

**AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LECCO
SETTORE ECOLOGIA**

**Gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico nel lago
di Annone Est nel periodo giugno 2023 - maggio 2024**

Relazione finale



Luglio 2024

INDICE

1. INTRODUZIONE	4
2. MATERIALI E METODI DI STUDIO	5
2.1 Localizzazione dei punti di campionamento	5
2.2 Frequenza e modalità di campionamento	7
2.3 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni	7
2.4 Metodologie analitiche	7
2.4.1 Parametri fisico-chimici	7
3. ANALISI DEI RISULTATI	10
3.1 Parametri fisico-chimici rilevati nel sistema vasche impianto-deflusso lago-Rio torto	10
3.1.1 Temperatura	13
3.1.2 O ₂ disciolto	14
3.1.3 Conducibilità elettrica	15
3.1.4 Fosforo totale	16
3.1.5 Azoto ammoniacale	19
3.1.6 Solfuri	20
3.1.7 Ferro	21
3.2 Indagini sull'emissario Rio Torto	22
3.2.1 O ₂ disciolto	22
3.2.2 Azoto ammoniacale	23
3.2.3 P totale	24
3.2.4 Azoto nitroso	24
3.2.5 Effetti collegati alla presenza di <i>Thiopedia rosea</i>	26
3.3 Determinazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) nell'emissario	28
3.3.1 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni biologici.	28
3.3.2 Cronologia dei campionamenti	28
3.3.3 Ubicazione delle stazioni di campionamento	28
3.3.4 Campionamento del 12/06/2023	30
3.3.5 Campionamento del 11/10/2023	31
3.4 Indagini effettuate sul bacino di Annone est	32
3.4.1 Temperatura	32
3.4.2 O ₂ disciolto	36
3.4.3 Azoto ammoniacale	38
3.4.4 Solfuri	40
3.4.5 pH	42
3.4.6 Conducibilità elettrica	43
3.4.7 P totale e P-PO ₄	44
3.4.8 Durezza totale	49
3.5 Indagini sugli immissari	50
3.5.1 Ubicazione delle stazioni di campionamento.	50
3.5.2 Contenuti dello screening analitico.	51
3.5.3 Metodologie analitiche.	51
3.5.4 Quadro complessivo sullo stato di qualità dei singoli immissari	51

3.5.5	<i>Evoluzione temporale dei valori di P totale nei singoli immissari</i>	54
3.5.6	<i>Quadro dei carichi relativi ai singoli immissari</i>	63
3.5.7	<i>Relazione tra concentrazione e portata idrica</i>	65
3.5.8	<i>Evoluzione temporale delle condizioni qualitative dei singoli immissari</i>	65
3.5.9	<i>Quadro evolutivo generale</i>	73
4.	BILANCIO DELL'ATTIVITÀ DELL'IMPIANTO	76
4.1	Asportazione di fosforo	76
4.2	Confronto attività 2008-2023	82
4.3	Asportazione di riducenti	86
4.3.1	<i>Azoto ammoniacale</i>	86
4.3.2	<i>Confronto attività 2008-2023</i>	88
4.3.3	<i>Solfuri</i>	91
5.	VERIFICA DI EVENTUALI EFFETTI PRODOTTI NEL BACINO EST	93
6.	BILANCIO DI MASSA DEL FOSFORO	103
6.1.	Carico mensile di P nelle acque immissarie	103
6.2.	Carico mensile di P in uscita dall'emissario	115
6.3.	Valutazione della massa di P nel bacino est	117
6.4.	Calcolo del bilancio di massa del fosforo	120
6.5.	Tendenza evolutiva del carico interno di P	132
7.	INDAGINE SULLE MACROFITE ACQUATICHE DEL LAGO DI ANNONE EST	135
7.1.	Risultati del sopralluogo del 10 agosto 2023	135

1. INTRODUZIONE

Vengono di seguito presentati i risultati ottenuti dalla gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico nel periodo giugno 2023 – ottobre 2023. L'incarico consisteva nel controllo dei seguenti aspetti fondamentali:

1. stabilire il periodo di inizio e termine dell'attività per evitare inutili sprechi energetici e quindi economici.
2. verificare che l'attività di prelievo ipolimnico non alterasse le condizioni di stratificazione termica nel bacino lacustre.
3. controllare il corretto funzionamento dell'impianto di ossigenazione, al fine di garantire una sufficiente concentrazione di ossigeno disciolto nelle acque in uscita dall'impianto ed un parziale abbattimento o diluizione dei composti riducenti, in particolare l'idrogeno solforato e azoto ammoniacale.
4. attuare un'attività di monitoraggio fisico-chimico e biologico delle acque dell'emissario Rio Torto per rilevare l'eventuale impatto dell'attività di aspirazione ipolimnica sul corpo idrico recettore.
5. quantificare l'incidenza dell'intervento di prelievo ipolimnico sullo stato trofico attuale del bacino di Annone est.

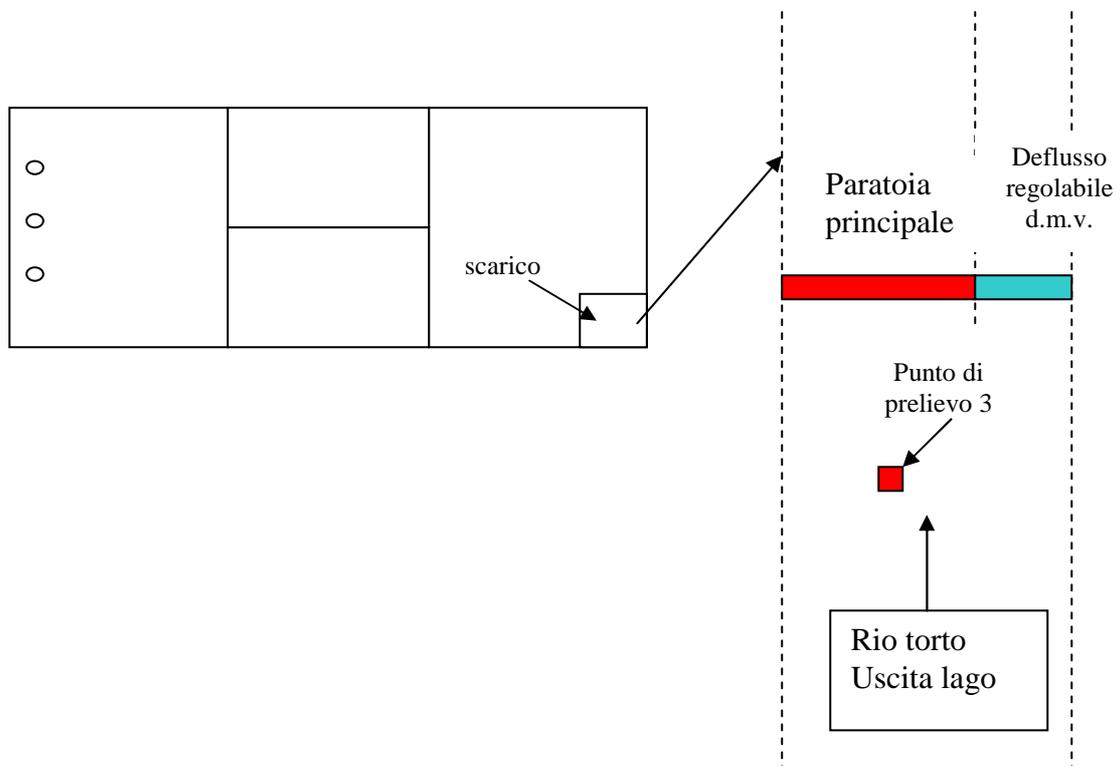
L'incarico ha quindi previsto la raccolta e l'analisi di campioni d'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, e nel calcolo delle masse di nutrienti allontanate dal bacino. A tal fine è stato inoltre necessario monitorare la qualità dell'acqua superficiale in uscita dal lago e delle acque emissarie in condizioni di completa miscelazione. La gestione dell'impianto ha comportato anche la calibrazione del funzionamento delle tre pompe in relazione alla necessità di salvaguardare la fruibilità dell'ambiente lago in relazione al mantenimento di un livello ottimale dello stesso. Un altro aspetto importante è stata la regolazione dei quantitativi di ossigeno impiegati in vasca per mantenere nel Rio Torto una concentrazione minima ottimale di ossigeno disciolto per la sopravvivenza della fauna acquatica. Con la stessa logica è stato necessario regolare, tramite la soglia di deflusso minimo vitale, la portata idrica in uscita dal lago al fine di contenere, tramite semplice effetto di diluizione, la concentrazione di azoto ammoniacale nel Rio Torto al di sotto della soglia di tossicità per la fauna ittica.

