuali (man.) e dei campionamenti mediante campionatore automatico (CA).

IDA	Tributario ricettore	TP			TN		
		[t a ⁻¹]	man.	CA	[t a ⁻¹]	man.	CA
MC	<i>Cassarate</i>	0.29	(22%)	(24%)	27.4 ^a	(24%)	(24%)
L	<i>Veduggio</i>	1.77	(63%)	(42%)	159.1	(43%)	(38%)
M	<i>Laveggio</i>	0.67	(56%)	(22%)	215.6 ^a	(60%)	(59%)
PS	<i>Scairolo</i>	0.12	(60%)	-	36.7	(59%)	-

^a: stimato a partire da DIN usando il rapporto 1.1 TN:DIN (in unità di massa).

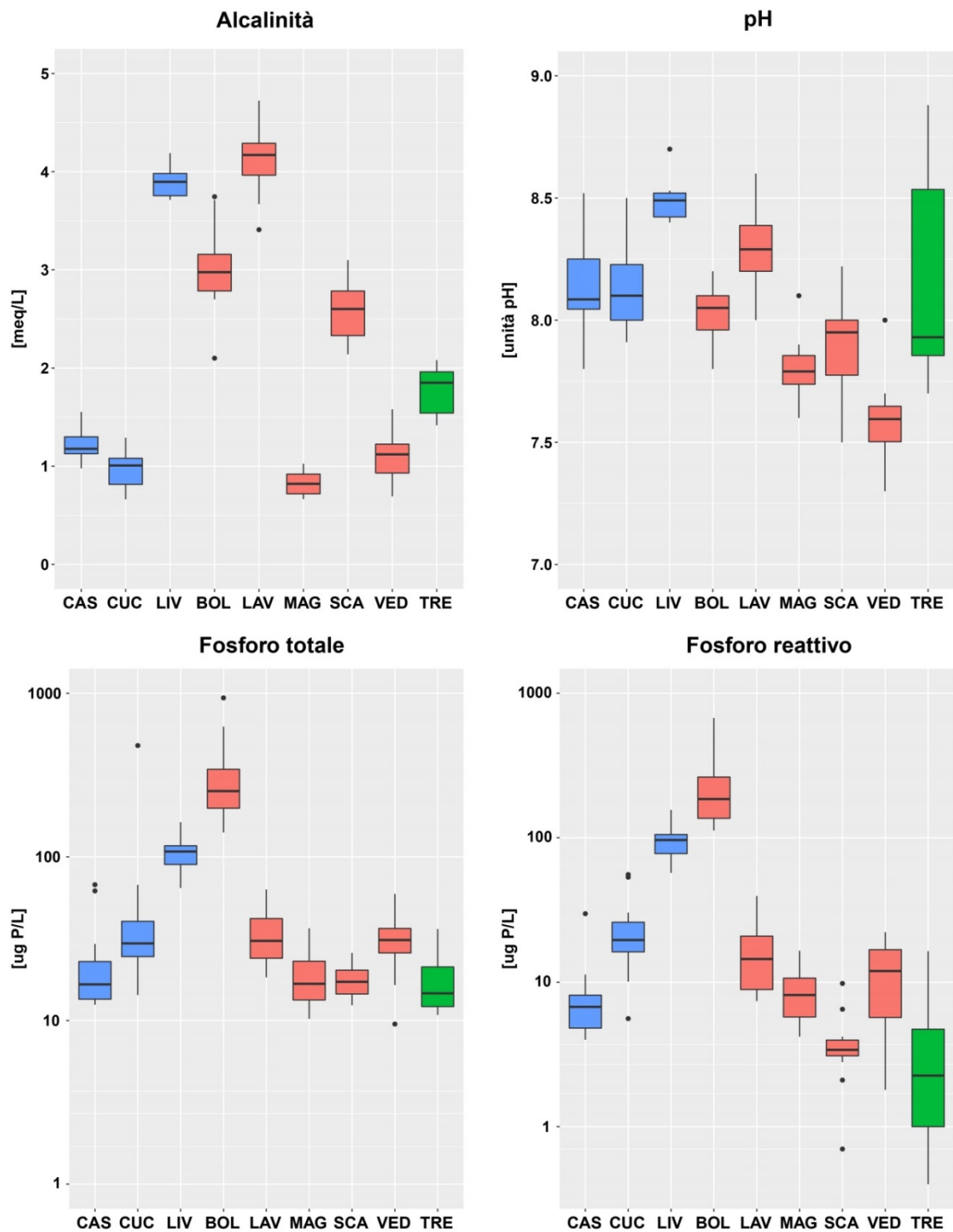


Figura 4.1.1. Concentrazioni di alcalinità, H^+ ($=$ pH), TP e RP nei tributari maggiori e nell'emissario. CAS = Cassarate, CUC = Cuccio, LIV = Livone, BOL = Bolletta, LAV = Laveggio, MAG = Magliasina, SCA = Scairolo, VED = Vedeggio, TRE = Tresa. Tributari del bacino nord in azzurro, tributari del bacino sud in rosso, emissario (Tresa) in verde.

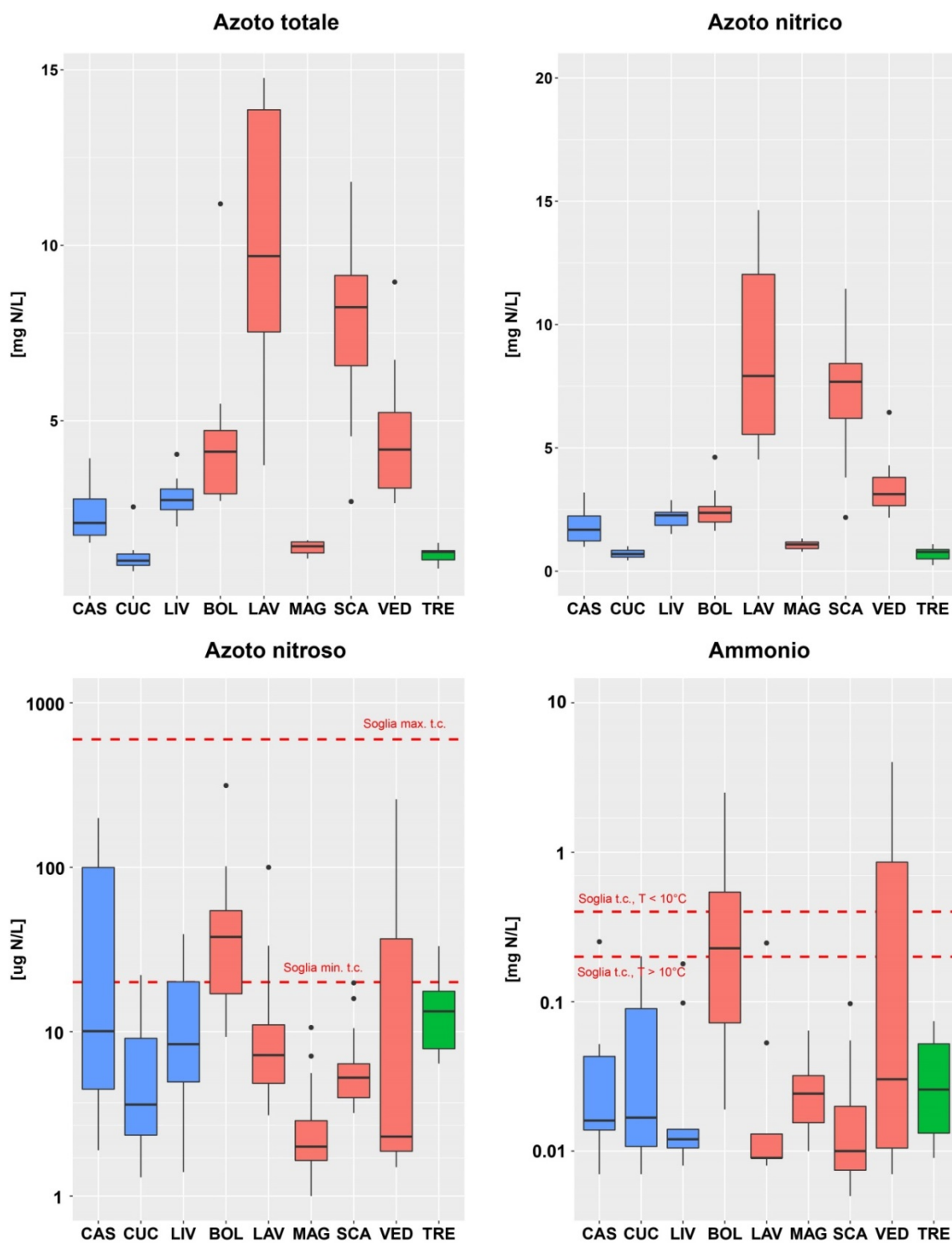


Figura 4.1.2. Concentrazioni di azoto (totale, nitrico, nitroso e ammoniacale) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee tratteggiate denotano soglie di tossicità. CAS = Cassarate, CUC = Cuccio, LIV = Livone, BOL = Bolletta, LAV = Laveggio, MAG = Magliasina, SCA = Scairolo, VED = Vedeggio, TRE = Tresa. Tributari del bacino nord in azzurro, tributari del bacino sud in rosso, emissario (Tresa) in verde.

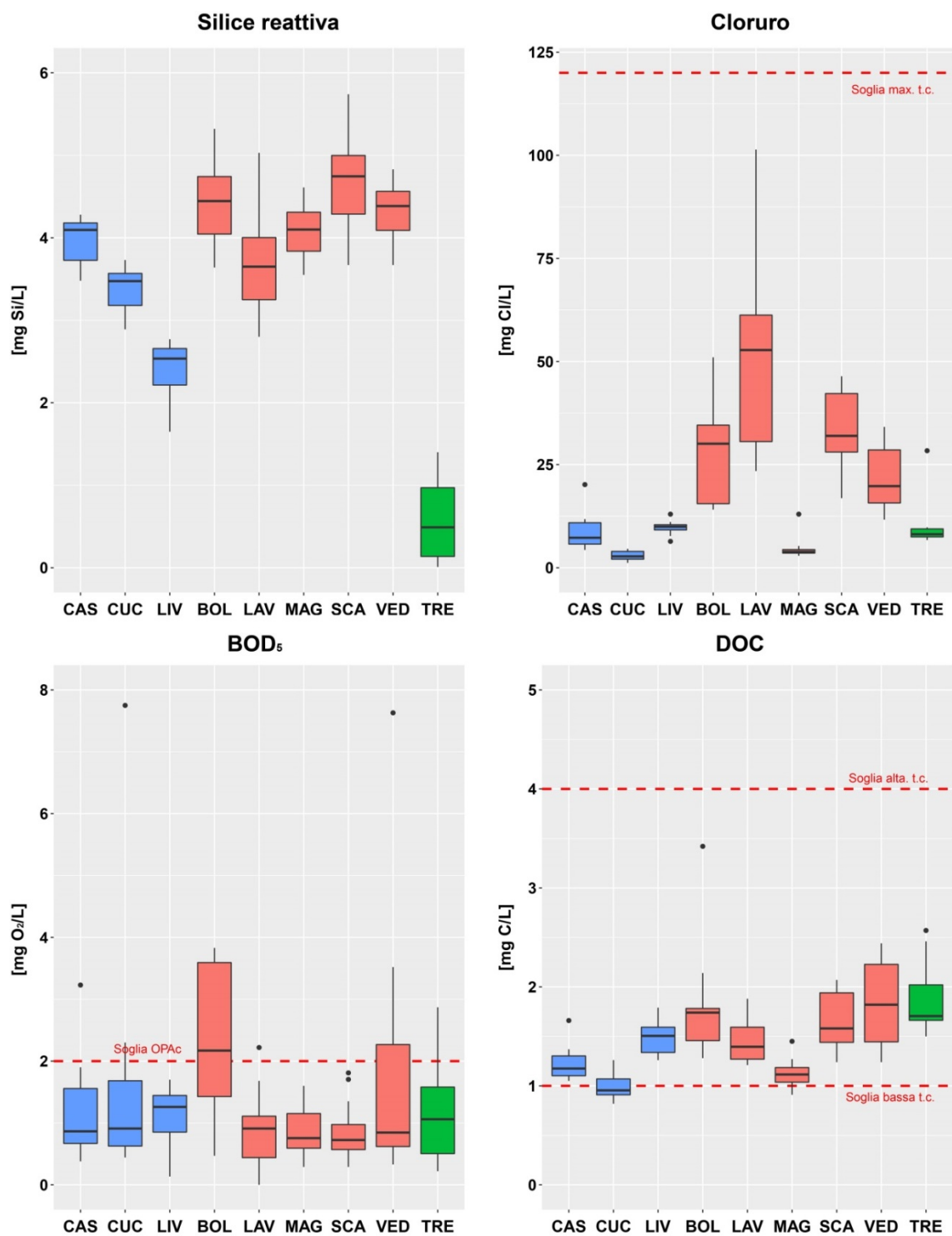


Figura 4.1.3. Concentrazioni di silice reattiva, cloruro, BOD₅ et DOC nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee tratteggiate denotano soglie di tossicità. CAS = Cassarate, CUC = Cuccio, LIV = Livone, BOL = Bolletta, LAV = Laveggio, MAG = Magliasina, SCA = Scairolo, VED = Vedeggio, TRE = Tresa. Tributari del bacino nord in azzurro, tributari del bacino sud in rosso, emissario (Tresa) in verde.

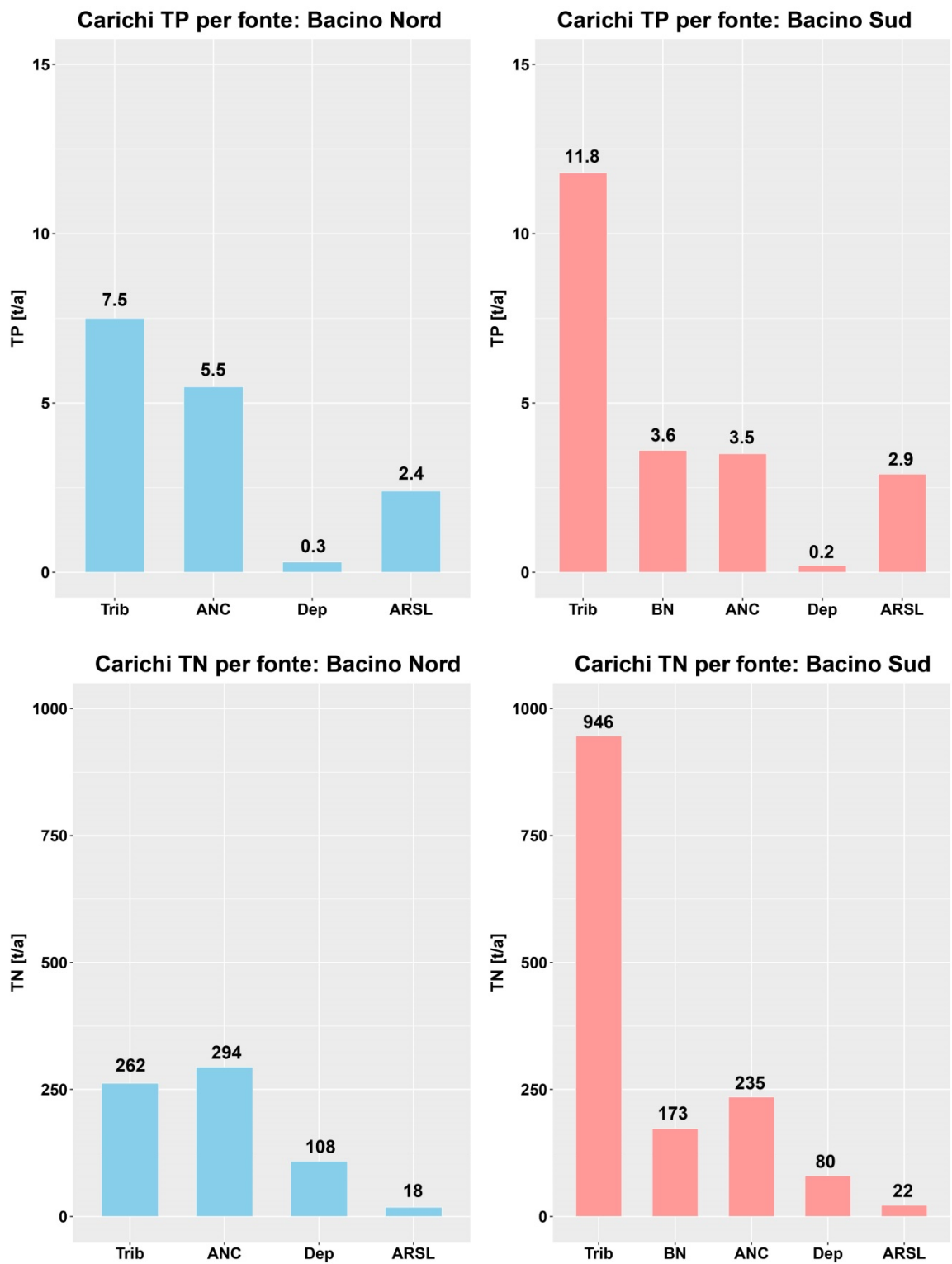


Figura 4.2.1. Carichi esterni di TP e TN nei bacini nord e sud, suddivisi per fonte. Trib = tributari maggiori, ANC = area non campionata, Dep = deposizioni, ARSL = abitanti rivieraschi e scaricatori di piena al lago, BN = Emissario Bacino Nord.

5. CARATTERISTICHE FISICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO

L'analisi dei parametri fisici che caratterizzano l'ecosistema lacustre si è concentrata sulle variazioni di livello, trasparenza e temperatura durante l'intero ciclo stagionale (la torbidità non è stata analizzata poiché i dati raccolti durante parte dell'anno si sono rivelati incerti). Inoltre, per approfondire le dinamiche termiche, sono stati calcolati gli scambi di calore tra lago e atmosfera ed è stato costruito un bilancio calorico [i metodi sono descritti in Appendice II]. Infine, i processi di stratificazione e circolazione del lago sono stati esaminati mediante la valutazione degli andamenti della profondità massima di mescolamento e della stabilità della colonna d'acqua [Appendice II]. Il bilancio calorico, la massima profondità di mescolamento e la stabilità della colonna d'acqua sono stati calcolati per le stazioni di Gandria e Melide, considerate rappresentative degli ambienti pelagici dei bacini nord e sud, rispettivamente.

5.1. Livello lacustre

Nel 2016, l'altezza media del livello lacustre, registrata a Melide Ferrera, è stata di 270.47 m s.l.m. Questo valore è simile (inferiore di soli 2 cm) alla media calcolata sul periodo di riferimento (1965-2016). Il minimo annuale è stato toccato il 3 febbraio con 270.06 m s.l.m., mentre la punta massima, pari a 270.96 m s.l.m., è stata raggiunta il 18 giugno. L'escursione massima è stata quindi di 90 cm (Figura 5.1.1).

5.2. Trasparenza

Nel 2016, i valori di trasparenza medi annui (misurati con il disco di Secchi) sono stati simili a quelli osservati mediamente negli ultimi anni di indagini e confermano il gradiente decrescente secondo il senso di scorrimento delle acque del lago (Gandria=7.5 m, Melide=6.9 m, Figino=5.8 m). Tuttavia, gli andamenti mensili (Figura 5.1.1.) sono stati inusuali, principalmente poiché in nessuna delle stazioni si è verificato l'avvicendamento tra intorbidimento e chiarificazione che di solito intercorre tra aprile e giugno. Durante il primo semestre si è invece manifestata una tendenza verso una diminuzione della trasparenza, culminata a fine giugno (valori

minimi: Gandria=2.1; Melide=2.2; Figino=2.0). La trasparenza è rimasta modesta durante tutto il periodo estivo, mentre i successivi andamenti autunnali sono stati discordi nei due bacini del lago. Nel bacino nord, la trasparenza ha ripreso a diminuire a ottobre, mentre nel bacino sud si è verificata una breve fase di chiarificazione a settembre, seguita da un intorbidimento a inizio ottobre. In tutte le stazioni, i valori di trasparenza registrati a fine anno sono stati relativamente modesti (media novembre-dicembre: Gandria=5.9 m; Melide=7.4 m; Figino=7.6 m). I massimi di trasparenza sono stati asincroni, e si sono verificati a inizio anno a Melide (gennaio, 12.6 m), in primavera a Gandria (aprile, 9.6 m) e a fine anno a Figino (dicembre, 9.5 m).

5.2. Temperatura e bilancio termico

L'andamento mensile della temperatura delle acque superficiali del lago (Figura 5.2.1) è stato come di consueto caratterizzato da una fase di raffreddamento durante la circolazione tardo-invernale (fine febbraio-inizio marzo), una fase di riscaldamento primaverile-estiva (marzo-luglio) e una fase di raffreddamento autunnale-invernale (agosto-dicembre). Nel 2016, il riscaldamento estivo è apparso nella norma (massimi: Gandria=24.3°C, Melide=26.6°C, Figino=25.9°C), mentre il raffreddamento autunnale-invernale è stato rallentato dalla mitezza dei mesi di settembre e dicembre (Capitolo 2). Nelle acque profonde, a causa della debole circolazione (vedi sotto), l'ipolimnio (50 m–fondo) ha accumulato calore, raggiungendo temperature di 5.8°C nel bacino nord e 6.4-6.5°C nel bacino sud, che per queste acque devono essere considerati elevati. Inoltre, nel bacino nord, il raffreddamento causato dalla circolazione non si è spinto oltre i 75 m di profondità.

Il bilancio termico del lago (Tabella 5.2.1) comprova la predominanza della radiazione netta e dal calore usato nei processi evaporativi nel determinare gli scambi di calore tra acqua e atmosfera. Tuttavia, nel 2016, processi di conduzione hanno determinato perdite di calore non trascurabili in autunno, mentre processi di avvezione hanno determinato una sostanziale perdita di calore in giugno, causata dal forte apporto di acque fresche dai tributari (Capitolo 3).