Durante l'attività di prelievo ipolimnico sono stati inoltre effettuati campionamenti nel bacino est sulla colonna d'acqua superficie-fondo, al fine di valutare l'assenza di perturbazioni generate dall'attività di aspirazione e per avere misure dirette sulle concentrazioni di nutrienti nell'ipolimnio da paragonare ai dati dalla vasca. Il sistema è rimasto in funzione per un arco temporale di 96 giorni. Di seguito riportiamo i dati e le relative considerazioni su ciascuno dei comparti indagati durante lo svolgimento dell'attività di controllo.

2. MATERIALI E METODI DI STUDIO

2.1 Localizzazione dei punti di campionamento

Un aspetto fondamentale per la corretta gestione dell'impianto e la successiva valutazione degli effetti ottenuti dall'intervento è l'individuazione dei punti di rilevazione dei dati. Per quanto riguarda l'impianto sono state monitorate le vasche di ingresso e di scarico finale, come illustrato nello schema seguente.



Ovviamente il controllo della vasche di ingresso ed uscita ha permesso di verificare la concentrazione di nutrienti e di riducenti prelevata dall'ipolimnio, di calibrare il trattamento di ossigenazione in base alla concentrazione di O_2 disciolto e di solfuri in uscita dall'impianto.

Si sottolinea però che il trattamento di ossigenazione risulta efficace solamente sui solfuri, composti ossidabili per via chimica, ma risulta quasi del tutto inefficace sull'azoto ammoniacale la cui ossidazione avviene per via biochimica.

L'abbattimento dell'ammoniaca richiederebbe quindi procedimenti diversi, quali lo strippaggio diretto o maggiori tempi di permanenza dei liquami nelle vasche di ossigenazione, ipotesi inattuabile su un impianto di piccole dimensioni. Poiché anche l'azoto ammoniacale presenta però caratteristiche di tossicità nei confronti della fauna acquatica, per mantenere la concentrazione nel Rio torto al di sotto della soglia di rischio è stato necessario calibrare la diluizione con l'acqua di deflusso superficiale del lago.

Quest'ultima rappresenta quindi un altro punto fondamentale di monitoraggio, anche al fine di confrontare la resa dell'impianto rispetto alla condizione di deflusso naturale.

Un terzo punto di campionamento è stato quindi localizzato a monte della soglia di regolazione, come visualizzato nello schema precedente, e rappresenta l'uscita naturale del lago. Una quarta stazione di campionamento è stata infine posizionata direttamente nell'emissario Rio torto, in un tratto dove i due apporti idrici (impianto di trattamento e acqua superficiale) raggiungevano la completa miscelazione (foto 1).

E' noto che nei corsi d'acqua la concentrazione minima di O_2 disciolto viene raggiunta a valle dello scarico inquinante. Al fine di controllare l'evoluzione del livello di ossigeno e di altri parametri che rappresentano un potenziale fattore di rischio per la fauna acquatica, sono state prese in considerazione altre stazioni di campionamento lungo il corso del Rio torto, illustrate nella foto 2. In particolare la stazione 5 è in prossimità dello svincolo per la zona industriale di Valmadrera, a monte del ponte sul Rio Torto (a valle della ditta "è



Foto 1.1 - Stazione 4 : primo punto di campionamento sul Rio torto



foto 1.2 – punti campionamento lungo il Rio torto

luce”). La stazione 6 è invece localizzata nella zona di ingresso dell’impianto di depurazione della Rio torto, a monte dello scarico del depuratore di Valmadrera.

2.2 Frequenza e modalità di campionamento

Per tutte le sei stazioni di campionamento la campagna di monitoraggio ha avuto una frequenza settimanale per l’intero periodo di controllo. In pratica dal 01/07/2023 al 23/10/2023, pari a 115 giorni totali di funzionamento dell’impianto di aspirazione, è stato effettuato un totale di 17 sopralluoghi al sistema impianto-deflusso lago-emissario. Ad ogni campionamento sono stati rilevati i parametri da sonda (temperatura, O₂ disciolto e % di saturazione, pH, conducibilità elettrica), oltre ai parametri da laboratorio (P totale, azoto ammoniacale e nitroso, solfuri).

Parallelamente ai controlli sull’impianto sono stati effettuate con frequenza mensile anche indagini limnologiche sul bacino di Annone est, al fine di verificarne le condizioni della colonna d’acqua durante l’attività di prelievo ipolimnico. Si è ritenuta sufficiente una sola stazione di campionamento nel punto di massima profondità, con prelievi ogni due metri sulla colonna d’acqua superficie-fondo per un totale di 6 campioni (0m, 2m, 4m, 6m, 8m, fondo).

Per ogni singolo campione sono stati analizzati i seguenti parametri fisico-chimici:

- Disco di Secchi (a campionamento)
- Temperatura
- Ossigeno disciolto e % saturazione
- pH
- Conducibilità elettrica
- Fosforo totale
- Fosforo ortofosfato
- Durezza totale

Nella sola zona anossica sono stati inoltre rilevati i seguenti parametri:

- Azoto ammoniacale
- Potenziale di ossidoriduzione
- Solfuri
- Ferro totale

2.3 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni

I campionamenti sono stati effettuati utilizzando contenitori in PET da 0,5 l preventivamente condizionati. Tutti i campioni così raccolti sono stati etichettati e conservati in borsa frigorifera a 4°C fino alle analisi di laboratorio, eseguite entro il giorno successivo al campionamento.

2.4 Metodologie analitiche

2.4.1 Parametri fisico-chimici

TRASPARENZA: è stato utilizzato il disco di Secchi (un disco metallico bianco del diametro di 20 cm). Il metodo consiste nell’immergere in acqua lo strumento fino alla completa scomparsa alla vista dell’osservatore. Il valore della trasparenza è calcolato come media tra la profondità di scomparsa e di ricomparsa (in metri) del disco di Secchi. Il vantaggio di questo metodo risiede nel fatto che fornisce una rapida valutazione della distribuzione subacquea della radiazione solare.

Questo parametro ha però qualche interferenza soggettiva, dipendendo dall'osservatore e dalle condizioni meteorologiche al momento del campionamento.

TEMPERATURA (°C): è stata misurata direttamente sul posto tramite la sonda termometrica Cellox 325 collegata all'ossimetro WTW mod. OXI 320.

pH (UNITÀ DI pH): il pH dei campioni è stato misurato al momento del prelievo tramite un pHmetro Cyberscan 20, dotato di elettrodo combinato Hamilton Liq Glass in vetro. L'arresto dell'attività fotosintetica collegato al trasporto può infatti determinare una sensibile diminuzione dei valori di pH.

OSSIGENO DISCIOLTO (*mg O₂/l e % di saturazione*): la concentrazione di ossigeno e la percentuale di saturazione è stata misurata mediante l'utilizzo di una sonda Cellox 325, collegata all'ossimetro OXI 320 WTW con compensazione automatica di temperatura e di altitudine.

CONDUCIBILITÀ ELETTRICA ($\mu\text{S}/\text{CM}$ A 25°): la conducibilità elettrica dei campioni prelevati è stata misurata direttamente al momento del prelievo su campioni di 100 ml tramite conduttimetro WTW mod. LF 90. L'analisi della conducibilità elettrica può fornire utili e immediate indicazioni sulle condizioni di stratificazione del bacino lacustre.

FERRO (mg/l)

Un tampone acido tioglicolico riduce gli ioni Fe^{+++} a Fe^{++} . Gli Fe^{++} reagiscono con la fenantrolina a formare un composto di colore arancio. Il metodo esprime il Ferro disciolto (anche colloidale) ma non in forma di idrossidi di Fe stabilizzato.

FOSFORO TOTALE ($\mu\text{g}/\text{l P}$)

Il campione tal quale viene digerito a 105° per 30 minuti con potassio persolfato allo scopo di portare in soluzione eventuali composti insolubili del fosforo e trasformare tutto il fosforo organico in ortofosfato. Quest'ultimo è successivamente determinato con il metodo all'acido ascorbico per determinazione fotometrica come blu di molibdeno, che viene dosato per via spettrofotometrica a 890 nm.

FOSFORO ORTOFOSFATO ($\mu\text{g}/\text{l P}$)

La determinazione viene effettuata sul campione filtrato utilizzando il metodo all'acido ascorbico. In ambiente acido (H_2SO_4) l'ortofosfato reagisce con molibdato di ammonio e tartrato di ossido di antimonio-potassio formando acido fosfomolibdico che viene ridotto dall'acido ascorbico a blu di molibdeno. Quest'ultimo viene dosato per via spettrofotometrica a 890 nm.

AZOTO NITROSO ($\mu\text{g}/\text{l N}$)

Lo ione nitrito reagisce in ambiente acido con l'acido sulfanilico a formare un sale diazotato intermedio. Questo si unisce ad un acido cromotropico a produrre un complesso di colorazione rosa direttamente proporzionale alla concentrazione di azoto nitroso presente, determinabile per via spettrofotometrica a 507 nm.



Foto 1.3 - Strumenti per la rilevazione di alcuni parametri

AZOTO NITRICO (mg/l N)

I nitrati vengono quantificati per via spettrofotometrica dopo filtrazione del campione. Il cadmio riduce a nitriti i nitrati presenti nel campione. Lo ione nitrito reagisce in ambiente acido con l'acido sulfanilico a formare un sale diazotato intermedio che si unisce all'acido gentisico a formare un composto ambrato, determinabile per via spettrofotometrica a 400 nm.

AZOTO AMMONIACALE (mg/l N)

E' stato determinato per via spettrofotometrica con il metodo di Nessler. Lo stabilizzatore minerale complessa la durezza nel campione, mentre un agente polivinilico aiuta la formazione del colore nella reazione del reattivo di Nessler con gli ioni ammonio. Il colore giallo risultante, determinabile per via spettrofotometrica a 425 nm, è proporzionale alla concentrazione di ammoniaca.

SOLFURI (mg/l S²⁻)

La concentrazione di solfuri è stata determinata con il metodo al blu di metilene, tramite lettura per via spettrofotometrica a 665 nm.

DUREZZA TOTALE (mg/l CaCO₃)

Dopo che il campione è stato tamponato ad un valore di pH di 10,1, viene aggiunto un indicatore che forma un complesso di colore rosso con il calcio ed il magnesio presenti nel campione. Successivamente si effettua la titolazione con EDTA tramite titolatore digitale Hach.

3. ANALISI DEI RISULTATI

3.1 Parametri fisico-chimici rilevati nel sistema vasche impianto-deflusso lago-Rio torto

Nelle seguenti tabelle sono riportati i dati relativi alle vasche di ingresso (st.1) ed uscita (st.2) dell'impianto di prelievo ipolimnico, al deflusso superficiale del lago (D.M.V) ed alla prima stazione di rilevamento sul Rio Torto (1a miscelazione). Sono inoltre riportati i dati relativi alle altre due stazioni di rilevamento previste sul Rio Torto (staz.5 e staz.6).

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	H ₂ S	P tot.	Fe
vasca entrata	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L	mg/L
03/07/2023	14,1	0,0	0	7,3	364	0,77	0,02	241	0,12
10/07/2023	14,4	0,0	0	7,3	371	0,75	0,03	236	0,12
17/07/2023	14,9	0,0	0	7,3	372	0,78	0,18	217	0,11
24/07/2023	14,8	2,0	20	7,3	375	0,85	0,00	263	0,13
31/07/2023	16,0	2,4	25	7,3	366	0,72	0,00	221	0,11
07/08/2023	16,6	4,0	43	7,3	369	0,78	0,00	225	0,11
14/08/2023	16,6	3,4	36	7,3	376	0,86	0,00	245	0,12
21/08/2023	17,1	3,2	34	7,3	373	0,87	0,00	243	0,13
29/08/2023	17,8	4,6	51	7,3	369	0,92	0,00	247	0,14
05/09/2023	18,1	2,4	26	7,3	370	0,98	0,00	241	0,15
12/09/2023	18,2	2,6	29	7,2	385	1,10	0,00	251	0,15
20/09/2023	18,6	2,4	27	7,2	386	1,14	0,00	255	0,15
27/09/2023	19,6	2,1	23	7,3	351	0,84	0,00	205	0,10
04/10/2023	19,5	2,4	27	7,3	357	0,91	0,00	196	0,12
11/10/2023	19,4	2,2	24	7,3	369	1,13	0,00	220	0,17
17/10/2023	19,8	3,2	36	7,4	327	0,72	0,00	142	0,10
23/10/2023	19,0	4,8	53	7,6	309	0,28	0,00	61	0,03

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	H ₂ S	P tot.	Fe
vasca uscita	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L	mg/L
03/07/2023	14,1	0,0	0	7,3	364	0,76	0,01	242	0,12
10/07/2023	14,4	0,0	0	7,3	371	0,74	0,02	236	0,12
17/07/2023	15,1	0,09	0,9	7,3	372	0,77	0,07	215	0,11
24/07/2023	14,8	4,1	42	7,3	376	0,84	0,00	263	0,13
31/07/2023	16,1	4,6	48	7,3	367	0,72	0,00	219	0,11
07/08/2023	16,5	4,4	46	7,3	370	0,77	0,00	223	0,11
14/08/2023	16,7	5,0	52	7,3	373	0,86	0,00	243	0,12
21/08/2023	17,1	4,9	51	7,3	373	0,88	0,00	242	0,13
29/08/2023	17,8	5,3	57	7,3	369	0,91	0,00	245	0,14
05/09/2023	18,1	5,1	55	7,3	370	0,97	0,00	239	0,15
12/09/2023	18,3	5,1	56	7,2	385	1,09	0,00	252	0,15
20/09/2023	18,6	5,0	55	7,2	385	1,14	0,00	253	0,15
27/09/2023	19,6	4,4	49	7,3	350	0,84	0,00	203	0,10
04/10/2023	19,5	4,6	50	7,3	357	0,90	0,00	195	0,12
11/10/2023	19,5	4,6	51	7,3	367	1,12	0,00	223	0,17
17/10/2023	19,8	5,5	62	7,4	327	0,71	0,00	141	0,10
23/10/2023	19,0	7,2	79	7,6	309	0,28	0,00	61	0,03

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	H ₂ S	P tot.
D.M.V.	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L
03/07/2023	27,3	6,4	83	7,9	292	0,04		34
10/07/2023	27,3	7,5	96	8,1	287	0,02		26
17/07/2023	28,8	6,6	87	8,1	292	0,02		23
24/07/2023	27,7	6,2	81	7,9	288	0,00		26
31/07/2023	26,9	6,0	77	8,0	296	0,03		27
07/08/2023	24,4	6,1	75	8,0	294	0,07		33
14/08/2023	27,8	5,7	74	8,0	302	0,03		29
21/08/2023	28,7	5,1	67	7,8	299	0,08		30
29/08/2023	22,8	5,5	66	7,9	289	0,03		32
05/09/2023	25,6	6,3	78	8,1	294	0,05		32
12/09/2023	25,9	5,7	72	7,8	309	0,05		29
20/09/2023	24,3	7,3	89	8,3	300	0,03		24
27/09/2023	21,6	6,2	71	8,0	302	0,02		30
04/10/2023	22,5	8,5	99	8,3	304	0,02		31
11/10/2023	21,9	7,5	87	8,2	313	0,03		30
17/10/2023	19,5	4,8	53	7,9	302	0,04		42
23/10/2023	18,7	3,9	43	7,7	307	0,20		50