5.3. Profondità di mescolamento e stabilità della colonna d'acqua

Dall'andamento della profondità di mescolamento (Z_{mix} ; Figura 5.3.1) si evince che nel 2016 la circolazione tardo-invernale è stata insolitamente debole. La profondità massima di mescolamento non ha superato 57 m nel bacino nord (Gandria, 8 marzo) e 60 m nel bacino sud (Melide, 9 marzo). In realtà, per entrambi i bacini, l'andamento di Z_{mix} indica una serie di due eventi di mescolamento, separati da una transitoria fase di disomogeneità occorsa in febbraio nei profili di conducibilità (bacino sud) o temperatura (bacino nord). Questo andamento suggerisce che la circolazione non è stato un episodio repentino, ma piuttosto un processo prolungato e complesso, alternante fasi di mescolamento e fasi meno dinamiche. Nel bacino sud, solitamente olomittico, il mescolamento non ha raggiunto il fondo (come si era già osservato nel 2014). La debole circolazione è stata una conseguenza dell'eccezionale mitezza invernale, a cui si è associata un'attività eolica ridotta tra febbraio e marzo (Capitolo 2). A causa di quest'insieme di condizioni, il calore perso dall'epilimnio non è bastato a de-stratificare l'intera colonna d'acqua.

La stabilità della colonna d'acqua (Figura 5.3.1) è variata tra $2'697 \text{ J m}^{-2}$ (8 marzo) e $22'048 \text{ J m}^{-2}$ (19 settembre) nel bacino nord e tra 16 J m^{-2} (9 marzo) e $4'216 \text{ J m}^{-2}$ (7 settembre) nel bacino sud. I valori di stabilità osservati nel bacino nord, che devono essere considerati elevati, indicano una meromissi stabile. Nel bacino sud, i valori di stabilità osservati tra gennaio e marzo, molto bassi, indicano che la colonna d'acqua avrebbe richiesto una quantità di lavoro modesta per mescolarsi completamente. La mancata olomissi deve quindi essere imputata, in parte, alla ridotta attività eolica manifestatasi durante questo periodo (Capitolo 2).

Tabella 5.2.1. Lago di Lugano, 2016: componenti del bilancio calorico del lago [$\text{cal cm}^{-2} \text{d}^{-1}$].

$Q_t(\text{calc})$ =flusso di calore netto all'interfaccia acqua-aria calcolato mediante l'equazione del bilancio riportata in Appendice II
 $Q_t(\text{mis})$ =flusso di calore netto all'interfaccia acqua-aria misurato come variazione mensile del contenuto calorico della colonna d'acqua
 Q_{se} =flusso di calore radiativo solare (netto)
 Q_b =flusso di calore dovuto a radiazioni a onda lunga (netto)
 Q_e =flusso di calore per evaporazione
 Q_h =flusso di calore per conduzione
 Q_a =flusso di calore per avvezione

a) *Bacino nord*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	112	191	96	38	5	-217	-177
<i>Feb</i>	140	144	58	1	1	-65	-21
<i>Mar</i>	307	144	86	-13	10	80	142
<i>Apr</i>	351	105	112	-11	2	143	152
<i>Mag</i>	401	113	129	-11	24	147	236
<i>Giu</i>	499	109	152	5	61	172	80
<i>Lug</i>	526	110	204	2	22	189	196
<i>Ago</i>	473	140	232	17	33	50	-32
<i>Set</i>	353	151	232	31	18	-78	-27
<i>Ott</i>	191	189	153	55	16	-223	-209
<i>Nov</i>	98	177	117	48	20	-265	-153
<i>Dic</i>	106	206	97	33	13	-242	-262

b) *Bacino sud*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	112	188	92	34	0	-203	-165
<i>Feb</i>	140	145	59	2	-8	-58	-26
<i>Mar</i>	307	146	90	-10	20	61	173
<i>Apr</i>	351	110	121	-5	0	126	156
<i>Mag</i>	401	124	152	2	22	101	199
<i>Giu</i>	499	107	145	2	63	182	186
<i>Lug</i>	526	139	298	33	25	31	74
<i>Ago</i>	473	142	241	20	38	32	28
<i>Set</i>	353	150	228	30	7	-62	-55
<i>Ott</i>	191	190	155	56	6	-215	-229
<i>Nov</i>	98	174	112	45	-8	-226	-195
<i>Dic</i>	106	205	96	32	5	-231	-207

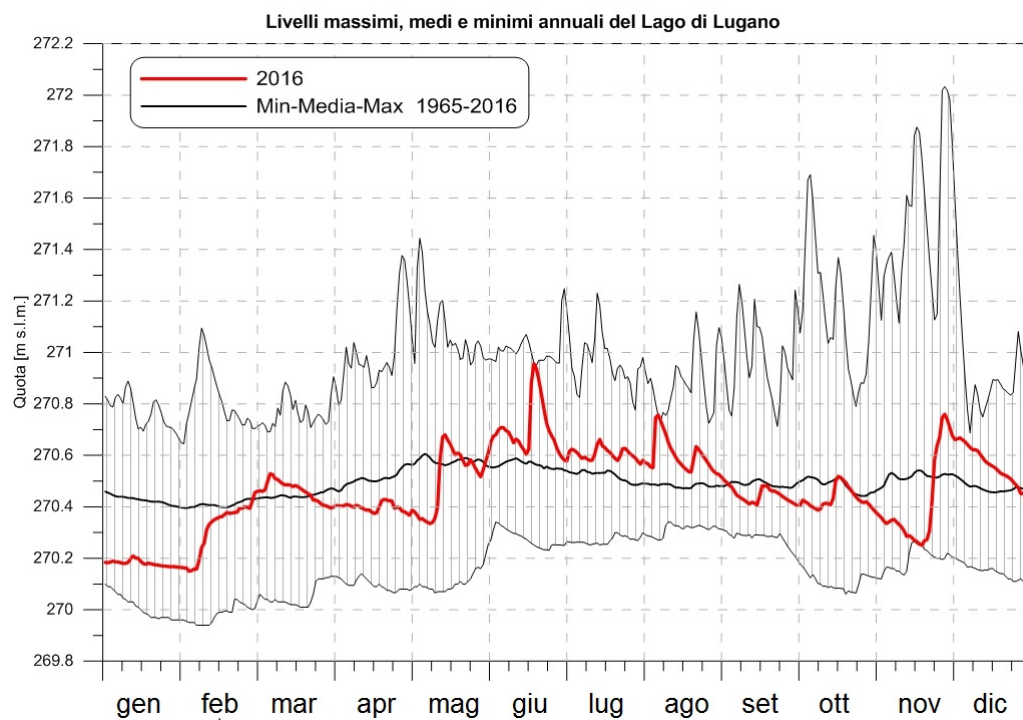


Figura 3.2.1. Lago di Lugano, 2016: livelli giornalieri del lago a Melide-Ferrera nel 2016 (in rosso) e corrispondenti livelli minimi, medi e massimi nel periodo 1965-2016 (in nero).

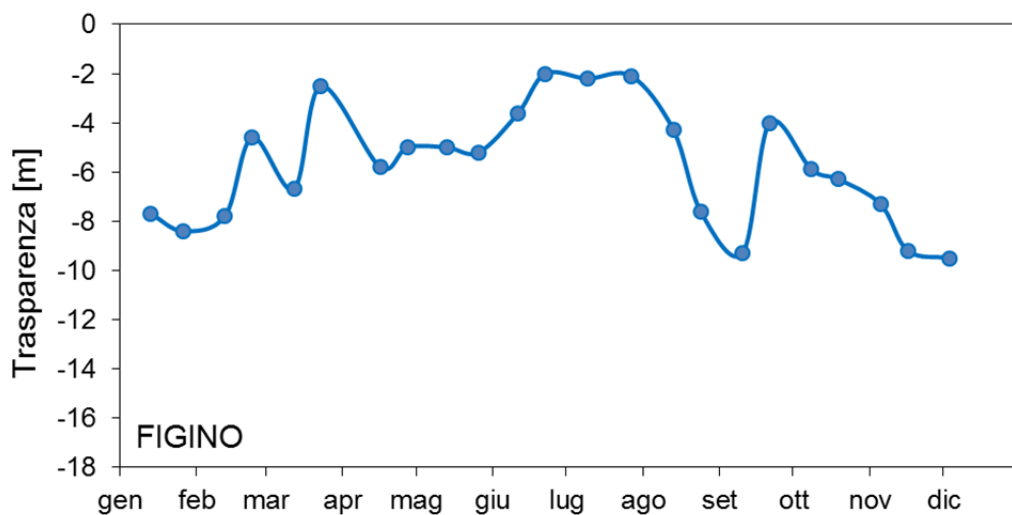
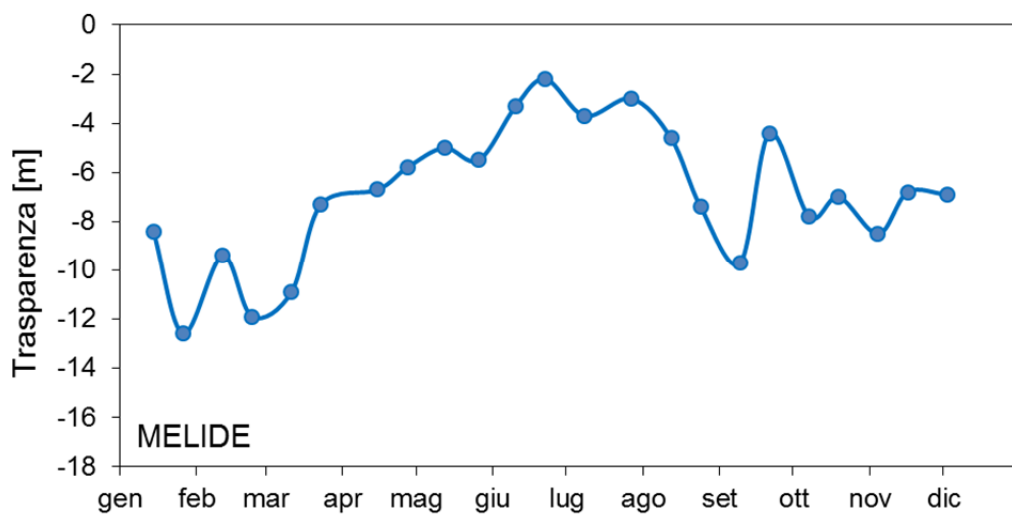
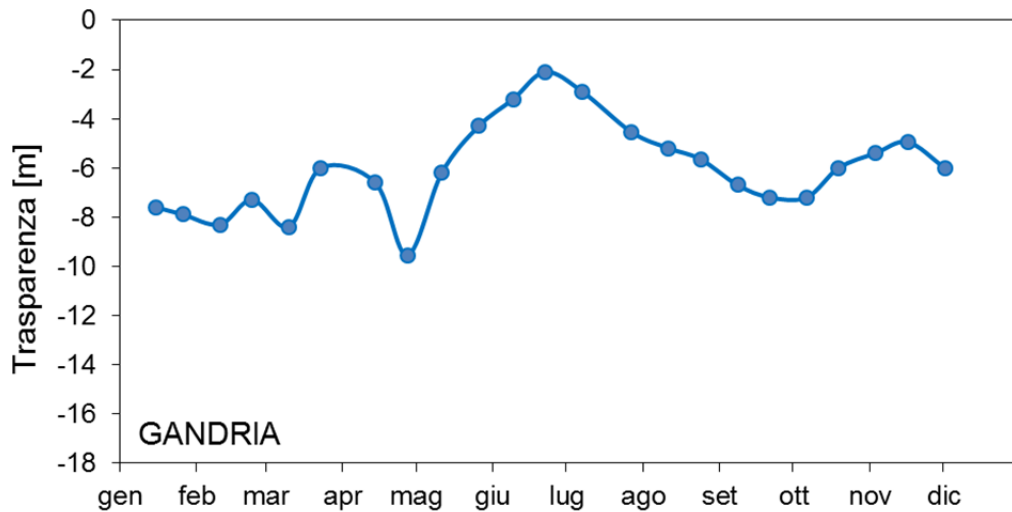


Figura 5.1.1. Lago di Lugano, 2016: andamento quindicinale della trasparenza, misurata con il disco di Secchi [m].

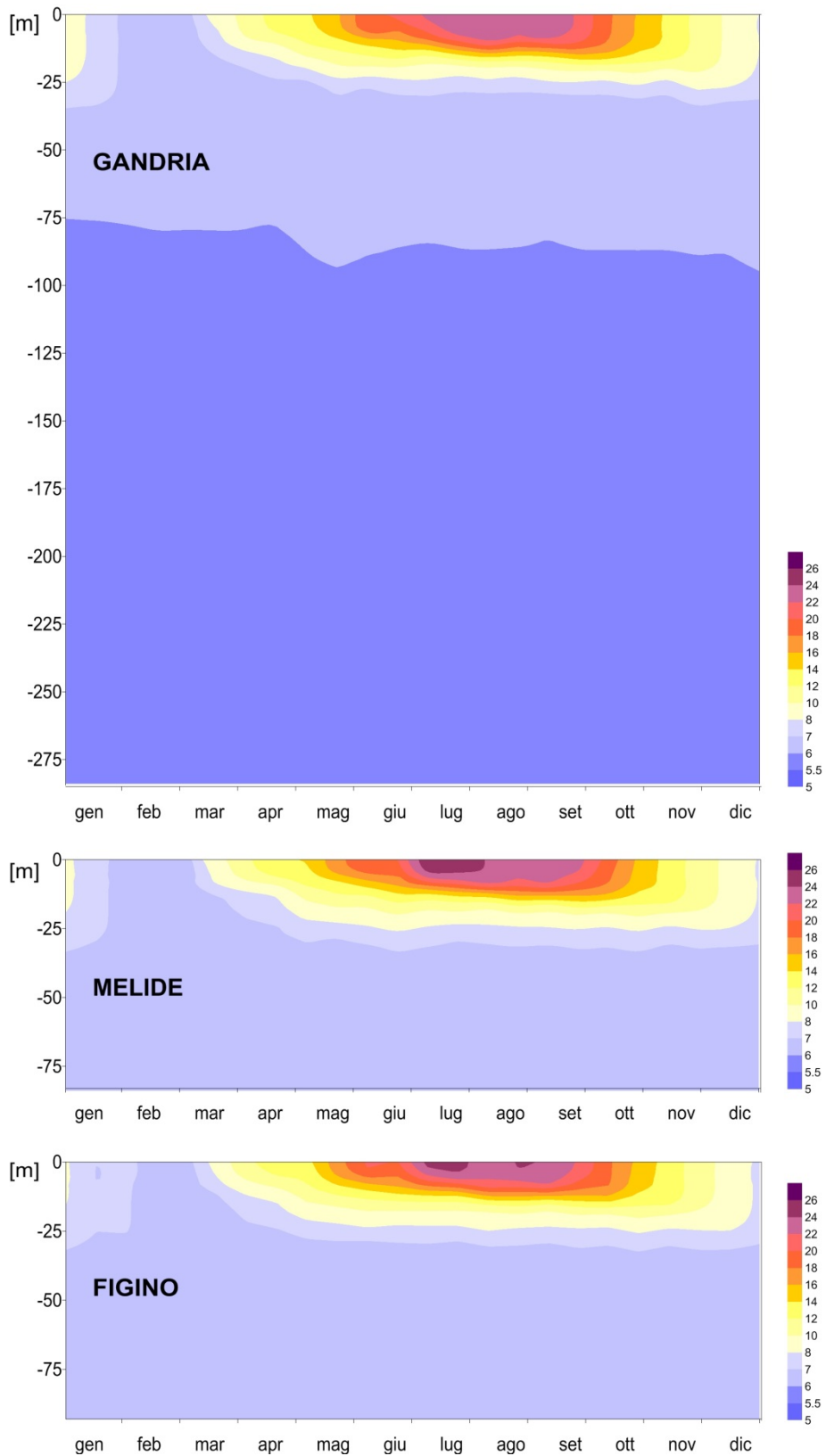


Figura 5.2.1. Lago di Lugano, 2016: andamento quindicinale della temperatura (misurata mediante sonda multiparametrica) in profondità e nel tempo [°C].

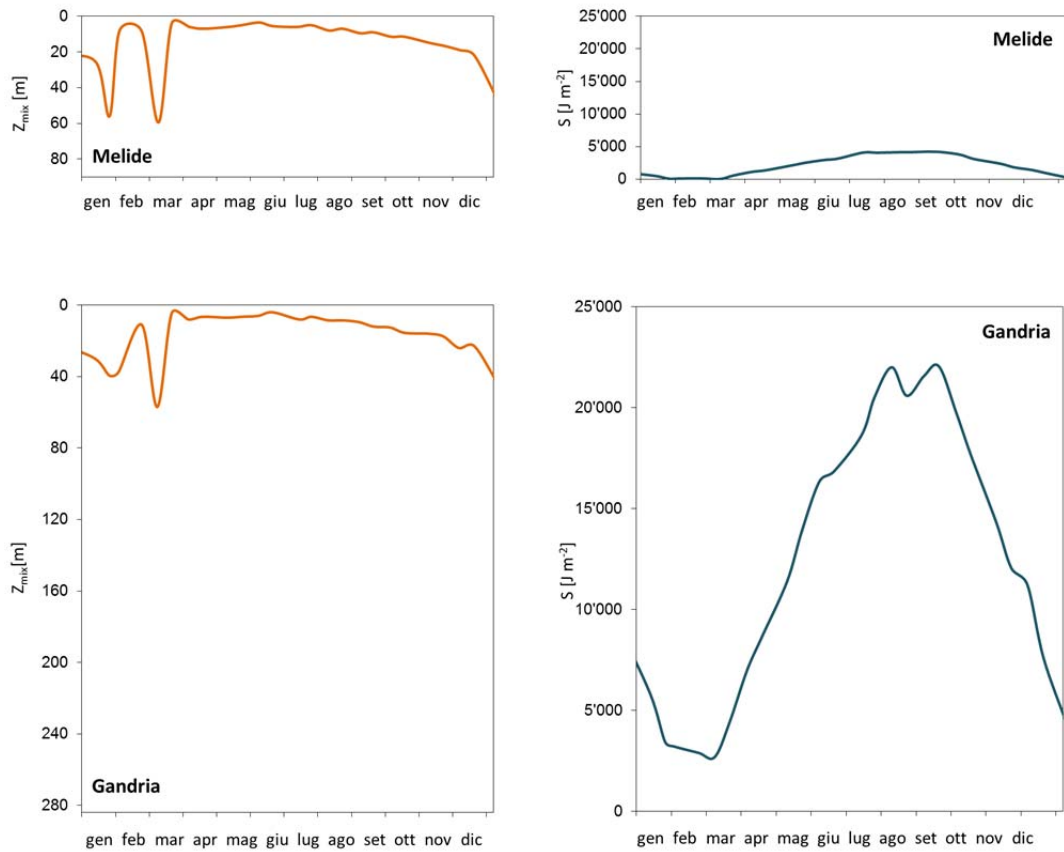


Figura 5.3.1. Lago di Lugano, 2016: andamento quindicinale della profondità massima di mescolamento delle acque, Z_{mix} [m] e della stabilità della colonna d'acqua, S [$J m^{-2}$] alle stazioni di Gandria (bacino nord) e Melide (bacino sud).

6. CARATTERISTICHE CHIMICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO

Le indagini sulla chimica dell'ambiente pelagico, come quelle concernenti gli aspetti fisici (Capitolo 5), si sono svolte nelle stazioni di Gandria, Melide e Figino. Tutti i parametri sono stati misurati mensilmente in laboratorio a partire da campioni d'acqua raccolti a profondità discrete mediante bottiglie Niskin.

6.1. Alcalinità e pH

Nelle acque superficiali del lago (0-20 m), l'andamento mensile dell'alcalinità (Figura 6.1.1) ha evidenziato la consueta diminuzione durante parte il periodo estivo-autunnale, dovuta alla decalcificazione (precipitazione di carbonati) che consegue a periodi di forte attività fotosintetica. Nelle acque profonde si sono verificate due fasi di rilascio di alcalinità dal fondo. La prima fase, che ha avuto luogo tra gennaio e febbraio, potrebbe indicare un intenso periodo di decomposizione nei sedimenti anossici, che genera rilascio di bicarbonati (insieme ad ammonio, ferro disciolto e manganese disciolto). La seconda fase, avvenuta tra giugno e ottobre (secondo un' apparente successione lungo l'asse di scorrimento delle acque) può essere attribuita al lento accumulo nelle acque profonde di carbonati (e bicarbonati prodotti per dissoluzione) provenienti dalla decalcificazione estiva-autunnale delle acque superficiali.

Come di consueto il pH ha mostrato un andamento simmetricamente opposto a quello dell'alcalinità, fuorché l'aumento di pH nelle acque superficiali in primavera ha anticipato di 1-2 mesi il calo di alcalinità (Figura 6.1.2).

6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox

L'andamento delle concentrazioni di ossigeno disciolto (Figura 6.2.1) è stato fortemente influenzato dal debole mescolamento delle acque [Capitolo 5]. Nel bacino nord, l'ossigenazione che accompagna la circolazione, che solitamente raggiunge 70-100 m di profondità, non si è spinta oltre *ca.* 60 m. Le acque sotto i 60 m di profondità sono quindi rimaste ipossiche (concentrazione ossigeno disciolto < 4 mg L⁻¹) o anossiche (concentrazione ossigeno disciolto inferiore al limite di quantificazione) tutto l'anno.

Analogamente, nel bacino sud, le acque sotto i 65 m (Melide) o 50 m (Figino) di profondità sono rimaste ipossiche tutto l'anno. Inoltre, a Figino, le acque al di sotto di 75-80 m di profondità sono rimaste anossiche, mentre a Melide la colonna d'acqua si è ossigenata fino sul fondo, ma solo debolmente e limitatamente al periodo febbraio-maggio. A causa della scarsa o mancata ossigenazione delle acque profonde, durante il periodo di stratificazione estivo-autunnale lo spessore dello strato anossico si è esteso verso l'alto, fino a raggiungere 60 m di profondità a Melide e 30 m a Figino.

Come di consueto, nelle acque profonde del bacino nord, condizioni redox fortemente negative sono state riscontrate durante tutto l'anno, indicate dalla presenza continua di solfuro (accompagnato da ferro e manganese disciolti) tra il fondo e *ca.* 100 m di profondità, e metano tra il fondo e *ca.* 250 m di profondità (ma con estensione verticale variabile; Figure 6.2.2-6.2.5).

Nel bacino sud, sempre a causa della circolazione incompleta e della scarsa ossigenazione delle acque profonde, concentrazioni sostanziali di metano ($\geq 0.5 \text{ mg L}^{-1}$) sono state rilevate nei pressi del fondo quasi tutto l'anno, fatta eccezione per il periodo compreso tra marzo e giugno, durante il quale un apporto di ossigeno (conseguente alla circolazione) deve aver ridotto il potenziale redox (Figura 6.2.2). Solfuro e ferro disciolto sono stati rilevati in modeste concentrazioni (Figura 6.2.3-4), mentre il manganese disciolto è stato rilevato in concentrazioni fino a 2.3 mg L^{-1} pressappoco nello stesso periodo in cui è stato riscontrato il metano (Figura 6.2.5).