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
1a miscelazione	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2023	19,1	6,2	69	7,5	337	0,47	5	147
10/07/2023	23,8	6,5	78	7,7	311	0,24	9	84
17/07/2023	23,7	6,0	63	7,7	322	0,31	12	93
24/07/2023	20,6	6,3	72	7,5	337	0,43	16	160
31/07/2023	21,2	6,3	72	7,5	336	0,39	13	128
07/08/2023	20,4	6,3	72	7,6	330	0,38	10	123
14/08/2023	19,9	5,9	66	7,4	352	0,62	11	175
21/08/2023	18,4	5,7	62	7,4	367	0,79	8	221
29/08/2023	21,3	5,8	68	7,7	314	0,31	7	95
05/09/2023	22,3	5,8	68	7,6	326	0,43	11	121
12/09/2023	21,6	5,6	64	7,5	351	0,58	10	147
20/09/2023	22,7	6,5	77	7,7	324	0,33	6	86
27/09/2023	21,2	6,3	72	7,8	312	0,20	4	65
04/10/2023	21,5	7,4	85	7,8	322	0,32	6	80
11/10/2023	21,0	7,0	79	7,8	332	0,40	7	101
17/10/2023	19,5	6,3	70	7,7	314	0,37	8	88
23/10/2023	18,7	5,9	64	7,7	307	0,22		54

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
staz.5	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2023	19,9	7,9	89	7,9	391	0,32	20	120
10/07/2023	22,9	7,7	91	7,8	350	0,16	23	82
17/07/2023	23,7	7,1	86	7,8	352	0,22	39	89
24/07/2023	20,9	7,0	81	7,7	353	0,35	65	150
31/07/2023	21,4	7,4	86	7,8	361	0,25	64	123
07/08/2023	20,2	7,6	86	7,8	354	0,27	45	112
14/08/2023	21,1	7,4	84	7,8	386	0,38	81	161
21/08/2023	20,2	7,4	83	7,7	393	0,49	90	190
29/08/2023	20,5	7,7	88	7,9	345	0,22	86	93
05/09/2023	21,9	6,4	74	7,7	346	0,30	56	115
12/09/2023	21,7	6,5	75	7,7	373	0,36	71	134
20/09/2023	22,2	6,9	81	7,8	342	0,26	32	82
27/09/2023	20,8	7,3	83	7,8	334	0,18	14	64
04/10/2023	21,1	7,0	80	7,8	340	0,25	31	74
11/10/2023	20,4	7,0	79	7,8	347	0,28	37	84
17/10/2023	18,7	7,1	78	7,8	332	0,25	45	71

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
rio torto	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2023	19,7	9,0	100	8,0	399	0,20	34	94
10/07/2023	22,8	8,7	103	8,1	361	0,09	28	81
17/07/2023	23,3	8,2	98	8,0	356	0,13	45	86
24/07/2023	21	8,1	93	7,9	356	0,26	87	135
31/07/2023	21,2	8,7	100	8,0	367	0,14	71	119
07/08/2023	19,4	8,5	95	8,0	361	0,16	54	102
14/08/2023	20,8	9,4	106	8,0	381	0,16	96	140
21/08/2023	19,8	8,9	99	8,0	395	0,16	101	162
29/08/2023	20,5	8,4	96	8,0	358	0,14	80	97
05/09/2023	21,7	7,9	91	8,0	353	0,13	67	107
12/09/2023	21,3	8,3	95	7,9	377	0,16	86	125
20/09/2023	22,1	7,9	92	7,9	352	0,17	44	93
27/09/2023	20,5	8,4	95	8,0	340	0,15	22	71
04/10/2023	21,0	8,3	94	7,9	346	0,18	50	80
11/10/2023	20,3	8,3	93	8,0	352	0,19	59	99
17/10/2023	18,2	8,8	95	8,0	338	0,18	63	143

3.1.1 Temperatura

Per quanto riguarda la temperatura si osserva una sostanziale assenza di variazione tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, collegato al limitato tempo di residenza. Nella fase iniziale dell'attività di prelievo ipolimnico la temperatura dell'acqua prelevata dal fondale è pari a 14,1°C, con un decremento di circa 1,3°C rispetto alla fase iniziale del 2022. Durante il periodo di attività dell'impianto è rilevabile un costante aumento dei valori fino ad un massimo di 19,8°C raggiunto il 17/10. Il graduale incremento della temperatura dell'ipolimnio è in parte collegato ai normali eventi di circolazione termica parziale che trasferiscono le masse d'acqua superficiale più calda negli strati più profondi, ma probabilmente in parte anche all'attività di aspirazione che, asportando acqua più fredda dall'ipolimnio, determina un richiamo di acqua superficiale più calda.

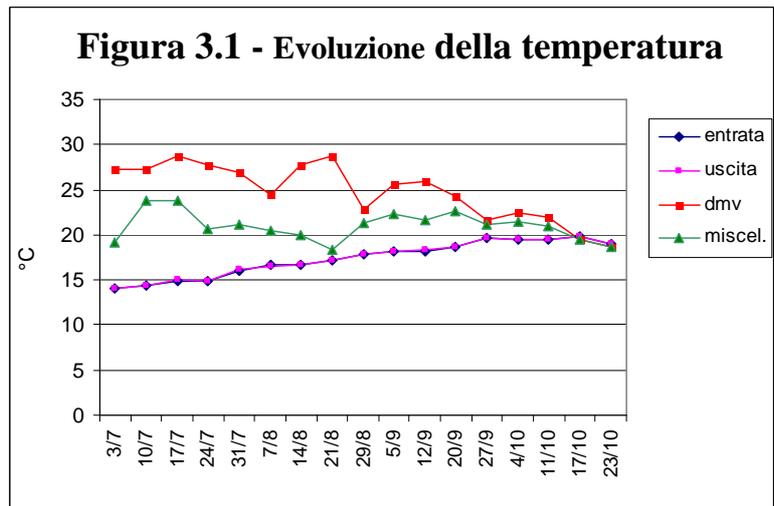
E' importante però evidenziare che a partire dal 31/7 la temperatura dell'acqua in ingresso è risultata superiore a 16 °C.

L'acqua di deflusso superficiale mostra ovviamente un'evoluzione inversa. In periodo di piena stratificazione termica la temperatura dell'acqua di deflusso superficiale raggiunge un massimo di 28,8 °C al

17/7. Segue una fase di graduale decremento dei valori con 24,4°C il 7/8 in seguito ad una fase ventosa. La temperatura superficiale si mantiene su valori elevati fino al 12/9 con 25,9°C, a cui fa seguito una progressiva diminuzione fino al 23/10 (18,7°C), in condizioni di sostanziale omeotermia nella prima settimana di ottobre.

Le temperature rilevate sul Rio torto segnalano ovviamente valori intermedi tra quelle in uscita dall'impianto e quelle di deflusso superficiale. Si consideri che l'attività di prelievo ha determinato una riduzione delle temperature estive del Rio torto, che naturalmente sarebbero sovrapponibili al solo deflusso superficiale. In particolare il decremento medio nel mese di luglio è pari a 5,9°C, in agosto si mantiene a 5,9°C, mentre nel mese di settembre il decremento scende a 2,4°C.

Nel 2023 la variazione di temperatura dell'emissario nel periodo luglio-agosto risulta quindi meno rilevante rispetto all'annata precedente che indicava 8,6°C a luglio e 7,5°C in agosto. Si consideri che la variazione indicata è relativa al punto di miscelazione, mentre a valle la differenza si riduce rapidamente in seguito al naturale riscaldamento della massa d'acqua. I valori rilevati ricadono comunque nei limiti delle acque ciprinicole nelle quali rientra pienamente il Rio torto.



3.1.2 O₂ disciolto

A differenza della temperatura per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto è invece rilevabile un sostanziale incremento tra l'acqua in entrata ed in uscita dall'impianto. La differenza tra la concentrazione di O₂ disciolto nei due punti di campionamento appare piuttosto costante: l'incremento medio è pari a 1,7 mg/l con un massimo di 2,7 mg/l. La presenza di ossigeno disciolto nella vasca di entrata può sembrare anomala, in quanto l'acqua ipolimnica prelevata è quasi sempre in condizioni di totale anossia. Questa apparente anomalia è collegata a fenomeni di ricircolo nella vasca di trattamento, in pratica ad un parziale ritorno dell'acqua dalla vasca di ossigenazione alla vasca di entrata. Le vasche dell'impianto sono infatti intercomunicanti.

La dinamica dell'ossigeno disciolto nella vasca di ingresso e di uscita risulta sostanzialmente

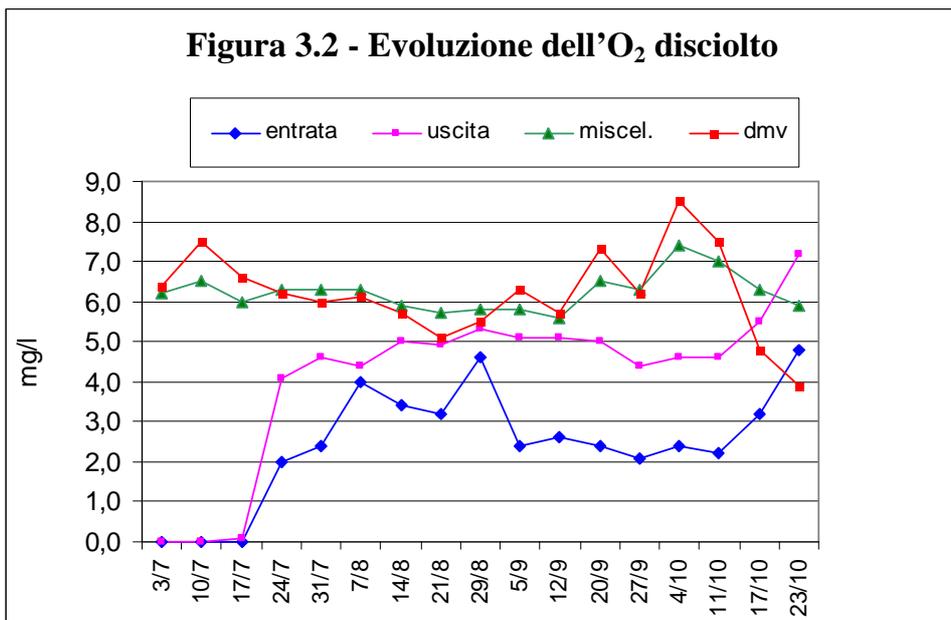
parallela, come evidenziabile dalla figura 3.2 e mostra un andamento piuttosto regolare. Le condizioni di anossia delle prime due settimane di luglio sono relative al periodo di funzionamento con una sola pompa, fase in cui non è stato necessario attivare l'impianto di

ossigenazione in quanto l'acqua di diluizione era sufficiente a mantenere condizioni ottimali nell'emissario, in cui infatti le concentrazioni si mantengono superiori a 5 mg/l.

Nel periodo di funzionamento dell'impianto di ossigenazione nella vasca di ingresso le concentrazioni di ossigeno disciolto risultano comprese tra 2,0 e 4,8 mg/l per l'intero periodo agosto-ottobre.

I dati relativi al deflusso superficiale del lago mostrano una oscillazione determinata in primo luogo dalla variazione dei processi fotosintetici nella zona epilimnica del lago. I valori risultano compresi tra un minimo di 3,9 mg/l il 23/10 ed un massimo di 8,5 mg/l il 4/10. A partire dal mese di ottobre si osserva un graduale decremento dei valori. La causa è la parziale risalita dei composti riducenti dalle acque ipolimniche ed al conseguente aumento del consumo di ossigeno.

Per quanto riguarda infine la stazione di 1a miscelazione sul Rio torto è importante sottolineare che le concentrazioni si sono sempre mantenute al di sopra dei 5,6 mg/l. Ciò ha quindi garantito il mantenimento di condizioni ottimali per la fauna acquatica presente nell'emissario. E' però importante evidenziare che nella fase terminale le acque di scarico dell'impianto di aspirazione contribuiscono ad incrementare la concentrazione di O₂ disciolto nell'emissario.



3.1.3 Conducibilità elettrica

Per quanto riguarda la conducibilità elettrica è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, collegato al limitato tempo di residenza. Ciò indica pertanto l'assenza di rilevanti fenomeni di precipitazione chimica nelle vasche di trattamento. Durante la fase di stratificazione termica l'acqua proveniente dall'ipolimnio evidenzia ovviamente un'elevata concentrazione di sali disciolti rispetto all'acqua di deflusso superficiale del lago. L'accumulo di sali nelle acque profonde è collegato in parte alla mineralizzazione della componente organica in fase di sedimentazione, in parte a fenomeni di rilascio dei sedimenti.

Nel periodo luglio-ottobre i valori di conducibilità elettrica dell'acqua prelevata dall'ipolimnio risultano compresi tra un minimo di 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ed un massimo di 386 $\mu\text{S}/\text{cm}$, segnalando quindi un'oscillazione contenuta.

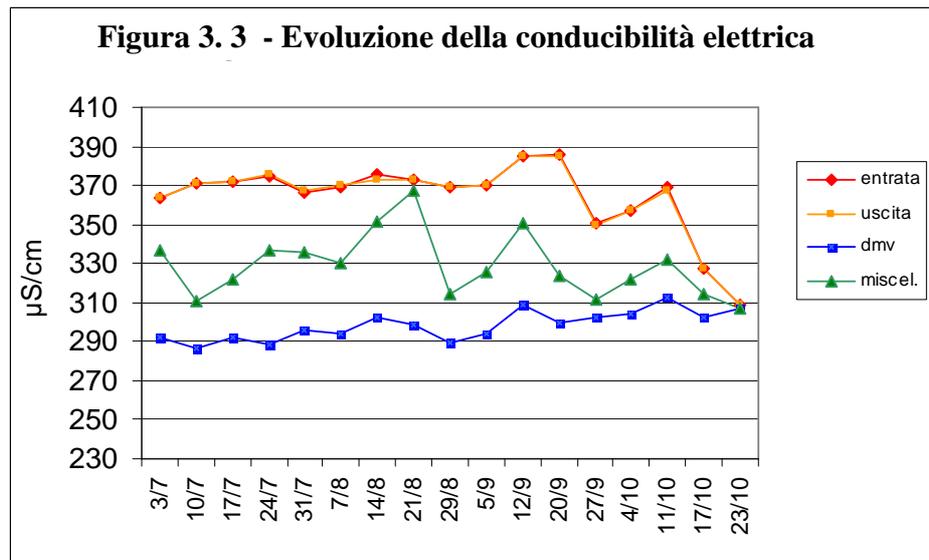
A metà settembre gli eventi di circolazione termica parziale determinano un graduale decremento dei valori fino ad un minimo di 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al 27/9. Successivamente si evidenzia un'ulteriore fase di decremento fino ad un minimo di 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in corrispondenza della circolazione termica totale al 23/10.

A questa data il valore

rilevato in impianto è sovrapponibile a quello del deflusso superficiale. Le oscillazioni dei valori di conducibilità elettrica rilevate nell'acqua di deflusso superficiale durante il periodo di funzionamento dell'impianto risultano abbastanza contenute, con valori compresi tra 287 e 313 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Il valore minimo (287 $\mu\text{S}/\text{cm}$) è rilevabile nella 2a settimana di luglio, quando è presente la stratificazione termica sulla colonna d'acqua e l'intensa attività fotosintetica determina parallelamente una rapida assimilazione di sali disciolti nello strato fotico da parte del popolamento algale.