6.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio)

Anche le dinamiche delle concentrazioni di sono state influenzate dalle deboli circolazioni, che hanno ridotto il consueto rifornimento epilimnetico dovuto al mescolamento delle acque. In particolare, nel bacino nord, il rifornimento di fosforo totale (TP) e di fosforo reattivo (RP; Figure 6.3.1-2) è risultato quasi soppresso. Tra febbraio e marzo, la concentrazione media di TP nelle acque superficiali (0-20 m) è risultata compresa tra soli 8 e $12 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$. Queste concentrazioni segnano i valori tardo-invernali più bassi osservati in questo bacino dall'inizio delle indagini (1983). Nel bacino sud, il rifornimento di fosforo è risultato ridotto soprattutto a Figino, dove la concentrazione di TP alla circolazione ha raggiunto $30 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$, rispetto a una media pluriennale di $40 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$. A Melide,

dove il mescolamento si è comunque spinto fino ai pressi del fondo (quindi in acque ricche di fosforo), il rifornimento di fosforo totale epilimnetico è risultato nella norma ($36-41 \mu\text{g P L}^{-1}$).

A causa della debole circolazione, nel bacino nord anche la concentrazione media annuale di TP nel mixolimnio (0-100 m) è risultata relativamente bassa ($26 \mu\text{g P L}^{-1}$) e nuovamente (come già nei due anni precedenti) conforme all'obiettivo di risanamento, posto a $30 \mu\text{g P L}^{-1}$ [Imboden, 1992]. Nel bacino sud, le deboli concentrazioni in superficie sono state controbilanciate da concentrazioni maggiori nei pressi del fondo, e le medie sulla colonna d'acqua sono risultate ancora elevate, anche se in apparente diminuzione rispetto al passato ($41 \mu\text{g P L}^{-1}$ a Melide, $33 \mu\text{g P L}^{-1}$ a Figino).

Nelle acque superficiali (0-20 m), eccezionalmente, il fosforo reattivo è risultato molto scarso tutto l'anno nel bacino nord (concentrazioni $< 5 \mu\text{g P L}^{-1}$), mentre si è esaurito già in aprile (almeno nello strato 0 - 10 m) nel bacino sud. L'estate e l'autunno del 2016 sono stati quindi contraddistinti da basse concentrazioni di fosforo nelle acque superficiali di tutto il lago.

Nei pressi del fondo, le concentrazioni di TP e fosforo reattivo (RP) sono state elevate tutto l'anno a Gandria quasi tutto l'anno (eccetto durante i mesi di marzo-aprile) a Melide. A Figino, come di consueto, il rilascio di fosforo è stato limitato da una maggiore presenza di ferro nei sedimenti.

Come di consueto, l'azoto totale (TN) è stato rilevato in concentrazioni minori nel bacino nord ($0.3-1.3 \text{ mg TN L}^{-1}$) rispetto al bacino sud ($0.7-2.2 \text{ mg TN L}^{-1}$; Figura 6.3.3). Inoltre, nel bacino nord, l'azoto è apparso scarso nella fascia compresa tra 100 m e 200 m di profondità, dove predominano i processi di denitrificazione. Gli andamenti stagionali più marcati sono stati osservati nel bacino sud, dove l'azoto totale ha mostrato una diminuzione in superficie tra maggio e novembre, mediata dalla sedimentazione di plancton e altre sostanze organiche. Dinamiche simili, ma più attenuate, sono state osservate anche nel bacino nord.

L'azoto nitrico ($\text{NO}_3\text{-N}$) è stato rilevato in quantità sostanziali ($\geq 0.2 \text{ mg N L}^{-1}$) fino a 75-100 m di profondità nel bacino nord, e fino al fondo, ma in concentrazioni variabili, nel bacino sud (Figura 6.3.4). Fino alle profondità di *ca.* 75 m, le dinamiche dell'azoto nitrico rispecchiano quelle dell'azoto totale, di cui rappresentano una componente importante. A maggiori profondità, l'azoto nitrico

si fa più scarso durante la maggior parte dell'anno a causa dei processi di denitrificazione che si svolgono in acque e sedimenti anossici.

L'azoto ammoniacale ($\text{NH}_4\text{-N}$) si sviluppa per decomposizione di materiale organico in acque e sedimenti privi di ossigeno (ammonificazione). L'andamento mensile dell'ammonio (Figura 6.3.5) appare quindi opposto a quello dell'ossigeno (Figura 6.2.1) e ricalca quello di altre sostanze ridotte (per esempio il metano e il manganese, Figure 6.2.1 e 6.2.5).

L'andamento mensile delle concentrazioni di silice reattiva (Figura 6.3.6) ha ricalcato a grandi linee l'andamento del fosforo totale. Anche nel caso di questo nutriente, le deboli circolazioni del 2016 hanno fortemente limitato il rifornimento nelle acque superficiali, in particolare nel bacino nord, dove hanno probabilmente partecipato al ridotto sviluppo delle diatomee (Capitolo 7). Infatti, nel bacino nord le concentrazioni massime riscontrate nello strato 0-20 m tra febbraio e marzo non hanno superato 0.6 mg L^{-1} , mentre nel bacino sud hanno raggiunto $1.4\text{-}1.5 \text{ mg L}^{-1}$.

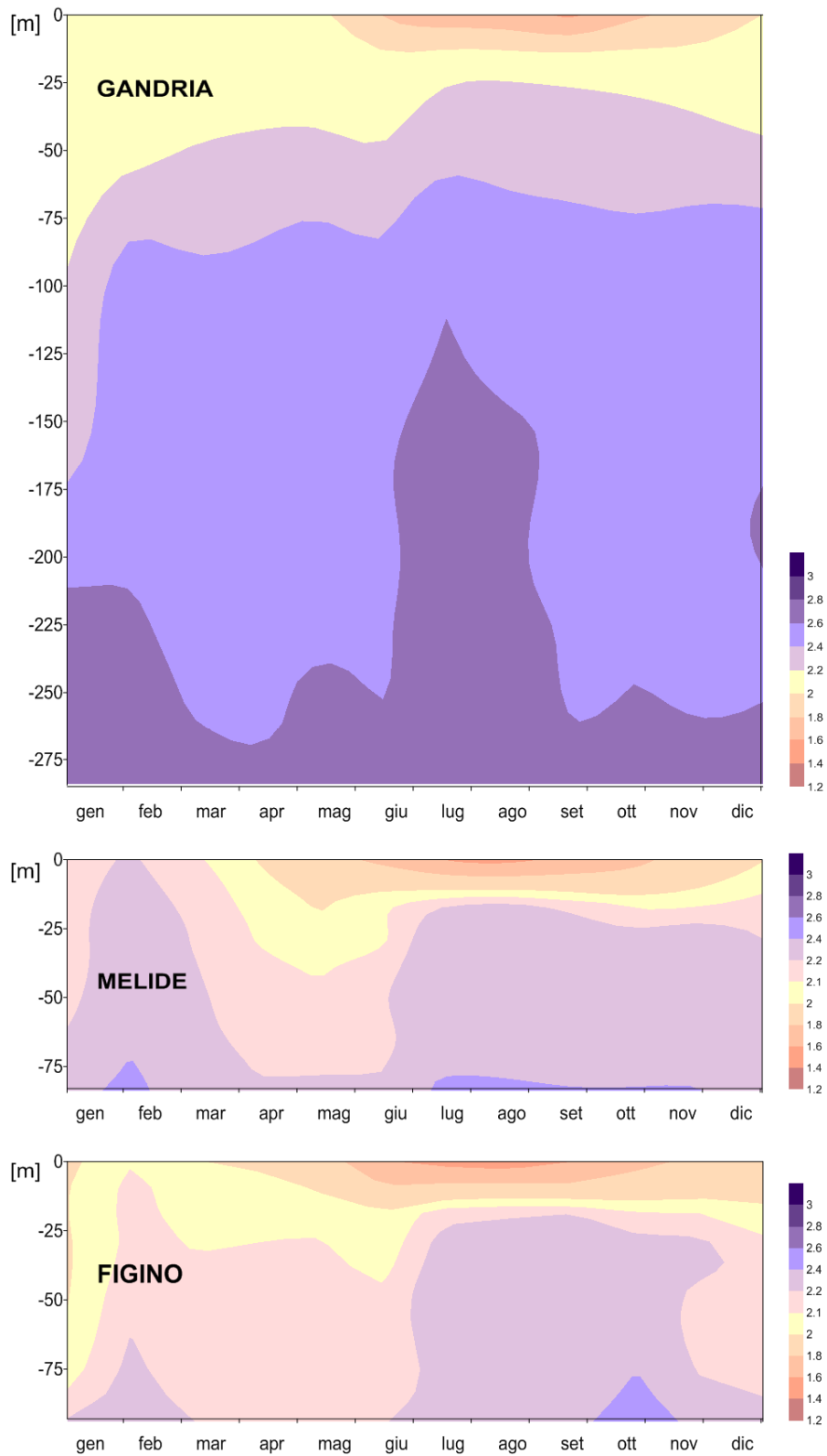


Figura 6.1.1. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile dell'alcalinità in profondità e nel tempo [meq L⁻¹].

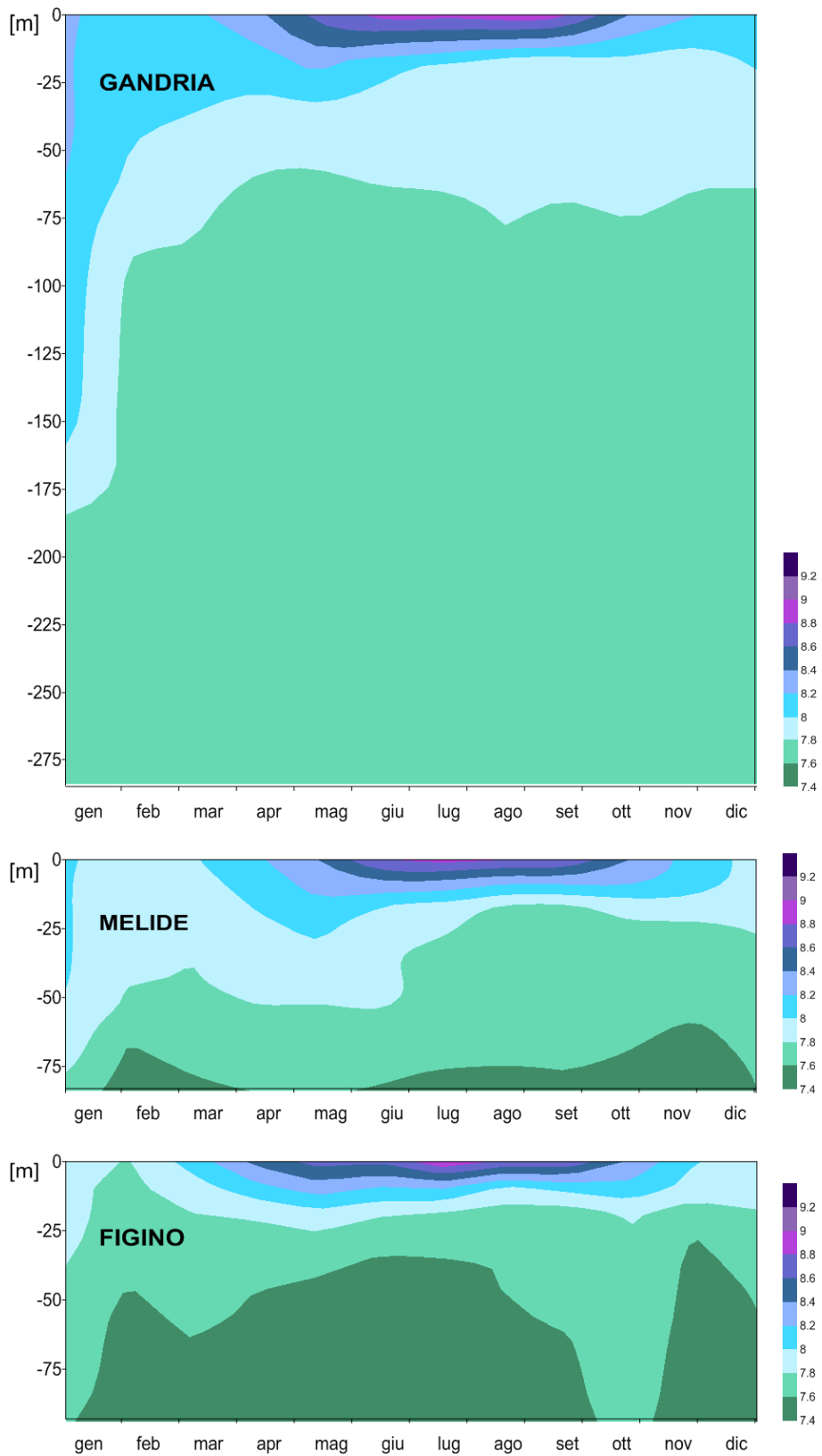


Figura 6.1.2. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile del pH in profondità e nel tempo [unità pH].

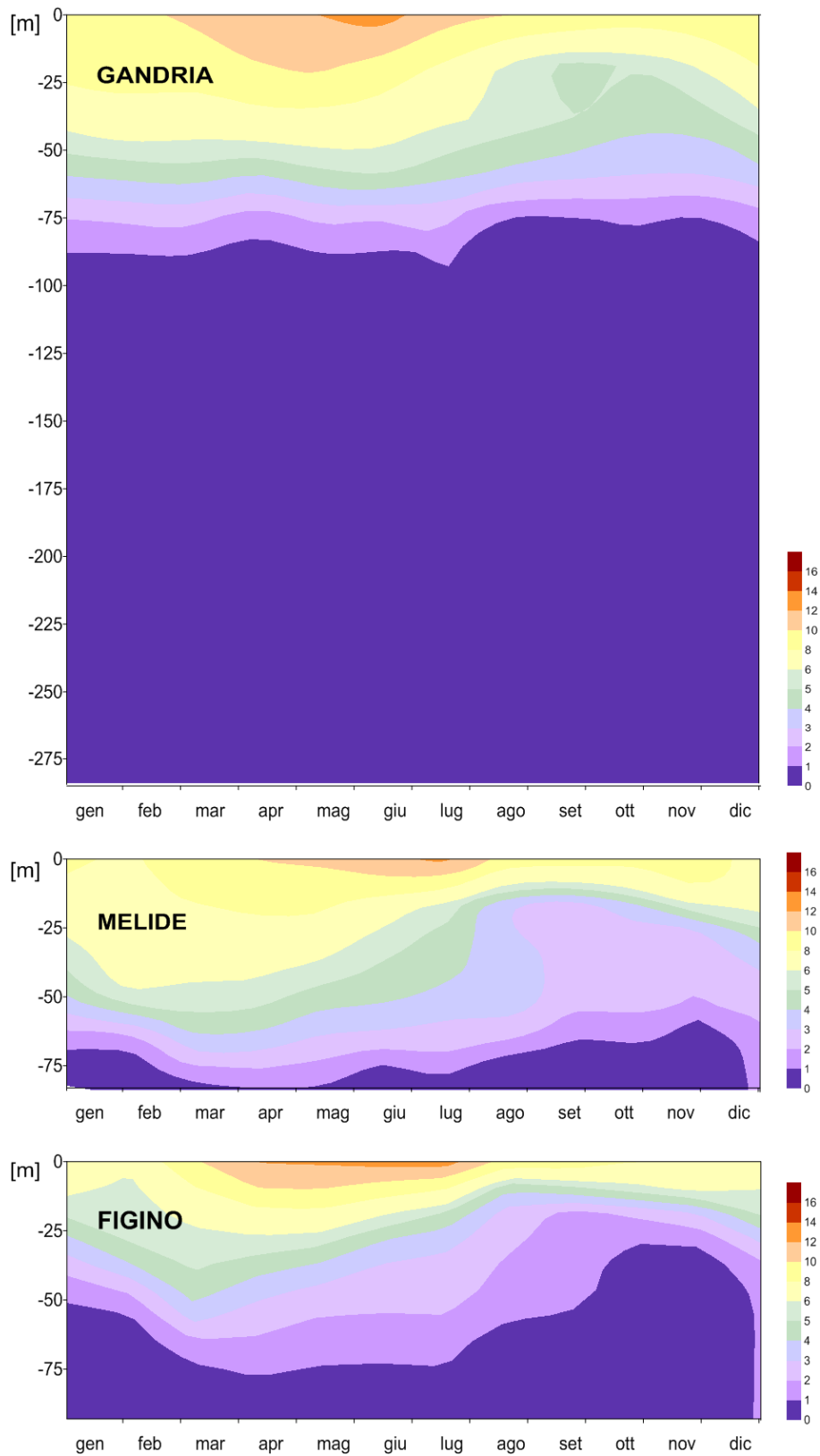


Figura 6.2.1. Lago di Lugano, 2016: andamento quindicinale dell'ossigeno disciolto in profondità e nel tempo [$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$].

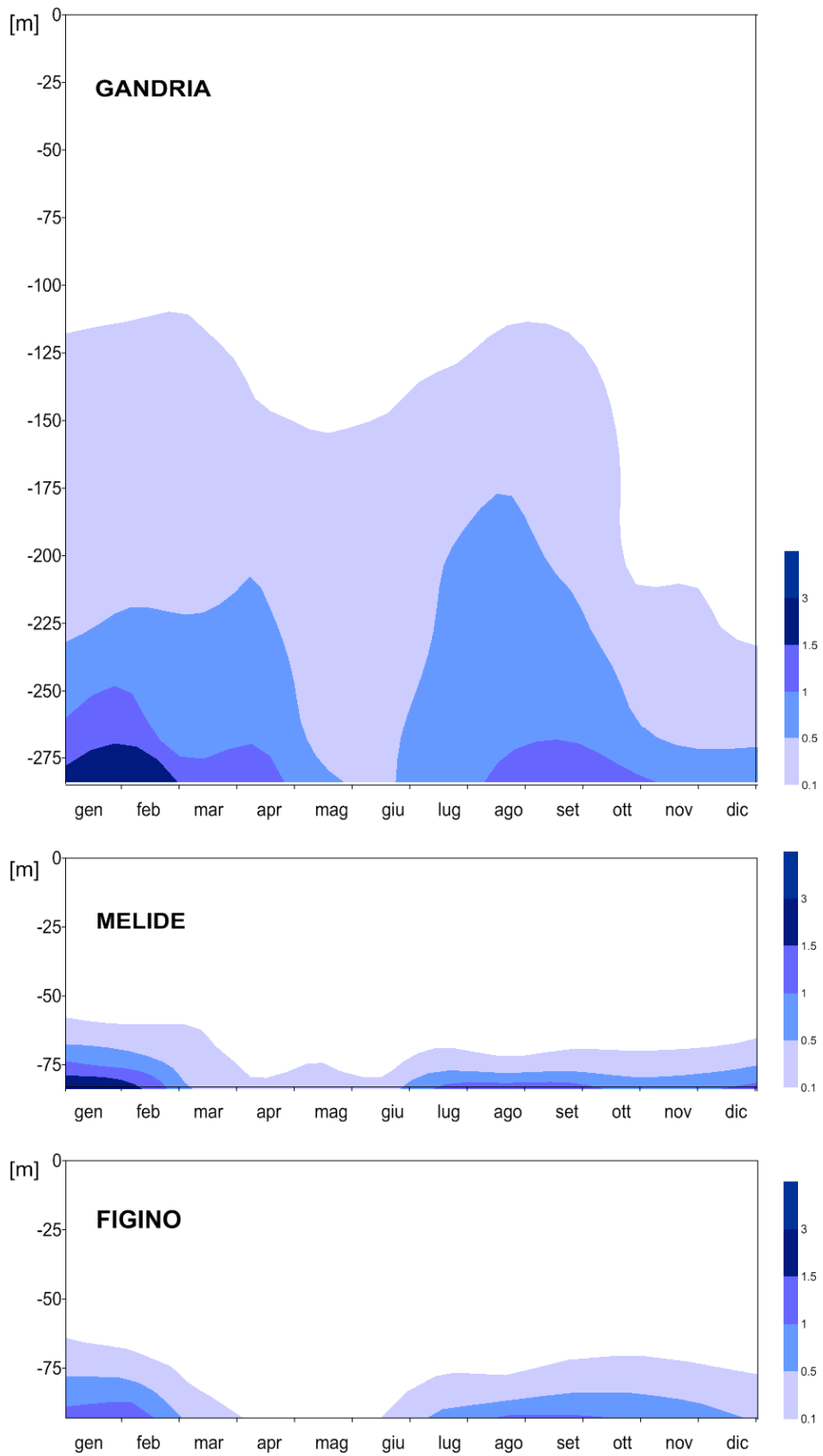


Figura 6.2.2. Lago di Lugano, 2015: andamento mensile del metano in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