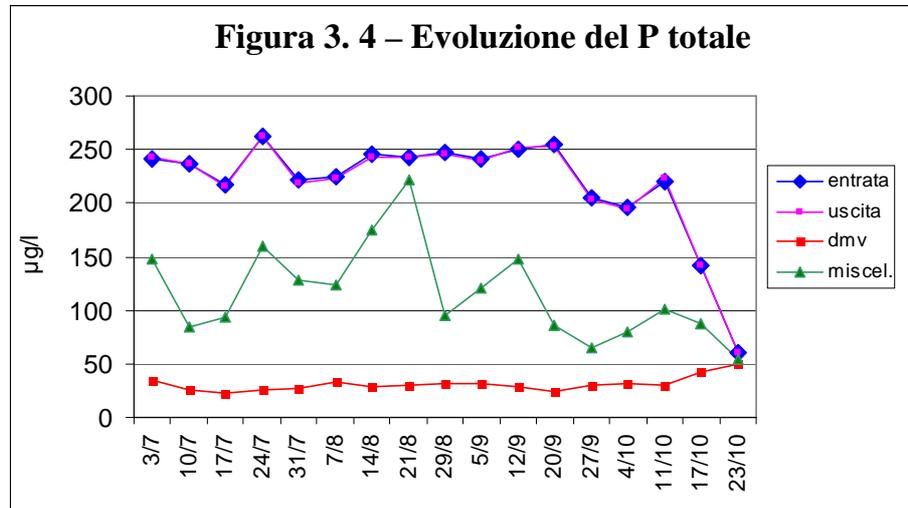
Le acque del Rio torto mostrano ovviamente valori di conducibilità intermedi, essendo costituite dalla miscelazione delle acque di fondo con quelle di superficie, ma con un andamento meno regolare rispetto alle dinamiche di superficie e fondo, in funzione della percentuale di deflusso superficiale presente nella miscelazione. E' rilevabile un massimo di 367 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al 21/8, collegato al decremento di portata idrica del deflusso superficiale e quindi alla maggiore percentuale dell'acqua ipolimnica. Un marcato decremento è rilevabile al 29/8, dove viene raggiunto un valore di 314 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in seguito ad alcune giornate ventose che hanno innescato una circolazione termica parziale.

I dati conducibilità elettrica sono stati inoltre utilizzati per calcolare la portata idrica del deflusso superficiale. Questo aspetto verrà approfondito in seguito.



3.1.4 Fosforo totale

Anche per quanto riguarda il fosforo totale è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto. Ciò indica pertanto l'assenza di fenomeni di precipitazione chimica di rilievo nelle vasche di trattamento. Durante la fase di stratificazione termica l'acqua proveniente dall'ipolimnio evidenzia un'elevata concentrazione di P totale rappresentata in prevalenza da ortofosfato. La dinamica delle concentrazioni rilevate nelle vasche dell'impianto è certamente un dato di

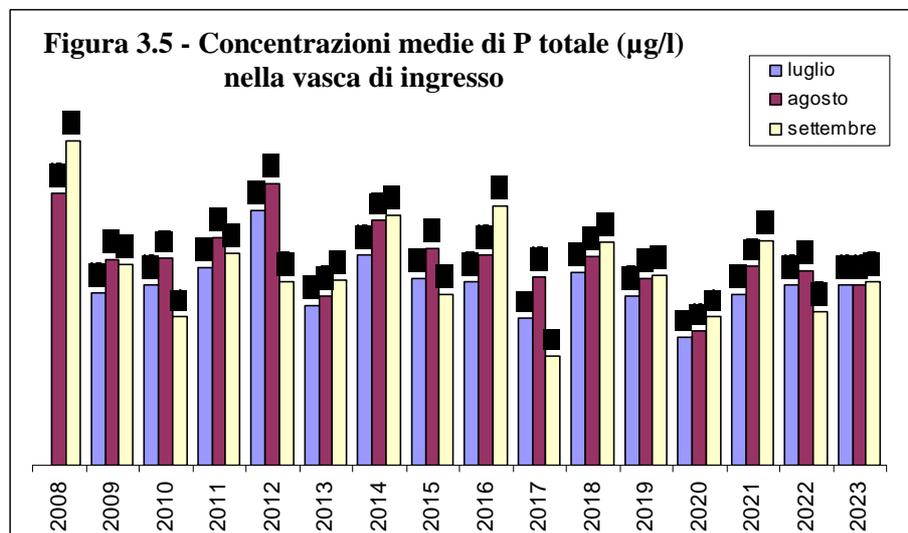


primaria importanza. Dalla figura 3.4 risulta evidente che la concentrazione iniziale non rappresenta il valore più elevato del periodo di intervento. Se si analizzano infatti le concentrazioni medie mensili del periodo 2008-2023 (figura 3.5) appare evidente che le concentrazioni medie di P totale sono state relativamente costanti nel periodo estivo, con un valore compreso tra 236 e 240 µg/l. Il massimo valore (263 µg/l) è invece relativo al 24/7. A differenza delle annate precedenti nel mese di settembre non si riscontra un aumento della concentrazione media di P totale.

Le concentrazioni di P totale sono rimaste comprese tra 217 e 263 µg/l per l'intero mese di luglio.

Per quanto riguarda le concentrazioni medie di agosto è rilevabile una sostanziale stabilità, con una media pari a 236 µg/l.

Le concentrazioni di P totale si mantengono su valori elevati fino al 20/9 (255 µg/l). In seguito ad eventi meteorologici a partire dalla fine di settembre si verifica una marcata riduzione dei valori che porta a soli 61



µg/l il 23/10, condizione che non giustifica il proseguimento dell'attività di aspirazione.

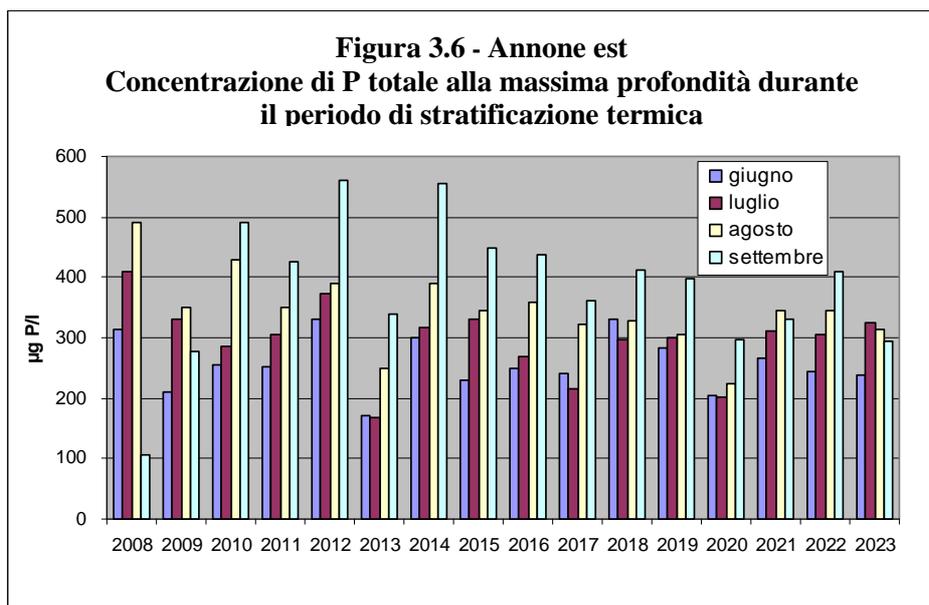
L'evoluzione recente dei valori di P totale a livello del fondo nel periodo estivo è ricavabile dall'analisi della figura 3.6. Il confronto tra la dinamica evolutiva dei valori di P totale rilevati a livello del fondo durante il periodo di stratificazione termica mette in evidenza un incremento dei valori da giugno a luglio, mentre nel periodo agosto-settembre si segnala una maggiore stabilità. La concentrazione massima di P totale raggiunta nel 2008 risulta pari a 490 µg/l, mentre nel 2009 il valore più elevato è pari a 351 µg/l, quasi il 30% in meno rispetto al 2008.