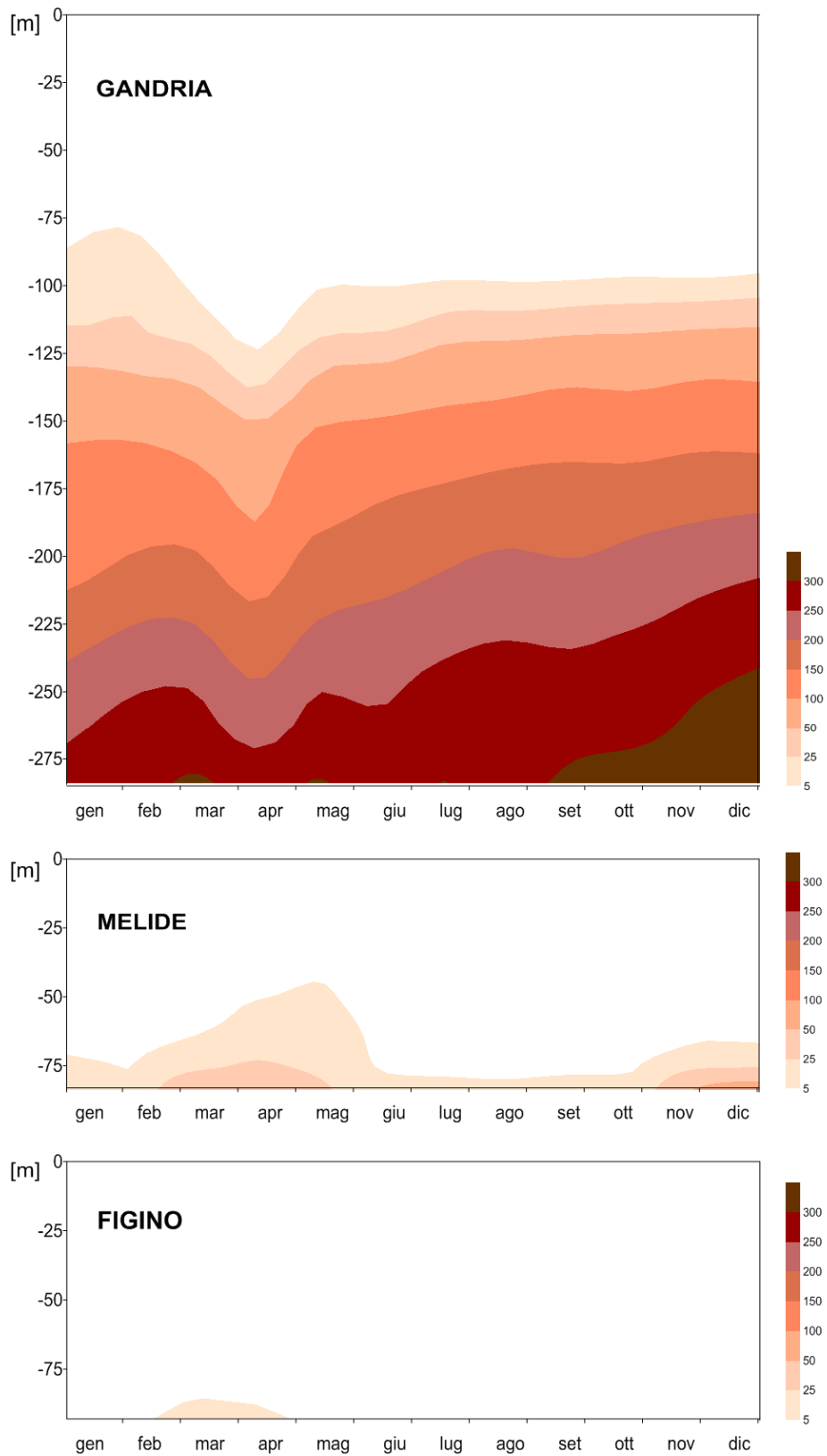


Figura 6.2.3. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

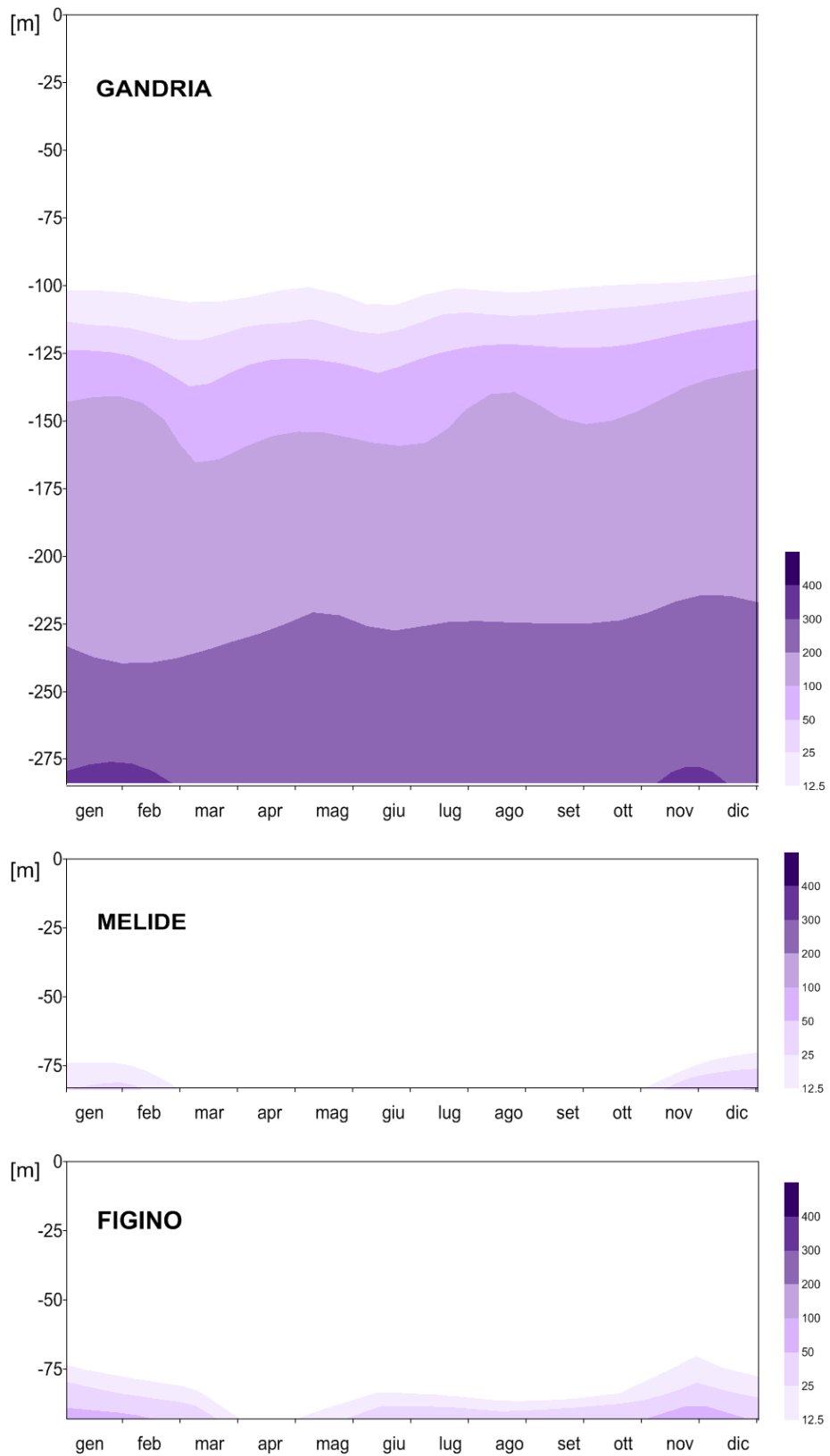


Figura 6.2.4. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

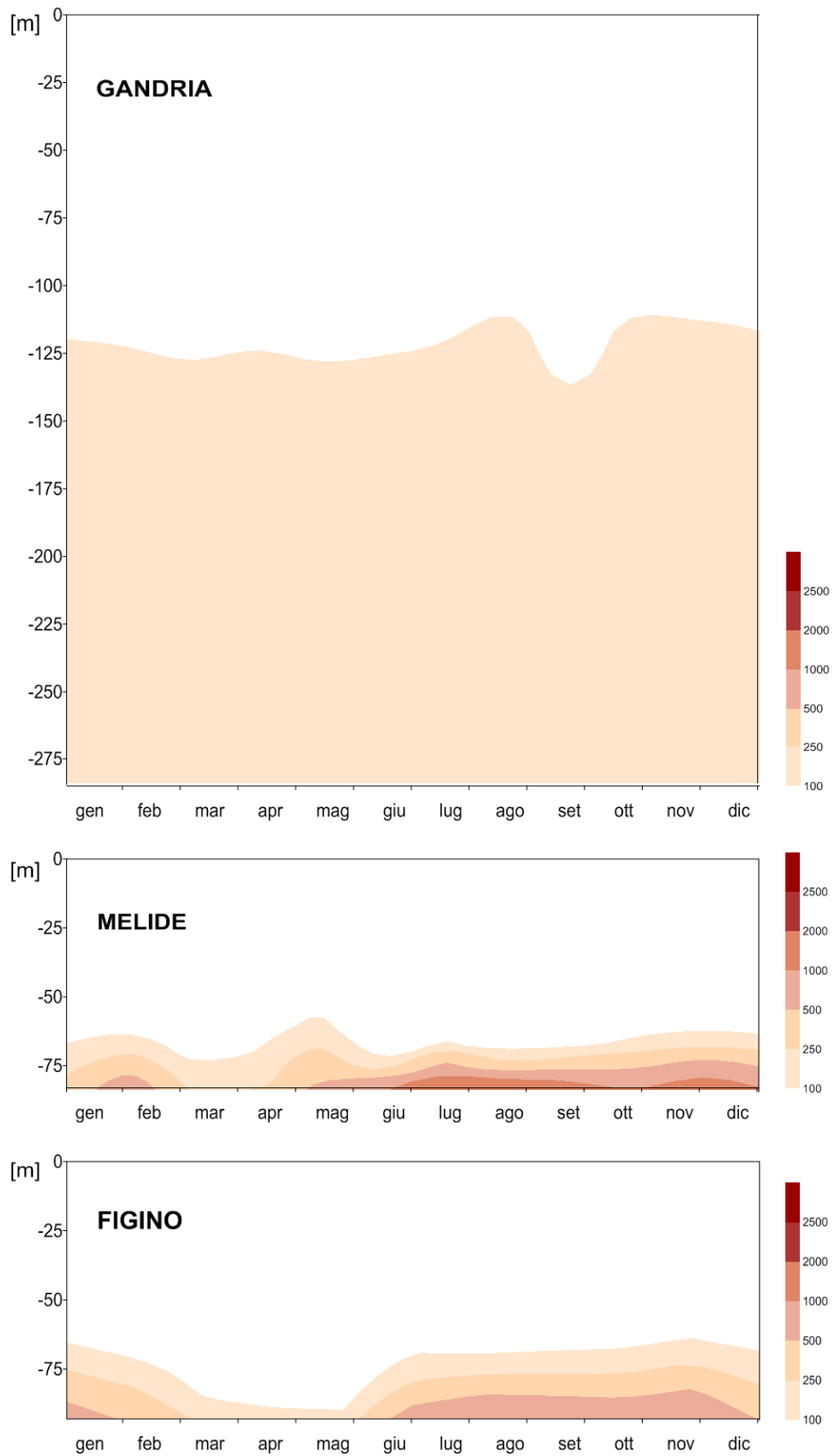


Figura 6.2.5 Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

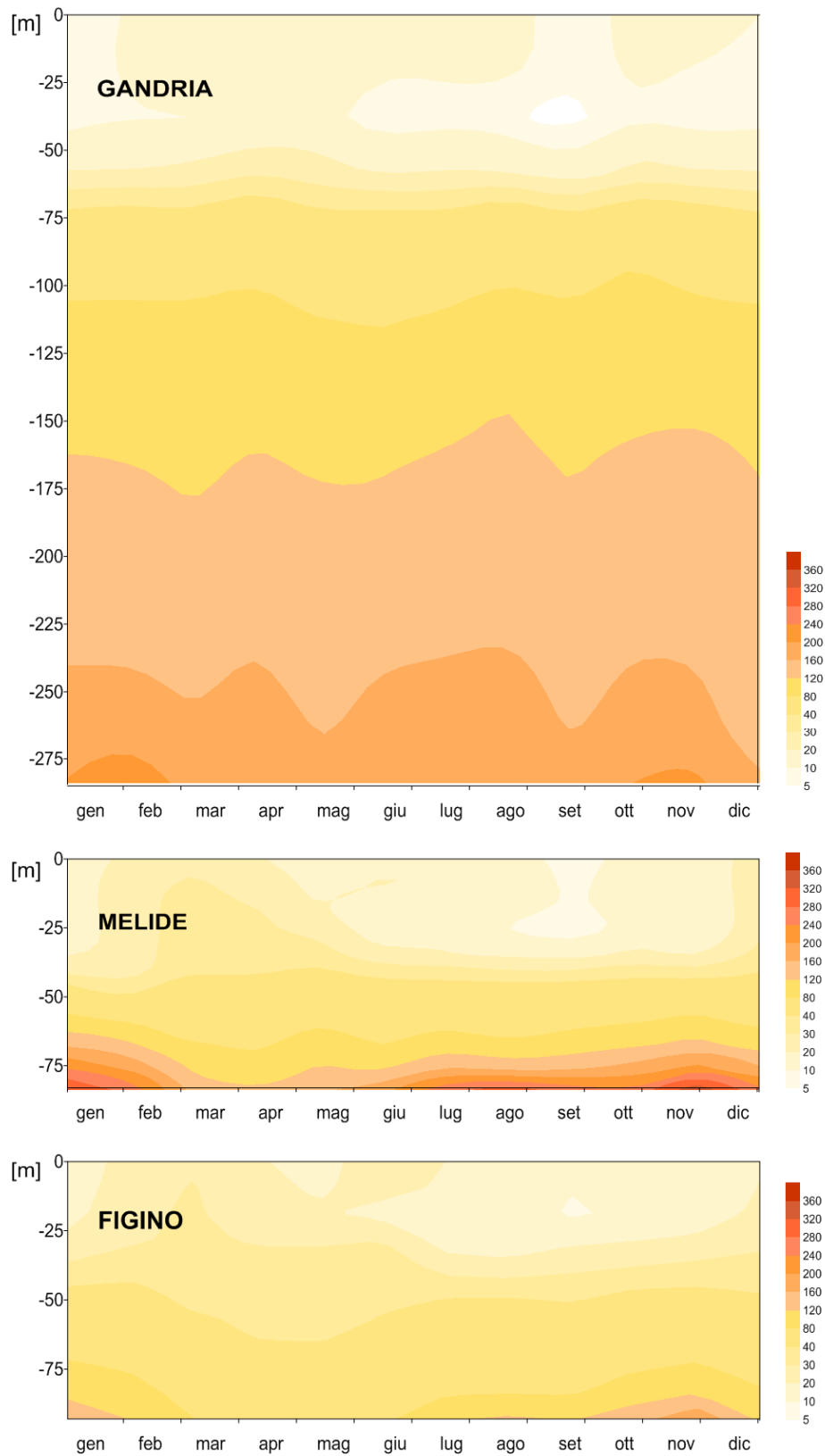


Figura 6.3.1. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione del fosforo totale in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

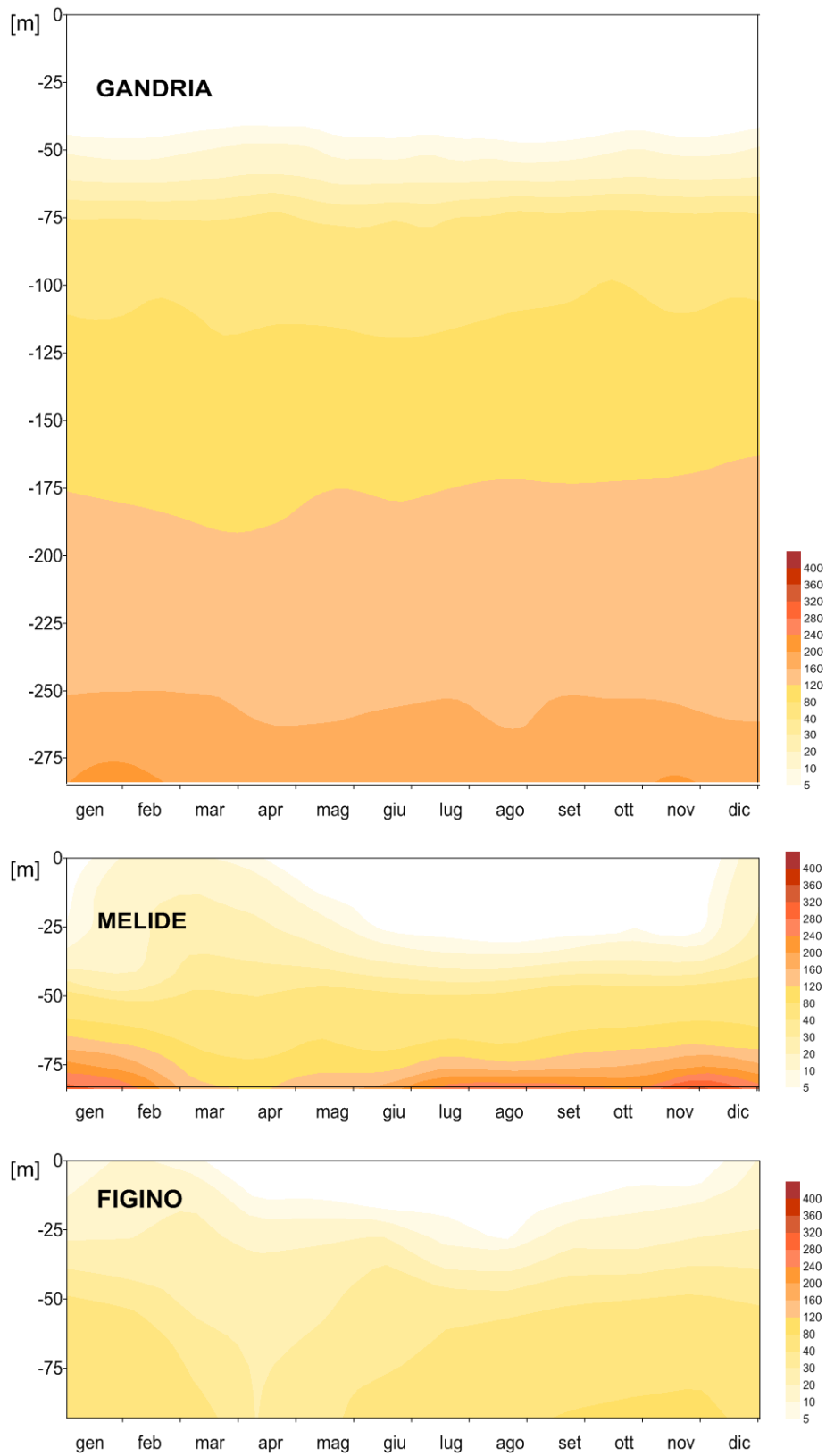


Figura 6.3.2. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione del fosforo reattivo in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

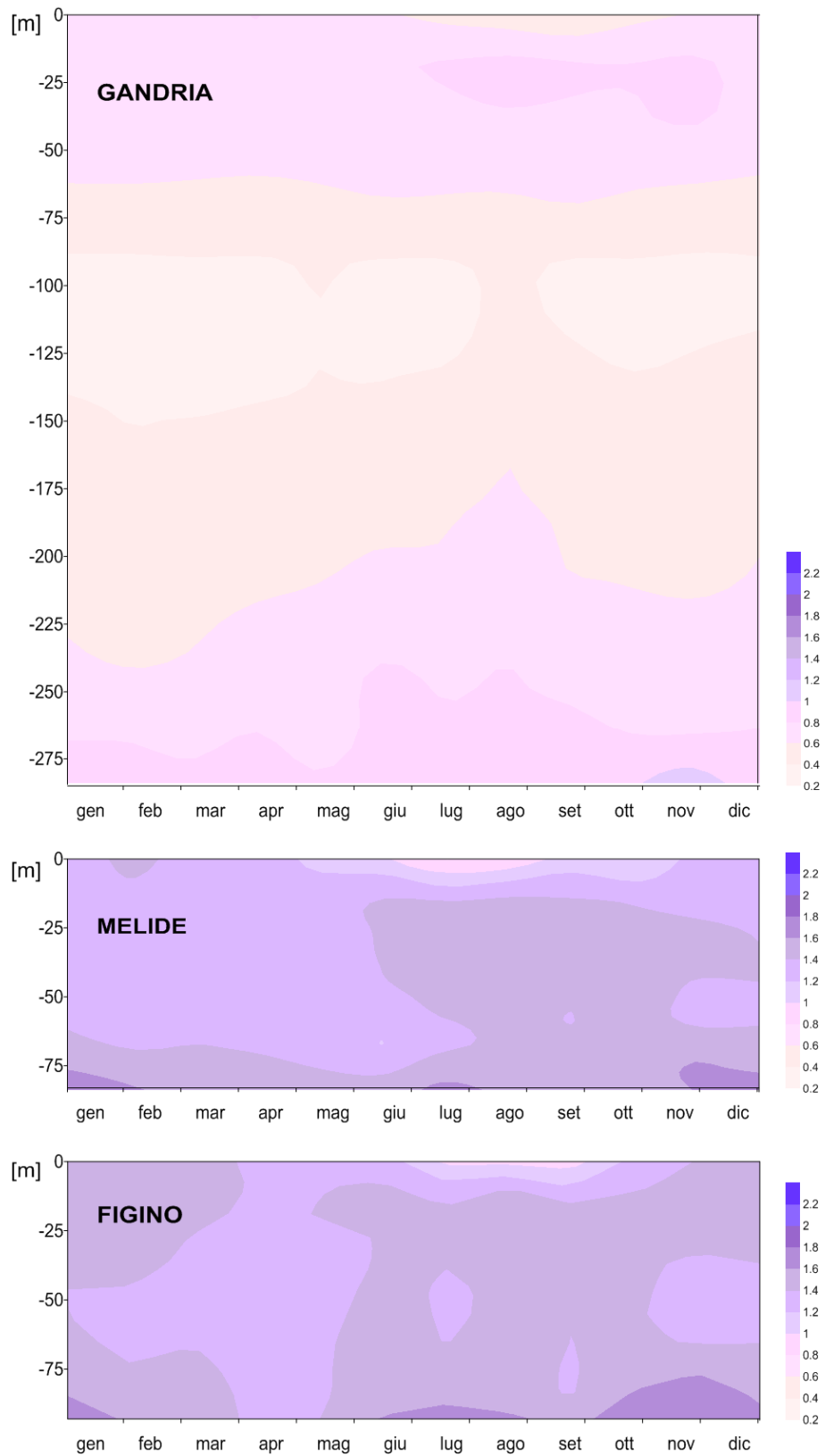


Figura 6.3.3. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione dell'azoto totale in profondità e nel tempo [mg N L⁻¹].

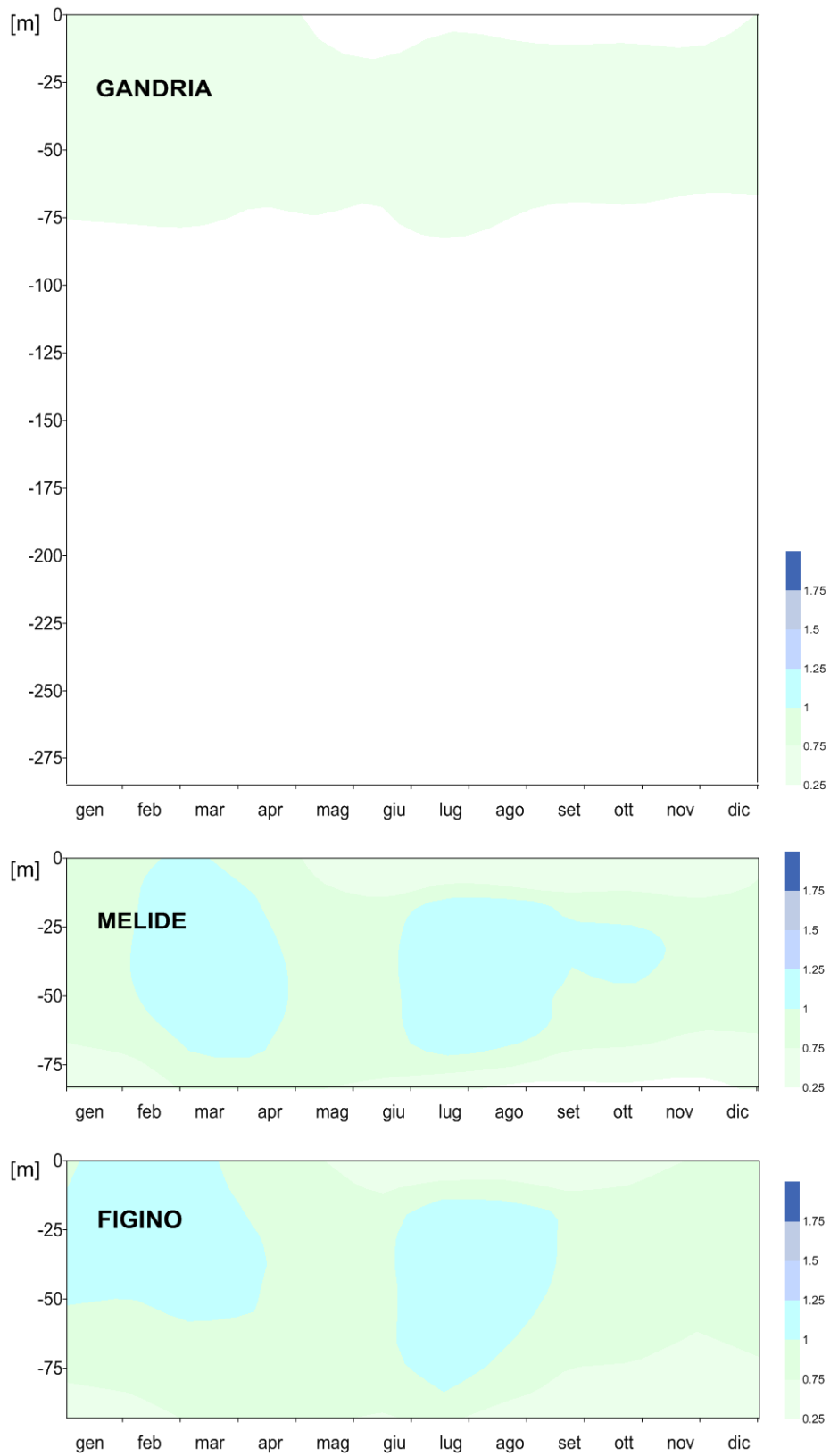


Figura 6.3.4. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

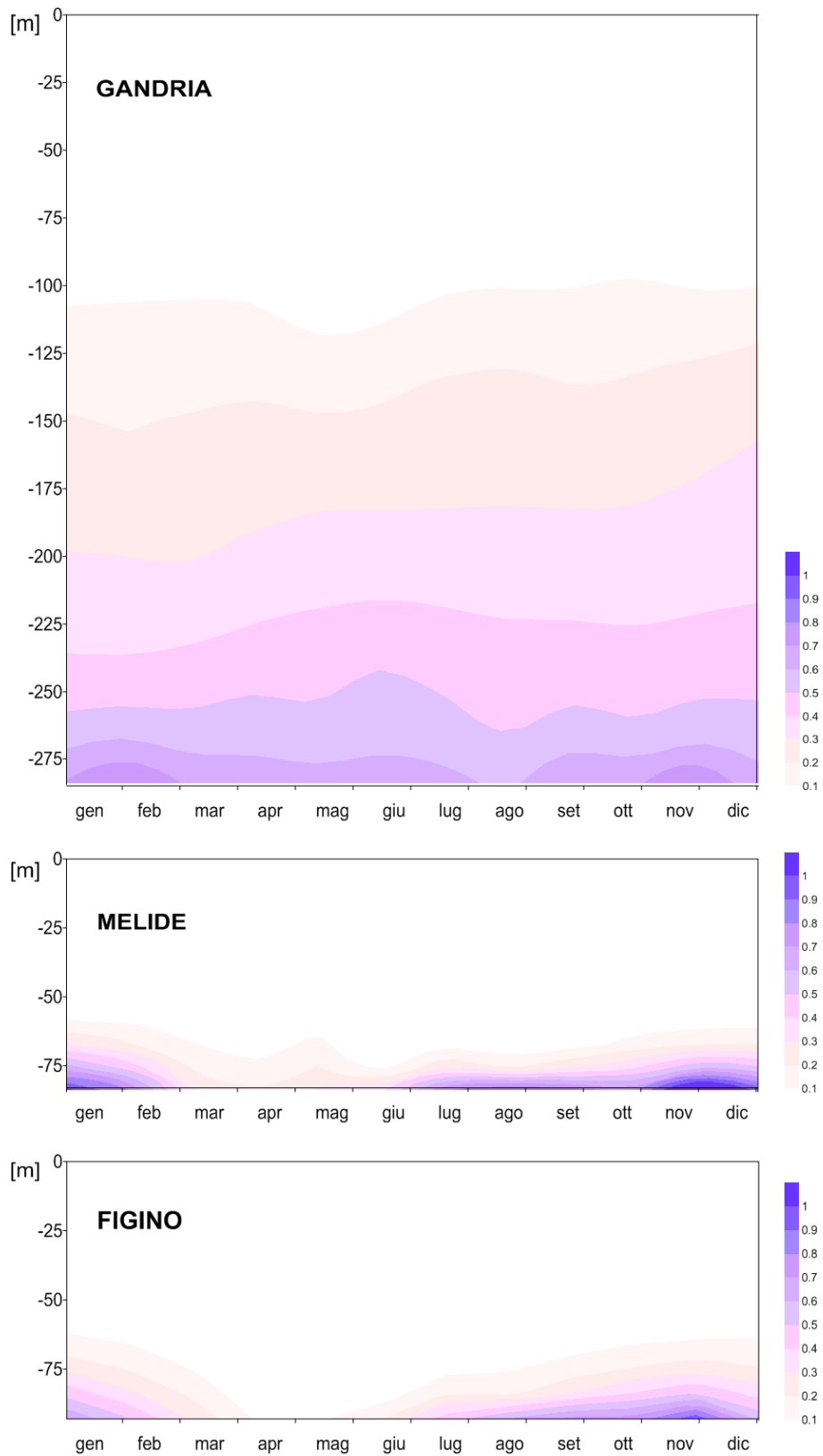


Figura 6.3.5. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

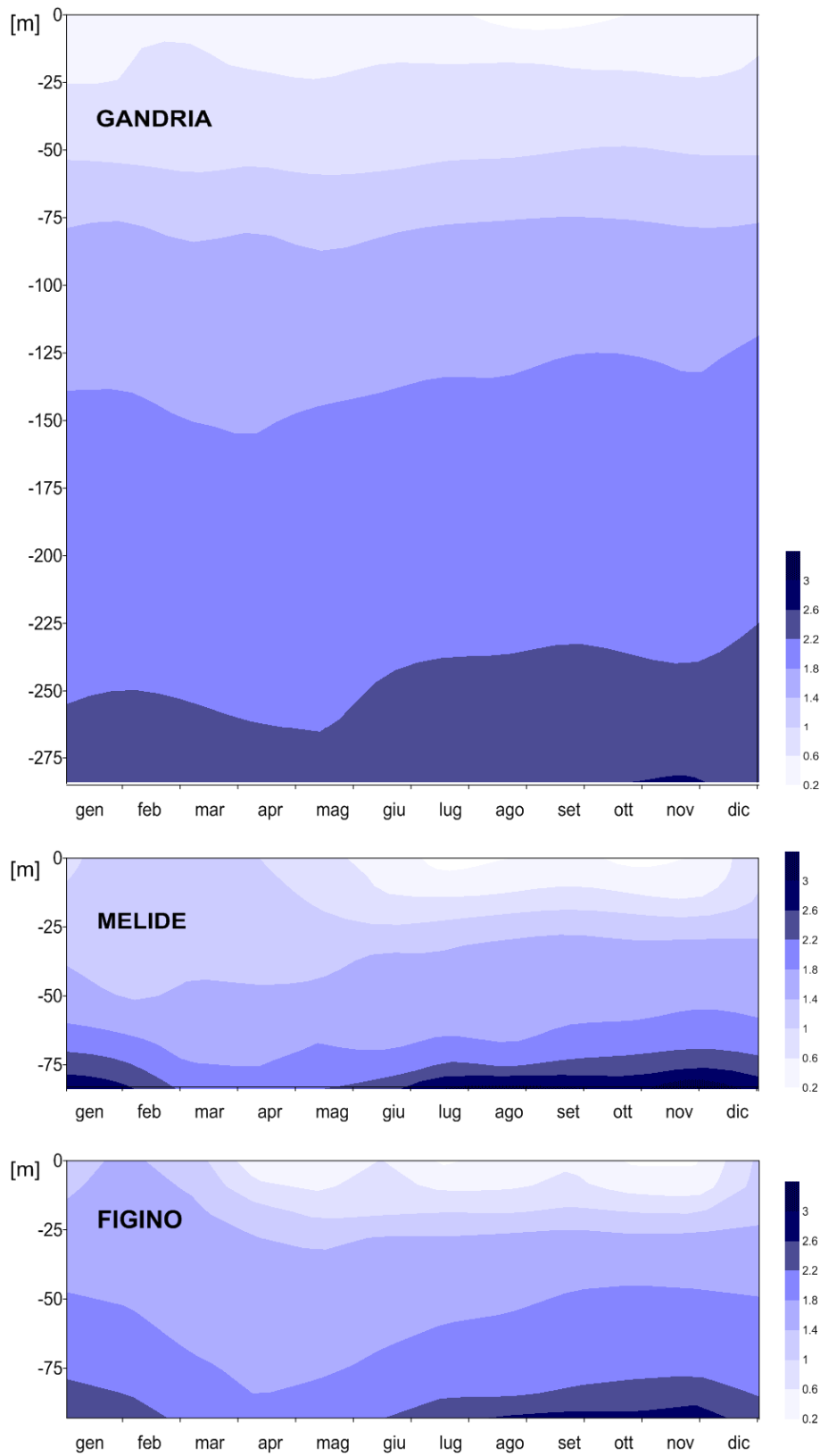


Figura 6.3.6. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo [$\text{mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$].

7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON

Nel corso del 2016 le indagini sul fitoplancton e alcuni parametri complementari (clorofilla, profondità della zona eufotica e produzione primaria) si sono svolte secondo le modalità previste dal programma triennale nelle tre stazioni principali del lago (Gandria, Melide e Figino). I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante la maggior parte dell'anno e quindicinale durante il periodo primaverile (marzo-giugno). I metodi di raccolta e di analisi sono descritti in Appendice II.

7.1. Specie dominanti

Le specie di fitoplancton più abbondanti riscontrate nei diversi mesi dell'anno sono riportate nella Tabella 7.1.1. Nel corso del 2016 le diatomee hanno mostrato un forte sviluppo in marzo nel bacino sud dominato da *Stephanodiscus parvus*, una specie di piccole dimensioni. Questo sviluppo era stato osservato anche l'anno scorso. Invece, la densità alta osservata all'inizio del 2015 nel bacino nord non è stata riscontrata quest'anno. Dopo questo picco delle diatomee in marzo, è stata osservata una presenza regolare delle specie coloniali *Fragilaria crotonensis* e *F. saxoplanctonica* all'inizio estate e dell'autunno (bacino sud) o verso la fine dell'estate (bacino nord).

Come lo scorso anno, i cianobatteri hanno mostrato un forte sviluppo all'inizio dell'anno e, con un picco più forte, durante il periodo estivo in entrambi i bacini del lago. Notevolmente abbondanti sono stati i cianobatteri filamentosi che si sviluppano attorno al termocline, in particolare *Planktothrix rubescens*, *Oscillatoria limnetica*, spesso accompagnati da *Pseudanabaena catenata*. Durante lo sviluppo d'inizio anno si è osservata anche una densità elevata di *Aphanizomenon flos-aquae*.

Le cloroficee hanno raggiunto abbondanze elevate soprattutto verso la fine dell'estate nei due bacini (agosto-ottobre). La composizione di questo gruppo è stata dominata da *Kirchneriella irregularis*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Monoraphidium contortum*, *Mycrocystis flos-acque* e *Sphaerocystis Schroeteri* nel bacino sud, e da *Kirchneriella pinguis* e *Didymocystis* sp. nel bacino nord.

Per quel che riguarda gli altri gruppi, le crisoficee sono state rappresentate da *Uroglena skujae* e da *Chrysochromulina* sp. in entrambi i bacini in maggio. Le

criptoficee sono state rappresentate da *Rhodomonas* sp. nel bacino nord in aprile, le coniugatoficee sono state rappresentate da *Mougeotia* sp. nel bacino sud in giugno e le xantoficee da *Tribonema* sp. nel bacino sud in maggio.

7.2. Variazioni della biomassa

Nel 2016, la biomassa media del fitoplancton nello strato produttivo (0-20 m) è stata simile tra i due bacini del lago, mentre le dinamiche stagionali sono apparse distinte (Figura 7.2.1). La biomassa media annuale è stata pari a $1.66 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ (peso fresco) a Gandria, $1.32 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Melide e $1.31 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Figino. Questi valori sono simili a quelli misurati nel 2015. I gruppi che hanno contribuito maggiormente alla biomassa sono stati i cianobatteri e le diatomee (Figura 7.2.2).

Nel bacino nord, i cianobatteri hanno dominato la biomassa del fitoplancton tutto l'anno con un picco all'inizio dell'estate (pressappoco $4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a inizio giugno). Nel bacino sud (entrambe le stazioni), le diatomee hanno dominato in primavera (0.9 e $1.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Melide e Figino) e autunno (0.8 e $1.1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$). Cianobatteri (2.0 e $1.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) e crisoficee (0.3 e $0.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) hanno dominato in estate (Figura 7.2.1). I contributi di altri gruppi di alghe sono stati minori, eccetto quello delle criptoficee, che è stato costante nel bacino nord e sostanziale dopo maggio nel bacino sud. Questi valori di biomassa sono stati confermati dalle misure di clorofilla (Fig. 7.3.3). Le dinamiche della biomassa del fitoplancton hanno inoltre seguito quelle della trasparenza (misurata come profondità di Secchi; Fig. 5.1.1.).

7.3. Clorofilla

L'andamento mensile della clorofilla (Figura 7.3.1) riflette essenzialmente l'andamento della biomassa del fitoplancton (Figura 7.2.1). La distribuzione verticale delle concentrazioni di clorofilla (Figura 7.3.1) mostra che mentre il picco dei cianobatteri nel bacino nord si è concentrato nello strato 5-10 metri, nel bacino sud il picco è avvenuto in acque più profonde.

Le concentrazioni di clorofilla dei campioni integrali (strato 0-20 m, Figura 7.3.2) riflettono la biomassa fitoplanctonica (Figura 7.2.1) e le concentrazioni misurate a profondità discrete (Figura 7.3.1). La concentrazione media annuale di clorofilla nello strato 0-20 m è stata pari a $13.1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a Gandria, $7.1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a

Melide e 8.1 mg m^{-3} a Figino (i valori di novembre non sono stati inclusi nel calcolo della media perché non disponibili; Figura 7.3.3). Come l'anno scorso, quindi, la biomassa di fitoplancton è stata maggiore nel bacino nord rispetto al bacino sud.

7.4. Radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) e profondità dello strato trofogeno

Il confronto tra i valori di PAR misurati alla stazione meteorologica di Lugano durante i giorni di campionamento e quelli giornalieri medi per il mese corrispondente mette in evidenza delle differenze (Figura 7.4.1). Nella maggior parte dei casi, i giorni di campionamento hanno ricevuto più PAR della media. Solo in maggio il campionamento si è svolto durante un giorno con meno luce rispetto alla media mensile. Questa differenza riduce l'abilità dei giorni di campionamento di rappresentare il mese intero, e sottolinea l'importanza di usare i valori PAR della stazione meteorologica per calcolare la produzione durante il mese e l'anno intero.

La profondità della zona fotica ($Z_{1\%}$) ha mostrato variabilità nel corso dell'anno e tra le stazioni del lago (Figura 7.4.2), confermata dalla profondità di Secchi (Fig. 5.1.1). A Gandria, valori minimi di $Z_{1\%}$ sono stati misurati in giugno (9.9 m) e dicembre (9.5 m). Il primo minimo è associato a un aumento dell'attenuazione della luce dovuto all'alta densità dei cianobatteri. A Melide e Figino valori minimi di $Z_{1\%}$ sono stati misurati in giugno (6.9 m) e luglio (7.3 m). $Z_{1\%}$ è stato massimo in primavera: 16.3 m a Gandria (inizio marzo), 19.0 m a Melide (inizio Febbraio) e 14.9 m a Figino (metà gennaio).

7.5. Produzione primaria

Nel 2016, la produzione primaria annuale (cumulativa) per unità di superficie ha raggiunto $414 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, $444 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Melide e $488 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Figino. I valori corrispondenti di produzione per unità di volume sono $40.1 \text{ g C m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, $39.9 \text{ g C m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ a Melide e $43.9 \text{ g C m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ a Figino. Questo gradiente di produttività fra Gandria a Figino conferma la situazione degli anni passati, mentre nel 2015 la produzione primaria è stata maggiore nel bacino nord.

L'andamento mensile della produzione primaria per unità di superficie (Figura 7.5.1) ha riflesso le dinamiche della concentrazione di clorofilla (Figure

7.3.1 e 7.3.3) e della biomassa di fitoplancton (Figura 7.2.1). In particolare, sono risultati evidenti gli effetti dei forti sviluppi di cianobatteri e alghe verdi all'inizio dell'estate in entrambi i bacini. Un confronto tra la biomassa del fitoplancton e la produzione primaria mostra che la produzione per unità biomassa è stata più debole nel bacino nord rispetto al bacino sud – una situazione che era stata osservata anche nel 2015. La ragione della questa differenza può risiedere nella distribuzione verticale del fitoplancton (Figura 7.3.1), che ha avuto un picco a profondità maggiori nel bacino nord rispetto al bacino sud, dove l'intensità della luce è più debole (Figura 7.4.2).

La produzione primaria per unità di volume (Figura 7.5.1) esprime la produzione ponderata per lo spessore della zona fotica ($Z_{1\%}$). L'andamento mensile della produzione per unità di volume è stato simile a quello della produzione per unità di superficie, eccetto nel periodo estivo nel bacino sud, durante il quale la produzione si è concentrata nelle acque superficiali (strato 0-10 m; Figura 7.3.1), causando valori di produzione volumetrica relativamente alti.

Tabella 7.1.1. Lago di Lugano, 2016: sviluppo delle principali specie (densità > 0.5 × 10⁶ cellule L⁻¹) di fitoplancton nello strato 0-20m (valori in 10⁶ cellule per litro).
Le densità ≥ 10 × 10⁶ cellule L⁻¹ sono indicate in grassetto.