Va però considerato che nel 2009 l'attività di aspirazione è iniziata più precocemente ed ha prelevato un maggiore volume di acqua, con tre pompe in funzione dal 18/7 nel 2009 contro l'8/8 nel 2008. La riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale potrebbero quindi essere

collegate ad una maggiore asportazione e non ad un'effettiva diminuzione del carico interno. La dinamica delle concentrazioni di P totale sul fondo relativa al 2010 mostra un valore inferiore nel mese di luglio, mentre dalla seconda metà di agosto alla metà di settembre si riscontra un marcato accumulo di P totale che raggiunge il massimo riscontrato nel 2008 (490 $\mu\text{g/l}$). Questo accumulo tardivo sembra collegabile più a fenomeni di sedimentazione o di precipitazione chimica che ad un'attività di rilascio dei sedimenti, in quanto le condizioni di anossia si erano già instaurate da almeno due mesi. La stessa dinamica è rilevabile nel 2011 e nel 2012, con un graduale incremento della concentrazione ipolimnica di P totale fino ad un massimo di 562 $\mu\text{g/l}$ raggiunto il 17/9/2012, quindi piuttosto tardivamente per essere collegato ad un'attività di rilascio dei sedimenti.

I dati relativi al 2013 mostrano invece un marcato decremento rispetto alle annate precedenti, con un valore massimo di soli 340 $\mu\text{g/l}$ raggiunto sempre nel mese di settembre. Questo dato sembrava rappresentare un segnale

positivo per quanto riguarda l'evoluzione delle condizioni ipolimniche, ma i dati del 2014 mostrano invece un quadro sovrapponibile al 2012, con un massimo di 554 $\mu\text{g P/l}$ al 23/9. Si sottolinea che l'incremento del 2014 è probabilmente collegato alle intense e prolungate precipitazioni del periodo luglio-agosto, che hanno determinato un notevole aumento del carico esterno e quindi della



sedimentazione di materiale organico. Per quanto riguarda infine il 2015 è rilevabile una diminuzione rispetto al 2014, che al contrario in questo caso si collega parzialmente alle scarse precipitazioni del periodo estivo. Il quadro relativo al 2016 risulta sostanzialmente sovrapponibile al 2015, se si esclude un valore inferiore nel mese di luglio. Infine il quadro relativo al 2017 sembra indicare un sensibile decremento rispetto alle tre annate precedenti, in particolare per quanto riguarda il mese di settembre. In realtà questa diminuzione si collega alla circolazione termica precoce causata dalle condizioni meteorologiche negative della prima metà di settembre. La notevole stabilità meteorologica dell'estate 2018 ha invece determinato un incremento delle concentrazioni di P totale rispetto al 2017. Il quadro relativo al 2019 indica un leggero decremento delle concentrazioni rispetto al 2018, anche se è invece rilevabile un incremento rispetto al 2017. Va però considerato che l'estate del 2019 è stata caratterizzata da una quasi totale assenza di episodi ventosi e quindi di circolazioni termiche parziali. Nel 2020 si riscontra una marcata diminuzione delle concentrazioni di P totale a livello del fondo, con valori sempre inferiori a 300 $\mu\text{g/l}$. Ciò rappresenta un segnale positivo per quanto riguarda l'evoluzione dello stato di qualità dell'ipolimnio, anche se deriva in parte dalle temperature ipolimniche inferiori alla media estiva. Nel 2021 è infatti rilevabile un nuovo incremento dei valori, che confermano però una sensibile diminuzione delle concentrazioni relative al mese di settembre rispetto al periodo precedente al 2020. Il 2022 indica un quadro sovrapponibile al 2021 nel periodo giugno-agosto, mentre nel mese di settembre si riscontra un valore più elevato (409 $\mu\text{g/l}$) rispetto alle ultime annate. Ciò può dipendere da due fattori: la notevole stabilità dell'estate 2022 che ha evitato i fenomeni di circolazione termica parziale nei mesi estivi e la data più precoce di campionamento (9/9/2022 contro 14/9/2021 e 16/9/2020).

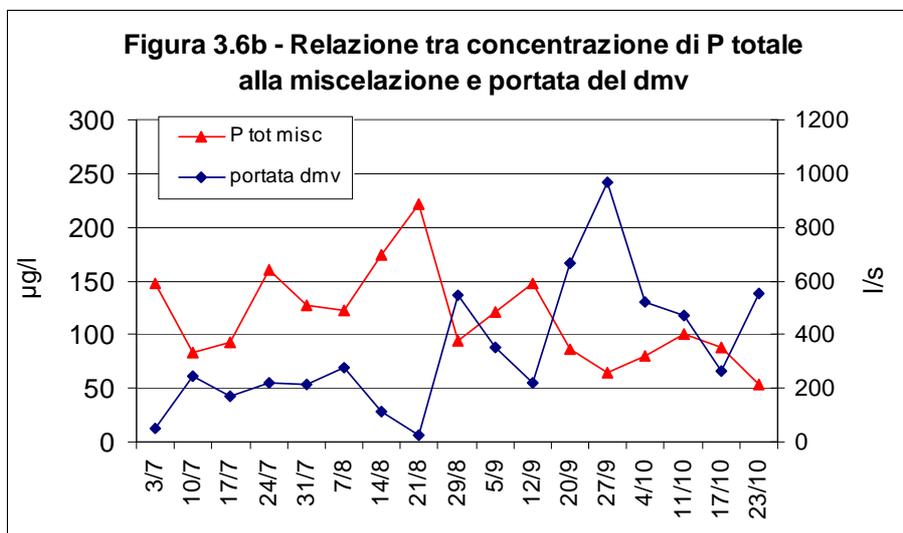
I dati relativi al 2023 mostrano invece un quadro diverso, in particolare per quanto riguarda il periodo agosto-settembre, con valori nettamente inferiori rispetto alle annate precedenti nel mese di settembre (295 µg/l).

Per quanto riguarda i controlli sull'impianto la figura 3.4 evidenzia una discreta stabilità dei valori nel periodo agosto-settembre su una media prossima a 240 µg/l, mentre a partire dal 20/9 si evidenzia una fase di progressivo decremento dei valori fino ad un minimo di 61 µg/l il 23/10.

Per quanto riguarda la dinamica della concentrazione di P totale nell'acqua di deflusso superficiale è invece rilevabile una maggiore stabilità. Per l'intero periodo di attività dell'impianto i valori si mantengono compresi tra un minimo di 23 µg/l ed un massimo di 50 µg/l.

Nel mese di ottobre si riscontra un graduale incremento collegato ai fenomeni di circolazione termica parziale.

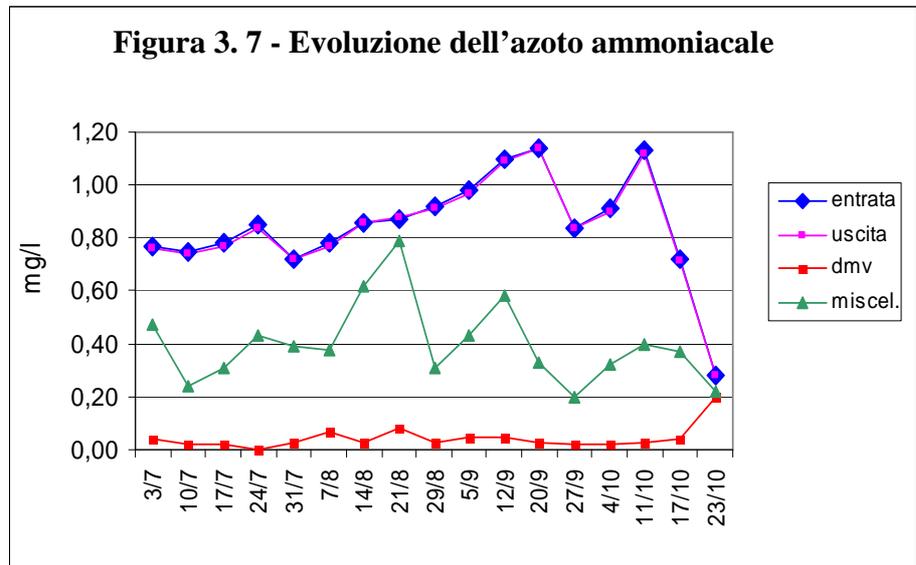
Il punto di miscelazione sul Rio Torto evidenzia una condizione più variegata, con valori intermedi nella prima metà di luglio. A partire dal mese di agosto si osservano oscillazioni più marcate, collegate principalmente alla variazione della portata idrica del deflusso superficiale. Come rilevabile dalla figura 3.6b la riduzione del deflusso superficiale comporta un incremento delle concentrazioni di P totale alla miscelazione. Viceversa, quando la portata del Rio Torto è in prevalenza costituita dal volume di deflusso superficiale si determina una conseguente riduzione dei valori di P totale.