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
Gennaio	<i>Planktothrix rubescens</i> (15.9) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (2.2) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.9) <i>Oscillatoria limnetica</i> (0.5)	<i>Planktothrix rubescens</i> (11.7) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.0) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.6) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.5)	<i>Planktothrix rubescens</i> (6.1) <i>Oscillatoria</i> sp. (1.0) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.8) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.6)
Febbraio	<i>Planktothrix rubescens</i> (10.8) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.3) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.2) <i>Oscillatoria</i> sp. (1.1) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.7)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.0) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.5) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.0)
Marzo	<i>Planktothrix rubescens</i> (9.5) <i>Oscillatoria limnetica</i> (5.4) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.1) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.8) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.5)	<i>Stephanodiscus parvus</i> (2.9) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (2.2) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.6)	<i>Stephanodiscus parvus med.</i> (11.0) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.9) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.3)
Aprile	<i>Oscillatoria limnetica</i> (7.3) <i>Planktothrix rubescens</i> (2.8) <i>Oscillatoria</i> sp. (1.1) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.8) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.8) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.8)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (8.4) <i>Stephanodiscus parvus</i> (5.4) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.3) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.9)	<i>Stephanodiscus parvus</i> (5.9) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (3.8) <i>Planktothrix rubescens</i> (2.4) <i>Fragilaria crotonensis</i> (2.3)
Maggio	<i>Oscillatoria limnetica</i> (86.7) <i>Planktothrix rubescens</i> (2.3) <i>Uroglena skujae</i> (2.0) <i>Cyclotella</i> sp. (0.7) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.6) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.6)	<i>Chrysochromulina</i> sp. (2.0) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.7) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.3) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.3) <i>Tribonema</i> sp. (0.9) <i>Uroglena skujae</i> (0.6)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.2) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.6) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.3) <i>Tribonema</i> sp. (0.7)
Giugno	<i>Oscillatoria limnetica</i> (241.9) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.2) <i>Div. centrales, cellule piccole</i> (1.3) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.6)	<i>Oscillatoria limnetica</i> (125.1) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.2)	<i>Oscillatoria limnetica</i> (98.3) <i>Oscillatoria</i> sp. (2.5) <i>Mougeotia</i> sp. (0.7)
Luglio	<i>Oscillatoria limnetica</i> (63.1) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> (5.8) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.0)	<i>Planktothrix rubescens</i> (41.2) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> gr. (5.8) <i>Oscillatoria</i> sp. (3.1)	<i>Oscillatoria limnetica</i> (29.8) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> (9.3) <i>Oscillatoria</i> sp. (4.6) <i>Pseudanabaena catenata</i> (2.0) <i>Rhodomonas, cellule medie</i> (1.2)
Agosto	<i>Oscillatoria limnetica</i> (6.3) <i>Oscillatoria</i> sp. (3.6) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.0) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> (1.4) <i>Kirchneriella pinguis</i> (1.3)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.1) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.7) <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (1.0) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.8) <i>Kirchneriella irregularis</i> (0.6)	<i>Monoraphidium contortum</i> (2.3) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.5) <i>Kirchneriella irregularis</i> (1.0) <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (0.7)
Settembre	<i>Oscillatoria limnetica</i> (14.8) <i>Planktothrix rubescens</i> (11.0) <i>Oscillatoria</i> sp. (2.2) <i>Pseudanabaena catenata</i> (2.0) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> Gr. (0.9) <i>Didymocystis</i> (0.7)	<i>Planktothrix rubescens</i> (14.5) <i>Oscillatoria</i> sp. (4.4) <i>Oscillatoria limnetica</i> (3.5) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.6)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.0) <i>Microcystis flos-aquae</i> (0.7)
Ottobre	<i>Oscillatoria limnetica</i> (12.8) <i>Planktothrix rubescens</i> (12.0) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (9.8) <i>Oscillatoria limnetica</i> (5.9) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.7) <i>Oscillatoria</i> sp. (1.3)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.3) <i>Fragilaria crotonensis</i> (2.1) <i>Chrysochromulina</i> (1.3) <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> (0.6)
Novembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (17.3) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.0) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.6)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.1) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.1) <i>Oscillatoria limnetica</i> (0.7) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.5)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.2)
Dicembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (13.2) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (13.2)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.8)

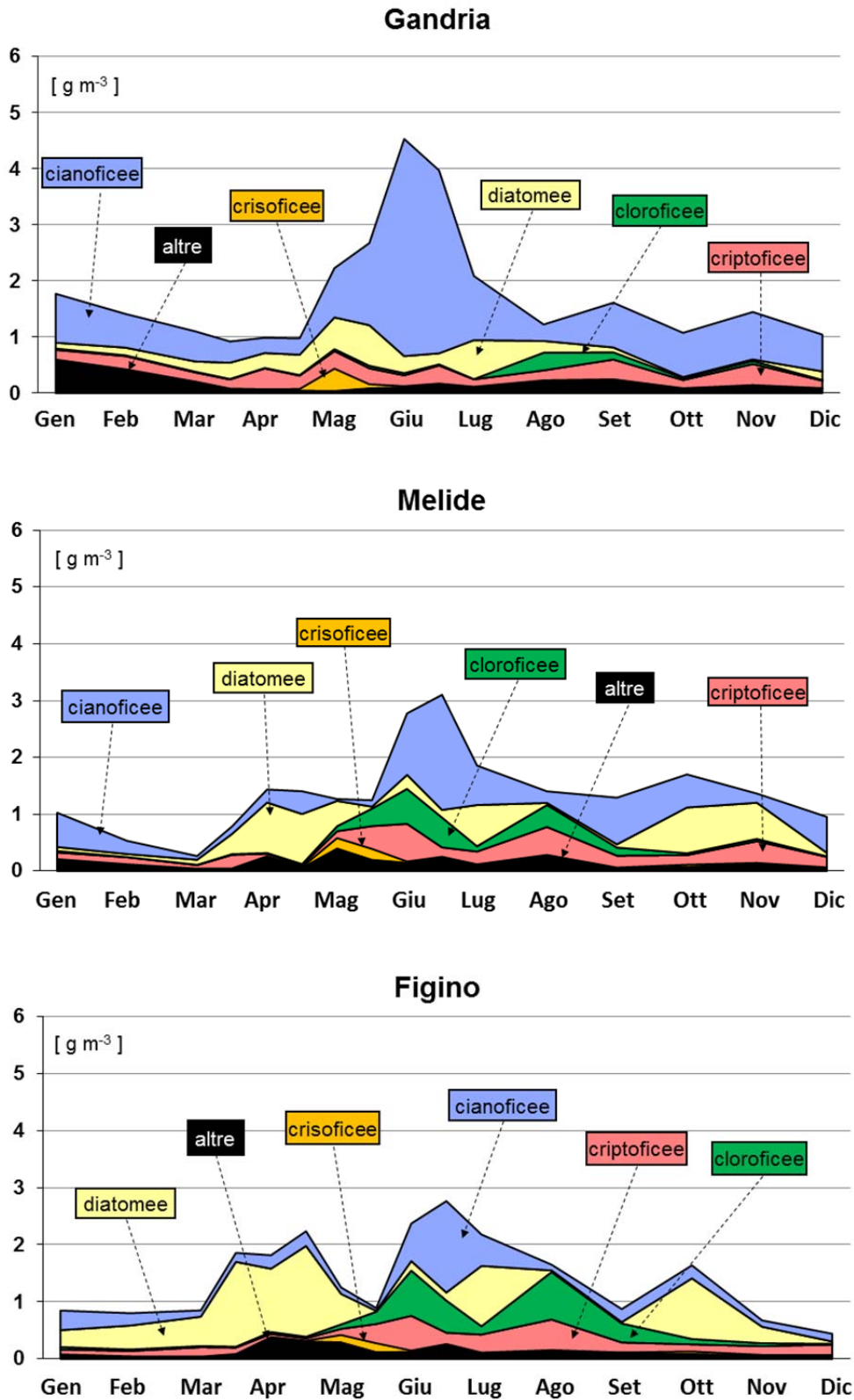


Figura 7.2.1. Andamento mensile delle biomasse dei maggiori gruppi di fitoplancton [g PF m⁻³].

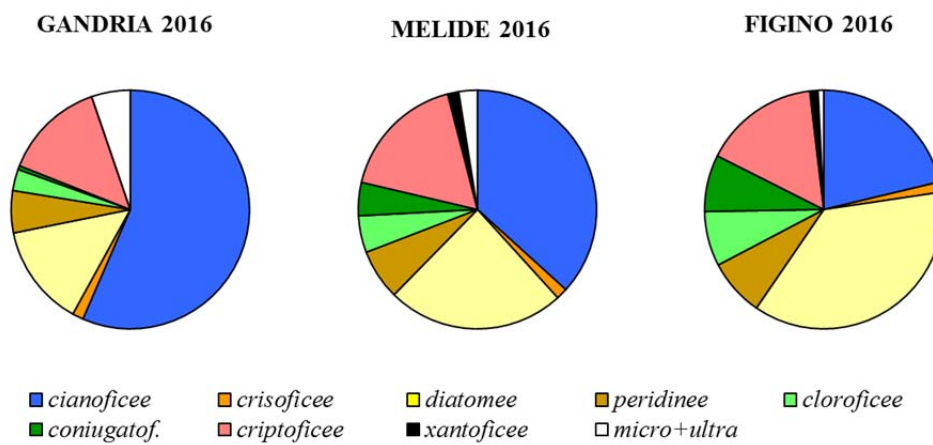


Figura 7.2.2. Composizione della biomassa media annua dei maggiori gruppi di fitoplancton.

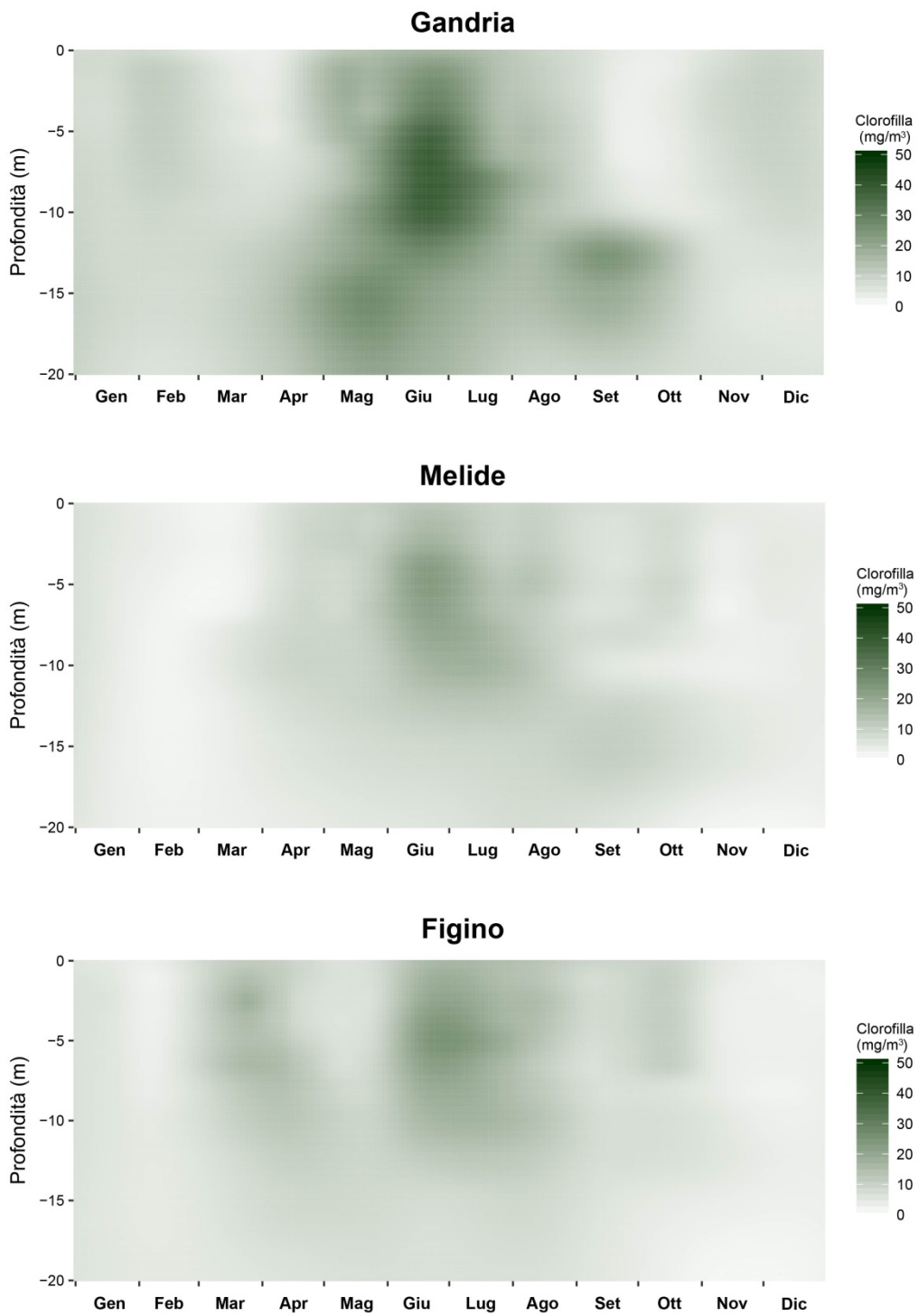


Figura 7.3.1. Densità della clorofilla a [mg m^{-3}] in profondità e nel corso dell'anno. L'interpolazione è stata eseguita mediante una funzione LOESS.



Figura 7.3.3. Andamento della clorofilla *a* [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno. I valori di novembre sono stati ottenuti mediante misura fluorimetrica (effettuata con la sonda multiparametrica).

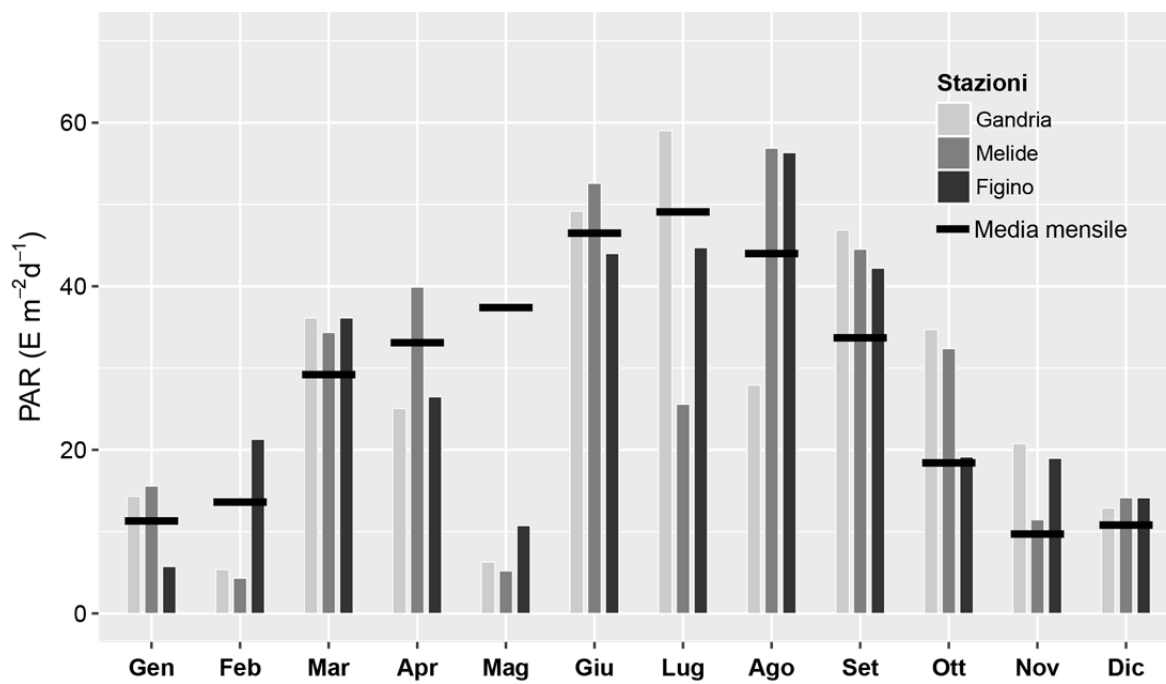


Figura 7.4.1. Valori giornalieri di PAR misurati durante i giorni di campionamento e valori medi mensili [$E m^{-2} d^{-1}$]. Dati di MeteoSwiss.

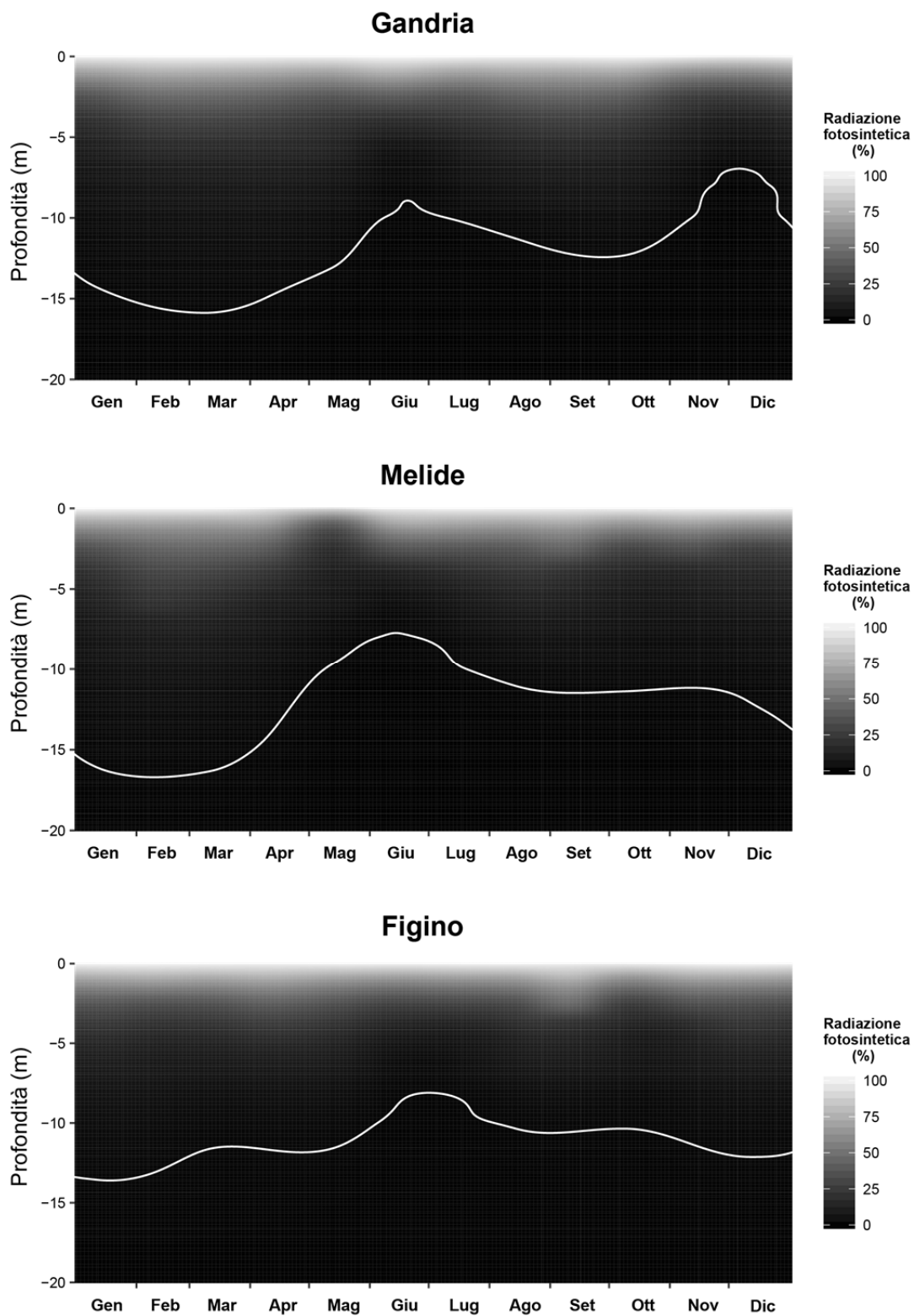


Figura 7.4.2. Radiazione fotosintetica [% PAR] in profondità e nel corso dell'anno. L'isolina corrispondente a $Z_{1\%}$, che indica la profondità massima della zona fotica, è indicata in bianco. L'interpolazione è stata eseguita mediante una funzione LOESS.

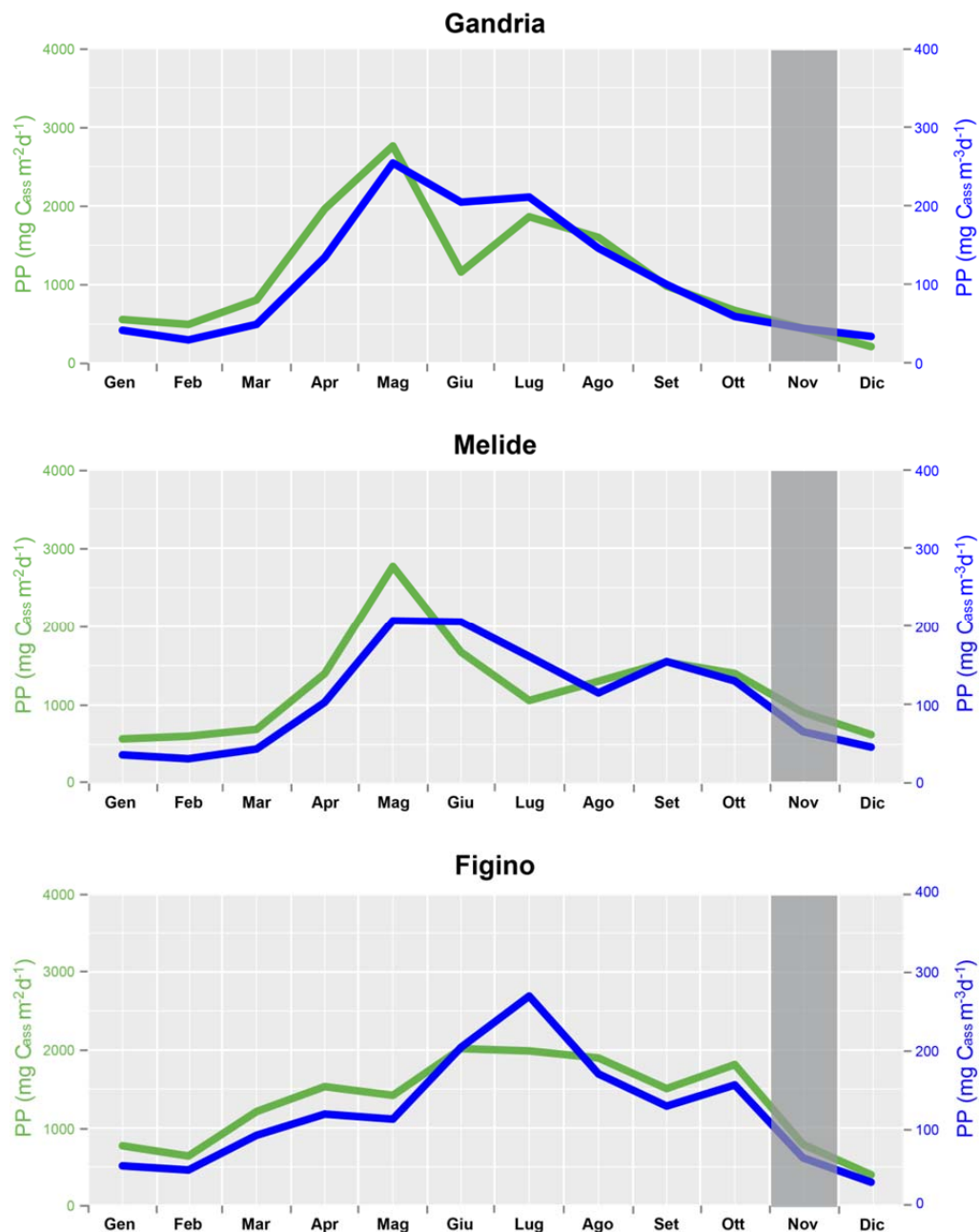


Figura 7.5.1. valori medi mensili della produzione primaria per unità di superficie [linea chiara, in $\text{mg C}_{\text{ass}} \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$] e per unità di volume [linea scura, in $\text{mg C}_{\text{ass}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$], misurati nella zona fotica. La zona grigia indica valori basati sulla misura fluorimetrica della clorofilla. Per il calcolo dei valori di novembre sono stati usati valori di clorofilla *a* ottenuti mediante misura fluorimetrica (effettuata con la sonda multiparametrica).

8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON

La categoria di zooplancton considerata dal programma di indagini è lo zooplancton da crostacei dell'ambiente pelagico, che viene raccolto presso le stazioni di Gandria, Melide e Figino [i metodi di raccolta e analisi sono descritti in Appendice II]. I risultati forniscono un quadro della diversità, della struttura tassonomica e della struttura trofica delle comunità presenti in ciascuna stazione e ogni mese dell'anno. A sua volta, l'esame delle comunità zooplanctoniche, congiuntamente all'analisi delle cenosi fitoplanctoniche (Capitolo 7), permette una valutazione comprensiva degli effetti del risanamento trofico e di altri cambiamenti ambientali (quali i cambiamenti climatici) sul funzionamento della rete trofica pelagica [Lepori & Roberts, 2017; Lepori *et al.*, 2017].

8.1. Diversità

Nel 2016, la comunità dello zooplancton da crostacei del Lago di Lugano è risultata composta da 12 specie, specificatamente:

- quattro specie di copepodi ciclopoidi (*Cyclops abyssorum*, *C. strenuus*, *Thermocyclops crassus* e *Mesocyclops leuckarti*);
- una specie di copepodi calanoidi (*Eudiaptomus gracilis*);
- due specie di cladoceri predatori (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*);
- quattro specie di cladoceri filtratori (*Bosmina longirostris*, *Eubosmina longicornis*, *Diaphanosoma brachiurum*, *Daphnia longispina* forma *hyalina* e *Daphnia galeata*), oltre a ibridi *D. longispina-galeata*.

La coesistenza di due specie di *Daphnia* (*D. longispina* e *D. galeata*) e dei loro ibridi è stata confermata da analisi genetiche condotte su esemplari raccolti durante il 2016 nel bacino sud del lago [Dr. Slawomir Cerbin, Adam Mickiewicz University, Poznan, Polonia, *comunicazione personale*]. Tuttavia, poiché la distinzione tra ibridi e forme parentali in base a caratteristiche morfologiche è perlomeno difficoltosa, nel programma di indagini tutte le dafnie sono state conteggiate (e continueranno a esserlo) in un'unica categoria tassonomica (*Daphnia longispina-galeata*). Mentre *D. longispina* è una specie autoctona, *D. galeata* ha probabilmente colonizzato il lago durante la fase di eutrofizzazione.

Rispetto al 2015, si è nuovamente osservata una popolazione di *B. longirostris*, anche se sparsa e limitata al bacino sud, mentre non è stato ritrovato *Cyclops vicinus*. Negli ultimi anni di indagini l'abbondanza di queste specie ha seguito dinamiche irregolari. E' quindi probabile che le condizioni ambientali offerte dal lago siano attualmente poco idonee al loro sviluppo.

8.2. Struttura tassonomica

Nel 2016, la densità media annuale dello zooplancton da crostacei (nauplii inclusi) è stata pari a 0.55×10^6 ind m^{-2} a Gandria, 0.89×10^6 ind m^{-2} a Melide e 0.85×10^6 ind m^{-2} a Figino. Le biomasse medie sono state pari a 2.3 g PS m^{-2} a Gandria, 3.3 g PS m^{-2} a Melide e 3.0 g PS m^{-2} a Figino. Queste densità e biomasse indicano che lo zooplancton è stato complessivamente scarso, in linea con la tendenza pluriennale alla diminuzione già osservata in recenti rapporti e studi [IST-SUPSI, 2015, 2016; Lepori & Roberts, 2017]. Nel 2016, tuttavia, la scarsità è stata accentuata dal modesto rifornimento di fosforo dovuto alle deboli circolazioni.

Dall'esame dell'andamento mensile delle densità (*non illustrato*) e delle biomasse (Figure 8.2.1 e 8.2.2) si desume infatti che la scarsità dello zooplancton è attribuibile, come negli anni precedenti (2014 e 2015), a uno scarso sviluppo dei cladoceri erbivori e dei copepodi calanoidi, e più particolarmente a un loro declino primaverile-estivo. Tra i cladoceri, le dafnie (*Daphniidae*), hanno mostrato picchi primaverili appena accennati alle stazioni di Gandria e di Figino, e sono apparse in crisi durante tutto il periodo estivo, in tutte le stazioni. Inoltre, nel 2016 non si è verificato lo sviluppo di *Diaphanosoma* (*Sididae*) che di solito contraddistingue il periodo autunnale (massima biomassa ≤ 0.01 g PS m^{-2}). I copepodi calanoidi sono pressoché scomparsi tra maggio e giugno, anche se sono riapparsi alla fine dell'estate, soprattutto a Figino.

La crisi dei cladoceri erbivori (*Daphnia*, *Diaphanosoma*) può essere attribuita alla scarsità di fosforo epilimnetico che ha caratterizzato il 2016 (Capitolo 6). E' infatti noto che lo sviluppo primaverile delle dafnie nei laghi prealpini è vincolato al rifornimento di fosforo durante la circolazione tardo-invernale. In anni in cui quest'approvvigionamento è soppresso o ridotto, tra i quali va sicuramente annoverato il 2016, lo sviluppo delle dafnie è ostacolato da un insieme di concause, comprendenti scarsità di cibo (fitoplancton edibile, comprendente piccole

diatomee, criptoficee e cloroficee coccali), insufficienza di fosforo nella composizione chimica del cibo stesso e forti sviluppi di cianobatteri [Manca *et al.*, 2015; Lepori *et al.*, 2017]. L'ipotesi di una stretta associazione tra dafnie e fosforo è suffragata anche dalle dinamiche osservate nel 2016. Per esempio, il picco primaverile di dafnia osservato a Melide (Figura 8.2.2) rispecchia il maggior rifornimento di fosforo epilimnetico verificatosi in questa stazione (Capitolo 6).

I copepodi calanoidi (*Eudiaptomus*) sono più resistenti dei cladoceri alla scarsità di fitoplancton e di fosforo epilimnetico [Straile & Geller, 1998], per cui la loro scomparsa estiva non può essere facilmente attribuita alla scarsità di fosforo. Nel Lago di Lugano la scomparsa estiva dei calanoidi appare coincidere con anni caldi, anche se i meccanismi di questa relazione restano per ora poco chiari [Lepori *et al.*, 2017].

Rispetto ai cladoceri e ai copepodi calanoidi, i copepodi ciclopoidi sono stati abbondanti tutto l'anno, e si sono confermati il gruppo mediamente più abbondante in termini di abbondanza e biomassa. La tenuta dei ciclopoidi si spiega con la minor dipendenza di questo gruppo dalla disponibilità di fitoplancton edibile. Infatti, i ciclopoidi sono organismi omnivori che si nutrono anche di detrito e animali più piccoli (ciliati, piccoli crostacei e rotiferi), due fonti alimentari che abbondano nel lago anche in periodi in cui il fosforo epilimnetico scarseggia. Tuttavia, nel 2016, la composizione dei ciclopoidi è stata dominata da due sole specie, *Cyclops abyssorum* e *C. strenuus*. Gli altri ciclopoidi normalmente abbondanti nel lago, *Mesocyclops leuckarti* e *Thermocyclops crassus*, hanno mostrato sviluppi modesti e tardivi, probabilmente perché queste specie, più piccole, si nutrono in maggior misura di fitoplancton edibile.

Gli altri gruppi tassonomici sono stati complessivamente poco abbondanti. Le bosmine (Bosminidae) sono apparse in densità e biomasse apprezzabili solo a Melide e Figino (massimo: 0.85 g m⁻², Melide, aprile). Il cladocero predatore *Leptodora* (Leptodoridae) ha mostrato il consueto sviluppo estivo-autunnale (massimo: 0.39 g PS m⁻², Melide, luglio), mentre la forte crescita del cladocero non-nativo *Bythotrephes* (Cercopagididae) documentata lo scorso anno [IST, 2016] è apparsa almeno temporaneamente interrotta: nel 2016, le sue densità non hanno superato 0.34 g PS m⁻² (Figino, giugno).

8.3. Struttura trofica

La struttura trofica delle comunità di zooplancton da crostacei (Figura 8.3.1) rispecchia le dinamiche delle categorie tassonomiche più abbondanti, in particolare le dafnie e i copepodi calanoidi (*Eudiaptomus*) tra gli erbivori e i copepodi ciclopoidi (*Cyclops* spp.) tra gli omnivori. La scarsità primaverile-estiva delle dafnie e di *Eudiaptomus* si è quindi tradotta in una proporzionale scarsità della categoria trofica degli erbivori, i cui sviluppi sono stati modesti e circoscritti ai periodi primaverili (a Melide) e autunnali (a Figino). Viceversa, in estate (giugno-agosto), la composizione trofica della comunità zooplanctonica è stata dominata da organismi omnivori.

Queste dinamiche replicano quelle già osservate in altri anni meteorologicamente caldi e contraddistinti da un modesto rifornimento di fosforo durante la circolazione tardo-invernale, quali il 2014. Questo quadro di condizioni ambientali ha quindi effetti asimmetrici sulle catene alimentari del lago, sfavorendo maggiormente la catena basata sulle alghe (alghe → erbivori) rispetto a quella basata sul detrito (detrito → detritivori). Quest'effetto ha conseguenze in apparenza paradossali, poiché in anni in cui il rifornimento di fosforo è ridotto la crisi degli erbivori può contribuire a determinare forti sviluppi estivi di biomassa fitoplanctonica [Capitolo 7, Lepori *et al.*, 2017].

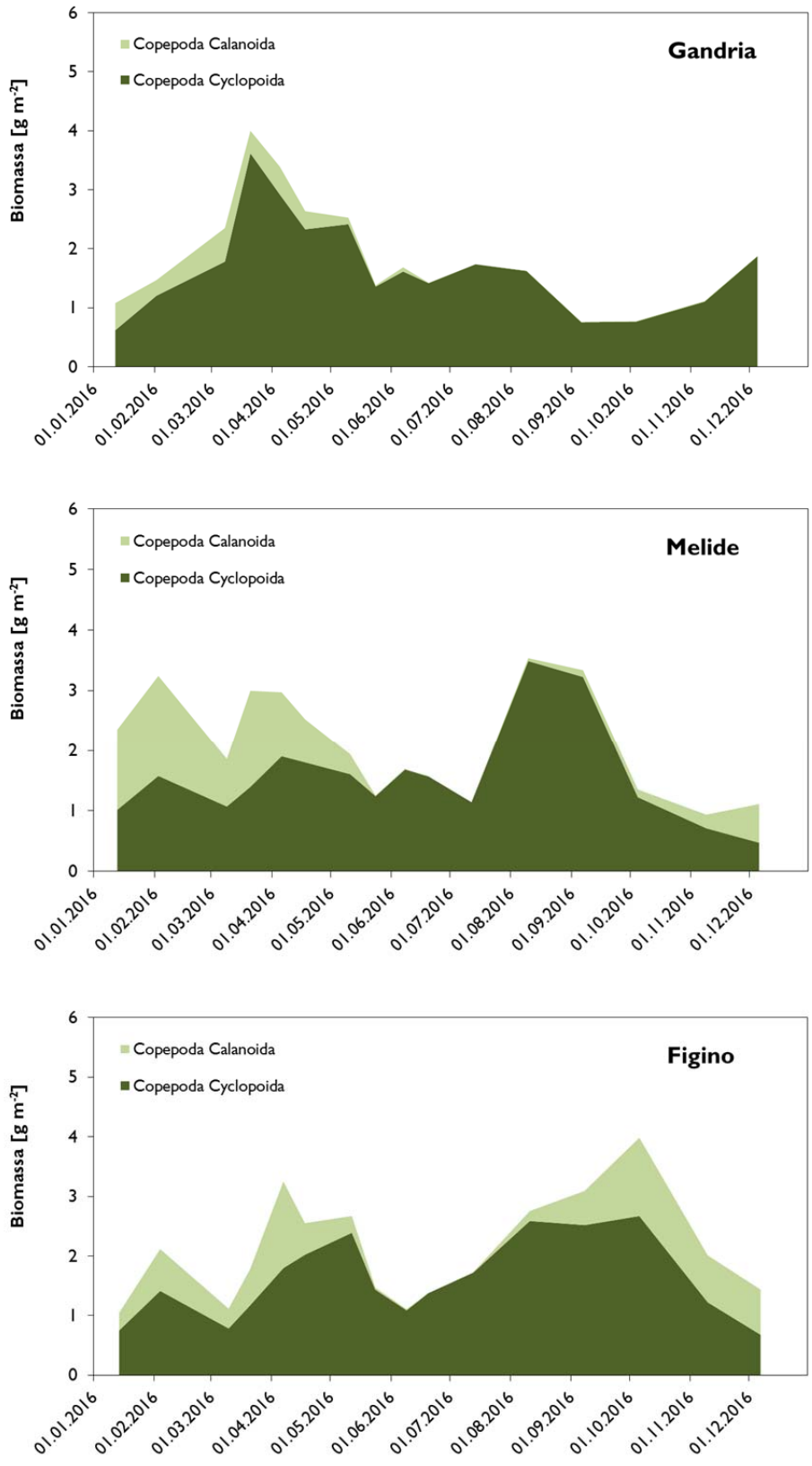


Figura 8.2.1. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della biomassa dei copepodi [g PS m⁻²].

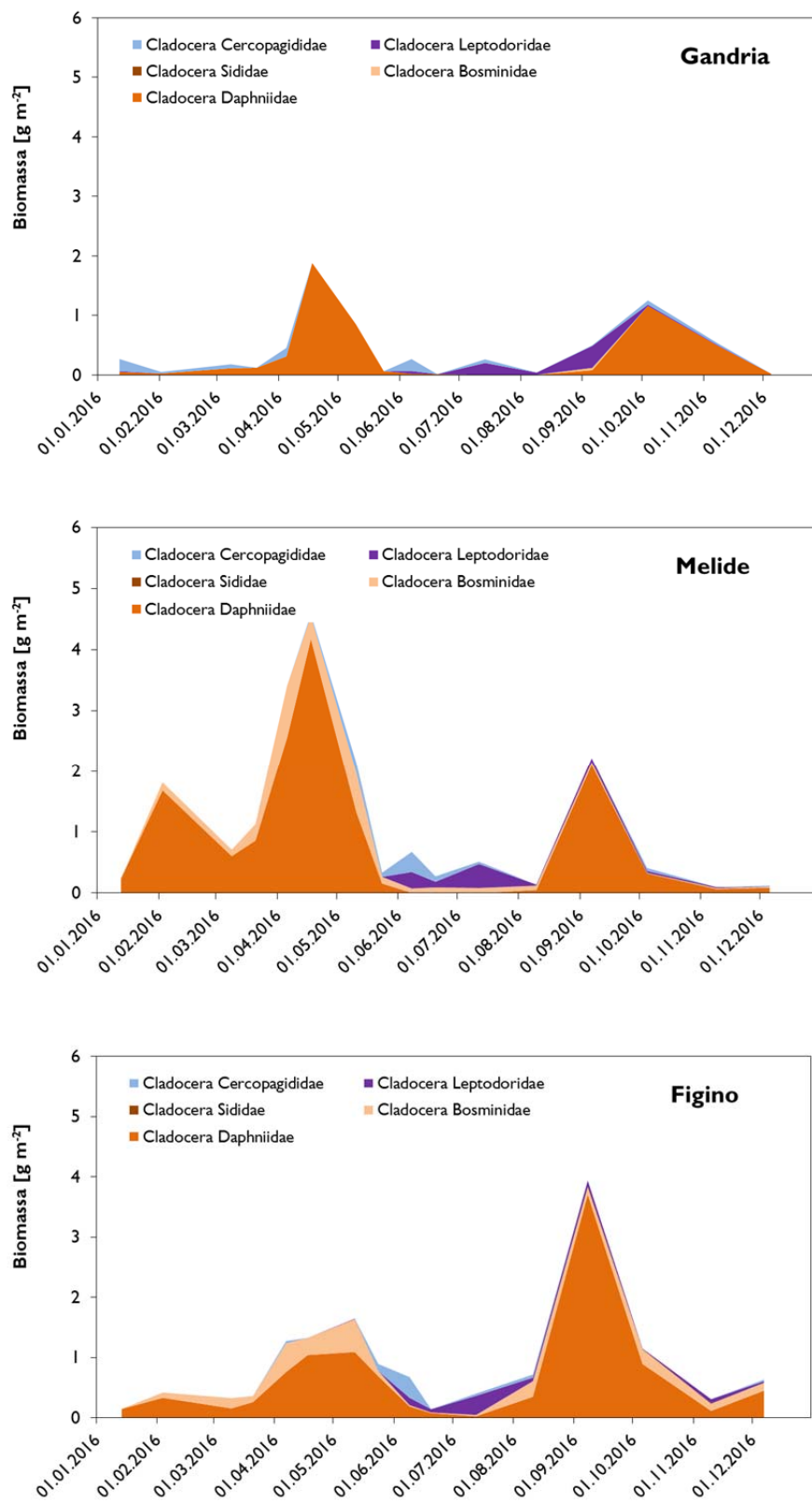


Figura 8.2.2. Lago di Lugano, 2016: andamento mensile della biomassa dei cladoceri [g PS m⁻²].

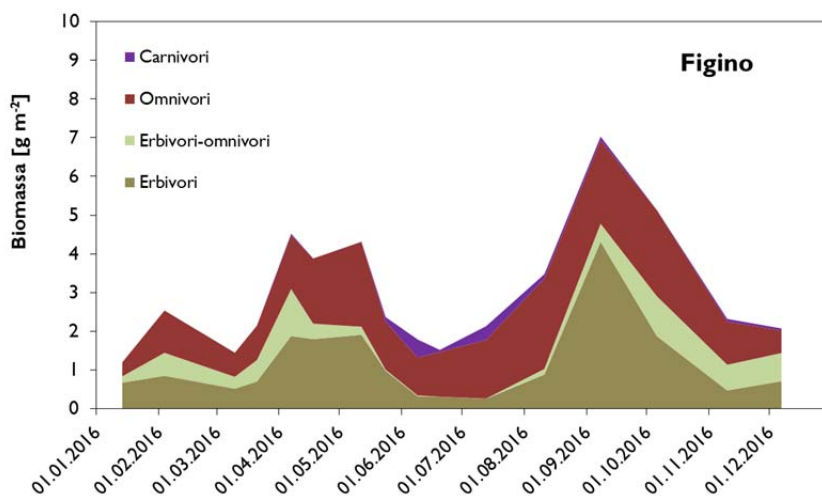
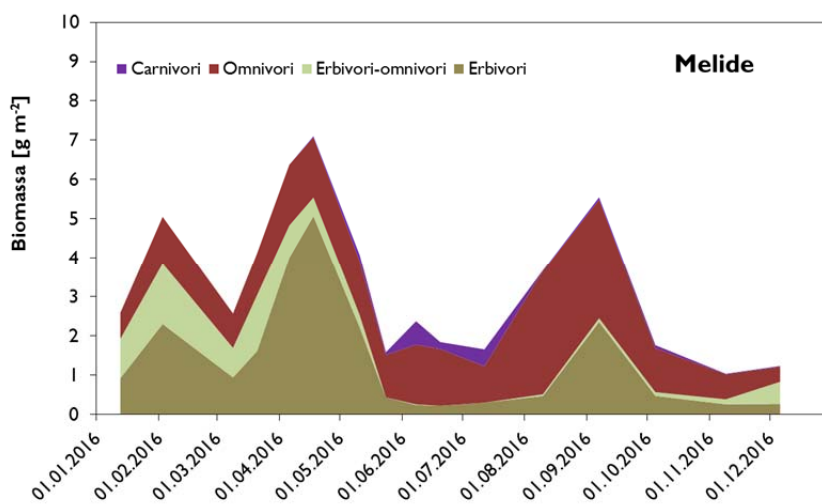
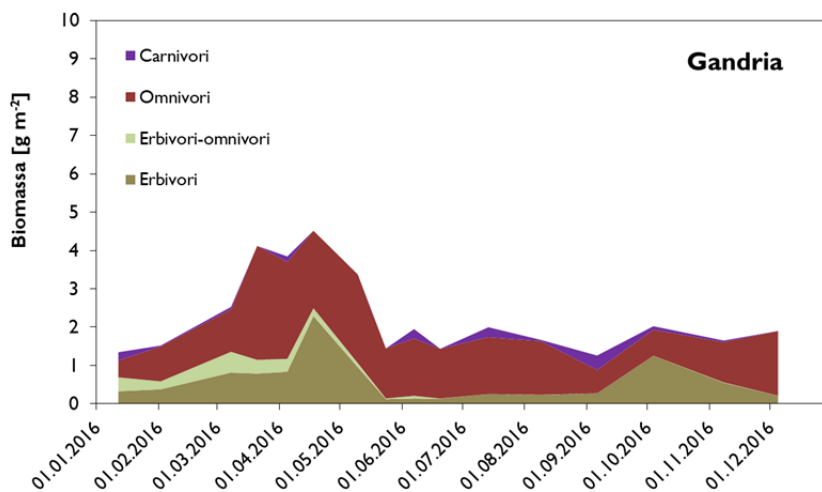


Figura 8.3.3 Lago di Lugano, 2015: andamento mensile della biomassa delle categorie trofiche dello zooplancton da crostacei pelagico [g PS m⁻²].

9. CONCLUSIONI

Il 2016 è stato uno degli anni più caldi del periodo di indagini e la mitezza dell'inverno 2015-2016 ha influenzato la maggior parte delle dinamiche limnologiche riscontrate durante la campagna di indagini.

I corsi d'acqua (tributari e emissario) hanno mostrato temperature complessivamente superiori alla norma, a riflesso della tendenza al riscaldamento osservata in un recente studio di approfondimento [Lepori *et al.*, 2015]. La qualità delle acque dei tributari è risultata soddisfacente nella maggior parte dei casi, ma in tre corsi d'acqua (Bolletta, Cassarate e Veduggio) sono state nuovamente rilevate condizioni potenzialmente tossiche per organismi acquatici, dovute a eccessive concentrazioni di ammonio e nitriti. Inoltre, la qualità delle acque di un tributario del bacino sud (Rio Bolletta) è apparsa insoddisfacente anche per le elevate concentrazioni di fosforo e sostanza organica disciolta, che attestano un grado di inquinamento organico cronico e sostanziale delle sue acque.

I carichi esterni di fosforo sono stati tra i più bassi registrati durante l'intero periodo di indagini (1983-2016). Questo risultato conferma una tendenza pluriennale verso la diminuzione dei carichi in atto da quasi quattro decenni [Lepori & Roberts, 2017]. Grazie a questa diminuzione, i carichi di fosforo gravanti sul bacino nord hanno ormai essenzialmente raggiunto l'obiettivo di 18 t fissato dal programma di risanamento [Barbieri e Mosello, 1992]. Per la prima volta dell'inizio del programma di indagini, nel 2016, anche i carichi misurati nel bacino sud parrebbero adempiere all'obiettivo di risanamento, che per questo bacino è stato posto a 22 t. Tuttavia, un tributario del bacino nord (Livone) e due tributari del bacino sud (Rio Bolletta e Laveggio) mostrano carichi areali superiori ai rispettivi obiettivi di risanamento, posti a 74 e 39 mg TP m⁻² a⁻¹. Inoltre, a causa dei deflussi inferiori alle norme pluriennali, del campionamento non rappresentativo dei corsi d'acqua (avvenuto spesso in condizioni di portata inferiore alle medie annuali) e delle basse concentrazioni di fosforo nel bacino nord (che influenzano il carico del bacino sud) è probabile che i carichi misurati nel 2016 sottostimino i carichi medi attuali. Complessivamente, quindi, i risultati della campagna di indagini del 2016 indicano una chiara tendenza al miglioramento, ma la conformità dei carichi di fosforo agli obiettivi di risanamento dovrà essere verificata su un arco temporale più lungo.

Nel lago, l'inverno mite 2015-2016, unitamente alla scarsa attività eolica tardo-invernale, ha determinato una circolazione debole e incompleta sia nel bacino nord che nel bacino sud. Anche nel 2016, come già nel 2014, la colonna d'acqua del bacino sud (normalmente oloimittico) non si è completamente de-stratificata. Le deboli circolazioni hanno determinato dinamiche fisiche, chimiche e biologiche inconsuete durante il resto dell'anno.

Per quel che riguarda gli aspetti fisici, le deboli circolazioni hanno impedito il raffreddamento delle acque più profonde e, conseguentemente, hanno permesso all'ipolimnio di continuare ad accumulare calore. Nel 2016, le temperature ipolimnetiche del lago hanno quindi raggiunto valori elevati, pari a 5.8°C nel bacino nord e 6.4-6.5°C nel bacino sud.

Per quel che riguarda gli aspetti chimici, le conseguenze più importanti dal punto di vista limnologico riguardano l'inefficace (Melide) o mancata (Figino) ossigenazione delle acque profonde del bacino sud, e lo scarso rifornimento di macronutrienti (fosforo e silice) nello strato produttivo di tutto il lago (soprattutto a Gandria e Figino). Nel bacino sud, dove normalmente l'ossigenazione conseguente la circolazione si spinge fin sul fondo, l'anossia quasi ininterrotta ha favorito il rilascio di fosforo e sostanze ridotte da parte dei sedimenti durante la maggior parte dell'anno. Inoltre, a Figino, lo strato anossico si è esteso verticalmente fino a raggiungere quasi i due terzi della colonna d'acqua (30 m di profondità).

Il rifornimento di fosforo e silice è stato minimo, in particolare nel bacino nord, dove le concentrazioni di fosforo alla circolazione sono risultate le più basse dall'inizio della campagna di indagini. Tuttavia, concentrazioni di macronutrienti sostanzialmente inferiori alla media sono state riscontrate anche a Figino. Nel bacino nord, le concentrazioni medie di fosforo nel mixolimnio (0 m - 100 m) sono state relativamente basse ($26 \mu\text{g L}^{-1}$) e conformi all'obiettivo del programma di risanamento (posto a $30 \mu\text{g L}^{-1}$). Nel bacino sud le concentrazioni corrispondenti (0 m – fondo) sono state ancora leggermente superiori agli obiettivi ($33-41 \mu\text{g L}^{-1}$), anche se appaiono in calo.

Per quel che riguarda gli aspetti biologici, il fitoplancton ha mostrato andamenti stagionali atipici, tra i quali spiccano un modesto sviluppo primaverile (sono stati particolarmente modesti gli sviluppi di diatomee e criptoficee che normalmente contraddistinguono questa stagione) e un forte sviluppo estivo di

cianobatteri (in tutto il lago) e alghe verdi (soprattutto nel bacino sud). Il debole sviluppo di diatomee e criptoficee primaverile va attribuito al debole rifornimento di fosforo e silice. Lo sviluppo estivo di cianoficee e cloroficee è invece dovuto a un insieme di cause più complesso ma per ora meno compreso, che probabilmente annovera la debole circolazione, la stabilità del termoclino e il ridotto consumo da parte dello zooplancton erbivoro [Posch *et al.*, 2012]. Come negli scorsi anni, lo sviluppo estivo di cianoficee è stato più marcato nel bacino nord, dove è probabilmente favorito da una trasparenza delle acque leggermente maggiore (le cianoficee dell'ordine delle Oscillatoriales, che dominano i popolamenti estivi del lago, vivono attorno al termoclino e la loro crescita è spesso limitata dalla luce). Il forte sviluppo estivo di cianobatteri e cloroficee ha contribuito a mantenere la produzione primaria ben al di sopra degli obiettivi di risanamento, posti a $150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ [Imboden, 1992], nonostante la scarsità di fosforo.

Come già nel 2014 (e parzialmente nel 2015) lo zooplancton da crostacei è risultato scarso, a causa dei modesti sviluppi di cladoceri erbivori (*Daphnia* e *Diaphanosoma*) e della crisi estiva dei copepodi calanoidi (*Eudiaptomus*). Anche se nel lago è in corso una lenta e pluriennale diminuzione dello zooplancton erbivoro [Lepori & Roberts, 2017], la scarsità osservata nel 2016 è stata amplificata dalla carenza di fosforo e di fitoplancton edibile (diatomee centriche, criptoficee, cloroficee coccali) conseguente la debole circolazione. La crisi estiva dei calanoidi, osservata da ormai tre anni a questa parte, sembra inoltre coincidere con anni particolarmente caldi, anche se i meccanismi di questa relazione restano per ora oscuri [Lepori *et al.*, 2017]. Nel 2016, la comunità zooplanctonica (da crostacei) è stata dominata da copepodi ciclopoidi, organismi omnivori che traggono risorse anche dalla catena detritivora (detrito, ciliati, piccoli rotiferi) e quindi dipendono in minor misura dalla disponibilità di fitoplancton edibile. Le dinamiche osservate nel 2016 ricalcano quelle già riscontrate nel 2014, e mostrano come in anni caratterizzati da circolazioni deboli e temperature elevate la struttura e il funzionamento dell'ecosistema si alterino, sfavorendo la catena alimentare fondata sulle alghe (alghe edibili → zooplancton erbivoro) rispetto a quella fondata sul detrito (detrito → zooplancton omnivoro).

Complessivamente, il 2016 è stato un anno anomalo, segnato da un inverno eccezionalmente mite e da circolazioni corrispondentemente deboli. I risultati della campagna del 2016 (come già quelli della campagna del 2014, un anno per molti

aspetti simile), documentano quindi la forte influenza delle variazioni climatiche sul funzionamento dell'ecosistema lacustre. Per ora, anni come il 2016 (e il 2014) possono probabilmente essere considerati come inconsueti rispetto a un intervallo di variabilità naturale. Tuttavia, considerato che il riscaldamento globale farà probabilmente aumentare le temperature invernali sul bacino del lago durante i prossimi decenni [Lepori *et al.*, 2015; Lepori & Roberts, 2015], si può supporre che condizioni simili a quelle osservate nel 2014 e nel 2016 diventino più frequenti in futuro. I risultati presentati in questo rapporto dimostrano che anni caratterizzati da inverni miti e deboli circolazioni possono sfavorire l'ossigenazione delle acque profonde e favorire forti sviluppi estivi di cianobatteri e alghe verdi. Per cui, anni come questi possono rafforzare alcuni dei sintomi di eutrofizzazione (deossigenazione delle acque profonde, eccessiva produzione primaria) contro i quali è stato fondato il programma di risanamento trofico del lago. Nei prossimi anni sarà quindi importante determinare in quale misura i cambiamenti climatici in atto andranno a influire sul recupero trofico del lago, e se le attuali misure d'intervento saranno sufficienti a raggiungere gli obiettivi prefissati, o richiederanno adeguamenti per tener conto delle interazioni emergenti tra clima e stato trofico delle acque.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano l'Ufficio federale dell'ambiente, l'Ufficio federale di meteorologia e climatologia (MeteoSvizzera), l' Ufficio dell'aria, del clima e delle energie rinnovabili del Canton Ticino e i gestori degli impianti di depurazione di Lugano, Mendrisio, Pian Scairolo e Cassarate per la cortese fornitura dei dati.

Particolari ringraziamenti vanno a Marco Simona per l'identificazione del fitoplancton e l'accompagnamento scientifico e a Giuseppe Ranieri, responsabile del Laboratorio della Sezione Protezione Aria, Acqua e Suolo (UMAM-SPAAS) per la costante collaborazione.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri, A., & Mosello, R., 1992. Chemistry and trophic evolution of Lake Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic sciences*, 54, 219-237.
- 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.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2012. Canadian environmental quality guidelines. Disponibile presso: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>
- Consiglio Federale Svizzero (CFS), 2017. Ordinanza sulla protezione delle acque. Disponibile presso: www.admin.ch/opc/it/classified-compilation/19983281/index.html
- Dipartimento dell'Ambiente [del Cantone Ticino] (DA), 1982. Il Lago Ceresio. Stato delle sue acque, obiettivi, misure d'intervento. Bellinzona, 85 pp.
- Dodds, W.K., Jones, J.R., & Welch, E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32, 1455-1462.
- 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.
- Franchini, F., Lepori, F., & Bruder, A. (2017). Improving estimates of primary production in lakes: a test and a case study from a peri-alpine lake (Lake Lugano). *Inland Waters*, 7, 77-87.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., et al., 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Imboden, D.M., 1992. Possibilities and limitations of lake restoration: Conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 54, 381-390.
- Istituto scienze della Terra (IST). 2016. *Annuario idrologico del Cantone Ticino 2015*.
- Istituto scienze della Terra (IST), 2015. *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013-15. Campagna*

2014. Istituto scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana, Canobbio.
- Istituto scienze della Terra (IST), 2016. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013-15. Campagna 2015 e rapporto triennale 2013-2015. Istituto scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana, Canobbio.
- Lepori, F., & Roberts, J.J., 2015. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): What are the climatic drivers? *Journal of Great Lakes Research* 41, 973-981.
- Lepori, F. and Roberts, J.J., 2017. Effects of internal phosphorus loadings and food-web structure on the recovery of a deep lake from eutrophication. *Journal of Great Lakes Research*, 43, 255-264.
- Lepori, F., Pozzoni, M. and Pera, S., 2015. What Drives Warming Trends in Streams? A Case Study from the Alpine Foothills. *River Research and Applications*, 31, 663-675.
- Lepori, F., Roberts, J.J., Schmidt, T.S., 2017. A paradox of warming in a deep perialpine lake. *Submitted manuscript*.
- Mahowald, N., Jickells, T.D., Baker, A.R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C.R., Bergametti, G., Bond, T.C., Chen, Y., Cohen, D.D., Herut, B., & Kubilay, N., 2008. Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. *Global Biogeochemical Cycles*, 22.
- Meteosvizzera (Ufficio federale di Meteorologia e climatologia). 2016. Dati disponibili presso: <http://www.meteosvizzera.admin.ch/home/servizi-e-pubblicazioni/consulenza-e-servizi/portale-dati-per-l-insegnamento-e-la-ricerca-idaweb.html>
- Ministry of Water, Land and Air Protection, Government of British Columbia (MWLAP), 2001. Water Quality Criteria for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia). Overview Report. Disponibile presso: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/nitrogen/>
- Pareeth, S, Bresciani, M, Buzzi, F, Leoni, B, Lepori, F, Ludovisi, A, Morabito, G, Adrian, R, Neteler, M, & Salmaso, N., 2017. Warming trends of perialpine lakes from homogenised time series of historical satellite and in-situ data. *Science of The Total Environment*, 578, 417-26.

- Posch, T., Köster, O., Salcher, M.M., & Pernthaler, J., 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change*, 2, 809-813.
- Resource Modelling Associates. RMA-11 documents. Governing equations for heat budget computation. Disponibile presso:
<http://ikingrma.iinet.net.au/CHAP4a.pdf>
- Rogora, M., Mosello, R., Kamburska, L., Salmaso, N., Cerasino, L., Leoni, B., Garibaldi, L., Soler, V., Lepori, F., Colombo, L., & Buzzi, F., 2015. Recent trends in chloride and sodium concentrations in the deep subalpine lakes (Northern Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 19013-19026.
- Straile D., Geller W., 1998. Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. *Advances in Limnology*, 53, 255-74.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2012. Water quality standards for surface waters. Disponibile presso:
<http://water.epa.gov/scitech/snrguidance/standards/>
- Winter, T.C., Buso, D.C., Rosenberry, D.O., Likens, G.E., Sturrock, A.M., & Mau, D.P., 2003. Evaporation determined by the energy-budget method for Mirror Lake, New Hampshire. *Limnology and Oceanography*, 48, 995-1009.

AUTORI E COLLABORATORI

Responsabile del programma

Fabio Lepori Idrobiologo

Autori

Andreas Bruder Idrobiologo

Fabio Lepori Idrobiologo

Maurizio Pozzoni Idrologo

Collaboratori

Stefano Beatrizotti Collaboratore tecnico

Christian Ciccarelli Laboratorista

Paola Da Rold-Lanfranchi Laboratorista

David Fontana Laboratorista

Attilio Pirolini Laboratorista

Giuseppe Ranieri Chimico

Viviana Regazzoni Collaboratrice esterna

Stefano Rioggi Collaboratore tecnico

Mirko Sargenti Laboratorista

Claudia Sartori Laboratorista

Marco Simona Idrobiologo

Manuela Simoni-Vassalli Laboratorista

Indirizzo degli autori

Istituto Scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della svizzera

Italiana (SUPSI)

Campus Trevano

CH - 6952 Canobbio

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:

Cipais: Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere

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: Simboli e unità di misura

CHIMICA E FISICA

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]
DIN :	azoto inorganico disciolto (NO ₂ + NO ₃ +NH ₄ ⁺)	[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]
Q* :	quantità di calore	[cal cm ⁻² d ⁻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 _{1%} :	profondità della zona fotica	[m]

ZOOPLANCTON

	densità dei crostacei	[ind m ⁻²]
	biomassa dei crostacei (peso secco)	[g PS m ⁻²]

STATISTICA

%ile:	percentile
d.s.:	deviazione standard

ABBREVIAZIONI

BN:	bacino nord
BS:	bacino sud

† 1E (Einstein) ≡ 1mole 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 4. I carichi dei maggiori nutrienti (TP, TN, DIC e SiO₂) 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]. Per i tributari Veduggio, Cassarate e Laveggio, i carichi di N e P sono stati misurati anche in base a campioni raccolti settimanalmente mediante campionatori automatici. Infine, per i due bacini del lago sono stati stimati i carichi esterni totali di P e N sommando i contributi provenienti da [1] i tributari maggiori, [2] i bacini non campionati (rappresentanti il 41% dell'area del bacino imbrifero del bacino nord e il 29 % del bacino imbrifero del bacino sud), [3] gli abitanti rivieraschi e gli scaricatori di piena al lago (ARSPL), [4] le deposizioni atmosferiche sul bacino lacustre e, per il bacino sud, [5] l'importo ricevuto dal bacino nord tramite il canale che collega i due bacini a Melide. In questo rapporto, i carichi provenienti dai bacini non campionati sono stati stimati tenendo conto del carico idraulico (aggiornato al 2016), dell'uso del territorio e delle deposizioni atmosferiche [Ferrario, 2009]. I contributi dovuti agli abitanti rivieraschi sono stati stimati in base al numero di abitanti non connessi a sistemi di depurazione e a valori medi di produzione annuale di TN e TP per abitante [Ferrario, 2009]. I dati sulle deposizioni atmosferiche di azoto sono stati forniti dall'Ufficio dell'aria, del clima e delle energie rinnovabili del Cantone Ticino, mentre le deposizioni di fosforo sono state stimate in base a un modello di deposizione globale [Mahowald *et al.*, 2008].

Criteria per la classificazione dello stato trofico dei corsi d'acqua [Dodds *et al.*, 1998]

Criterio	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia
TP ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	< 25	25 - 75	> 75

Criteria per la classificazione dello stato saprobico [Gordon *et al.*, 2004; CFS, 2017]

Criterio	Trascurabile	Medio	Elevato
BOD ₅ ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	< 2	2 - 4	> 4
DOC (mg C L^{-1})	< 1	1 - 4	> 4

Criteria relativi al grado di tossicità [MWLAP, 2001; CCME, 2012; US- EPA, 2012]

Criterio	Tossicità cronica	Tossicità acuta
Cl ⁻ (mg L^{-1})	< 120 – 230	> 230
NH ₄ ⁺ (mg N L^{-1})	T >10°C: ≤ 0.2 T <10°C: ≤ 0.4	
NO ₂ ($\mu\text{g N L}^{-1}$)	< 20-100, secondo il tenore di cloruro	

Capitolo 5. I dati riguardanti il livello del lago a Melide-Ferrara sono stati ottenuti dall'Ufficio Federale dell'Ambiente, Divisione Idrologia, Sezione Idrometria. 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. Gli scambi di calore [$\text{cal cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$] sono stati calcolati a partire

dalle variazioni di contenuto calorico della colonna d'acqua, a loro volta calcolati in base ai dati di temperatura [°C].

Il bilancio calorico e la stabilità della colonna d'acqua sono stati determinati separatamente per i due bacini del lago (nord, rappresentato dalla stazione di Gandria e sud, rappresentato dalla stazione di Melide). L'equazione usata per il calcolo del bilancio calorico può essere espressa come segue:

$$Q_t = Q_{se} - Q_b - Q_e - Q_h - Q_a$$

dove:

- Q_t = flusso di calore netto all'interfaccia acqua-aria
- Q_{se} = flusso di calore radiativo solare (netto)
- Q_b = flusso di calore dovuto a radiazioni a onda lunga (netto)
- Q_e = flusso di calore per evaporazione
- Q_h = flusso di calore per conduzione
- Q_a = flusso di calore per avvezione

Le componenti Q_{se} , Q_b , Q_e e Q_h sono state calcolate mediante le equazioni usate dal modello di qualità delle acque RMA-11, mentre la componente Q_a è stata calcolata in base ai flussi di acqua in entrata e uscita nel/dal lago e alle loro temperature [Winter *et al.*, 2003]. I dati di temperatura dell'aria, temperatura di bulbo umido, pressione atmosferica, nuvolosità, radiazione globale, velocità del vento e precipitazioni usati nel calcolo del bilancio sono stati ottenuti da MeteoSvizzera e si riferiscono alla stazione di Lugano. I dati di portata impiegati nel calcolo dei processi di avvezione sono stati ottenuti dall'Osservatorio Ambientale della Svizzera Italiana (OASI). I dati di temperatura delle acque sono stati raccolti durante la presente campagna di indagini.

La profondità di mescolamento Z_{mix} delle acque del lago (m) è stata stimata a partire da due stime diverse: una stima basata sulla conducibilità (Z_{mix} conducibilità, la profondità alla quale la conducibilità differisce di almeno $3 \mu S \text{ cm}^{-1}$ dal valore di superficie) e una stima basata sulla temperatura (Z_{mix} temperatura, la profondità alla quale la temperatura differisce di almeno $0.3^\circ C$ dal valore di superficie). In entrambi i casi il valore di superficie è stato definito come il valore mediano dei valori misurati tra 0 e 2 m di profondità, mentre Z_{mix} è stata definita come il minimo tra Z_{mix} conducibilità e Z_{mix} temperatura. Sia i dati di temperatura che di conducibilità sono stati raccolti durante la presente campagna.

La stabilità di un lago (S , in $J \text{ m}^{-2}$) 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 usando un'equazione sviluppata per il lago di Costanza, usando i dati precedentemente descritti.

Capitolo 7. I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante la maggior parte dell'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile (marzo-giugno). Complessivamente, in ogni stazione sono stati raccolti e analizzati 16 campioni integrali sulla colonna d'acqua compresa tra 0 e 20 m. Tutti i campioni sono stati raccolti mediante pescate verticali eseguite con un retino da plancton (maglia: 20 μm). Per determinare la concentrazione della clorofilla *a* sono stati raccolti campioni d'acqua a profondità discrete (tra 0.4 m e 20 m) e un campione integrale nell'intero strato trofogeno (0-20 m). Questi campioni sono stati raccolti con frequenza quindicinale tra marzo e ottobre e mensile in inverno. La clorofilla *a* estratta da questi campioni (per filtrazione e estrazione in etanolo) è stata misurata in laboratorio per via spettrofotometrica. Inoltre, a partire da agosto clorofilla *a*, ficocianina e torbidità sono state misurate anche con un fluorimetro installato sulla sonda multiparametrica. L'intensità della PAR (photosynthetically active radiation) in superficie è stata misurata presso la stazione meteorologica di Lugano - Biblioteca Cantonale (MeteoSwiss). Inoltre, valori istantanei di PAR sono stati misurati mensilmente in superficie e a profondità discrete nello strato produttivo del lago (0-20 m). Queste misure hanno permesso di calcolare i coefficienti di estinzione della luce e la profondità della zona fotica, definita come la profondità alla quale la luce è ridotta all' 1 % rispetto al valore misurato in superficie ($Z_{1\%}$). Le stime di produzione primaria si fondano su valori di assimilazione di carbonio radioattivo misurati mensilmente in bottiglie contenenti acqua lacustre non filtrata, poste a profondità discrete comprese tra 0.4 m e 20 m. In ciascuna occasione, le bottiglie sono state incubate durante 4 ore attorno a mezzogiorno. Per stimare i valori di produzione giornaliera, mensile e annuale a partire da questi valori di assimilazioni orari, abbiamo usato il modello descritto da Franchini *et al.* [2017]. Il modello include un modulo che permette di correggere i valori ottenuti in giornate fortemente nuvolose, durante le quali alcuni parametri fotosintetici (in particolare P^b_{max}) non possono essere stimati accuratamente. Nel 2016, si è dovuto correggere un solo valore su 36 misure (settembre a Gandria), quindi l'influenza di questa correzione sulle stime dei valori di produzione mensili e annuali è stata probabilmente minima.

Capitolo 8. Lo zooplancton viene campionato mediante pescate verticali realizzate con un retino (maglia 45 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 transitori, e mensile durante il resto dell'anno. L'analisi dei campioni raccolti comprende sia il conteggio delle specie che la stima della loro biomassa [Bottrell *et al.*, 1976]. 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 secondo la Tabella sottostante.

Categorie trofiche dei maggiori gruppi (o specie) di zooplancton da crostacei.

Taxon	Categoria trofica
Copepodi ciclopoidi	
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 brachiurum</i>	erbivori†
<i>Leptodora kindtii</i>	Carnivori
<i>Bythotrephes longimanus</i>	Carnivori

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