3.1.5 Azoto ammoniacale

Anche per quanto riguarda l'azoto ammoniacale è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto. Ciò è del resto prevedibile se si considera che l'ossidazione dell'ammoniaca è di origine biochimica, tramite cioè un'attività batterica, e l'abbattimento di questo riducente richiederebbe pertanto tempi di residenza decisamente maggiori o altre tipologie di trattamento (strippaggio diretto). Trattandosi però di un composto con caratteristiche di tossicità nei confronti della fauna acquatica si è provveduto a mantenere la concentrazione nel Rio torto al di sotto dei livelli di rischio tramite la diluizione dell'acqua in uscita dall'impianto con l'acqua di deflusso superficiale.

Come rilevabile infatti dalla figura 3.7, l'acqua superficiale del lago presenta concentrazioni molto limitate di azoto ammoniacale, quasi sempre inferiori a 0,1 mg/l contro 1,14 mg/l raggiunto nella vasca di ingresso il 20/9.



L'accumulo di azoto ammoniacale nelle acque ipolimniche è collegato principalmente ai processi decompositivi dei composti proteici in fase di sedimentazione e in condizioni di assenza di ossigeno. Per tale motivo la concentrazione di ammoniaca negli strati profondi tende ad aumentare durante la stagione estiva, quando è presente una marcata stratificazione termica che impedisce eventuali apporti di ossigeno nella zona ipolimnica.

La dinamica evolutiva dell'azoto ammoniacale evidenzia una sostanziale omogeneità con il fosforo totale. E' infatti rilevabile un graduale incremento delle concentrazioni in ingresso all'impianto dal 10/07 (0,75 mg/l) fino al 20/9 (1,14 mg/l). Nel periodo successivo si verifica un rapido calo della concentrazione che scende a 0,84 mg/l il 27/9 in seguito ad eventi meteorologici. Segue un nuovo incremento che riporta il valore di N-NH₄ a 1,13 mg/l il 11/10. La circolazione termica del 23/10 riduce definitivamente la concentrazione di N-NH₄ in ingresso a 0,28 mg/l.

Anche in questo caso, come si è osservato anche per il P totale, le concentrazioni nel punto di miscelazione risentono in modo diretto della variazione di portata idrica del deflusso superficiale.

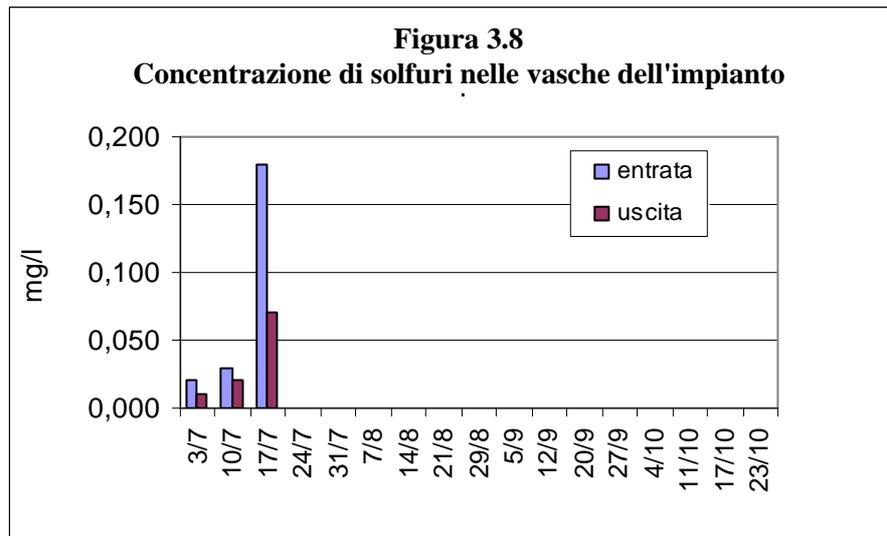
Il minore deflusso superficiale determina ovviamente una minore diluizione delle acque ipolimniche e quindi delle concentrazioni di azoto ammoniacale nel Rio torto. Il valore più elevato (0,79 mg/l) viene raggiunto il 21/8 in corrispondenza dei minimi valori di portata idrica del deflusso superficiale.

Nel periodo successivo sono rilevabili altre oscillazioni di analoga origine, fino alla circolazione termica del lago il 23/10, evento che riduce a 0,28 mg/l la concentrazione di N-NH₄ in ingresso all'impianto e di conseguenza anche nelle acque emissarie (0,22 mg/l).

3.1.6 Solfuri

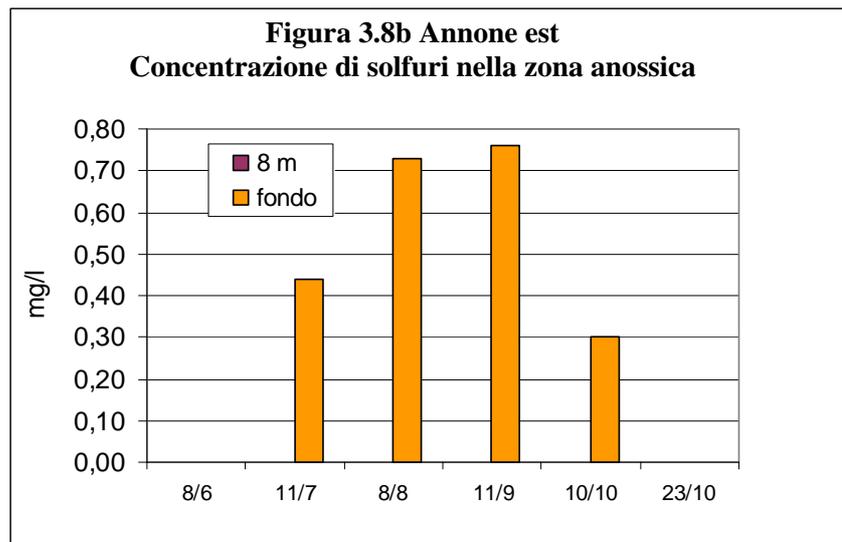
La rilevazione dei solfuri è stata effettuata nelle vasche di ingresso ed uscita dell'impianto, in quanto nelle altre stazioni di rilevamento la presenza di solfuri è nulla. Per l'intero periodo di rilevamento le concentrazioni di solfuri sono risultate quasi sempre inferiori al limite di rilevabilità del metodo. Fa eccezione la prima fase di funzionamento quando non era stato ancora attivato l'impianto di ossigenazione, con una concentrazione che nella vasca di ingresso raggiunge un massimo di 0,18 mg/l il 17/7. Anche nella vasca di uscita nella fase iniziale è stata rilevata la presenza di solfuri con un massimo di 0,07 mg/l il 17/7.

Le concentrazioni di solfuri nello strato ipolimnico del lago risultano ovviamente più elevate. A titolo di confronto vengono riportate le concentrazioni rilevate durante il periodo estivo nel bacino est a 8 e 10 metri di profondità (fondo). Dalla figura 3.8b risulta evidente che ad 8 metri di profondità i solfuri sono praticamente assenti per l'intero periodo di intervento. A livello del fondo da luglio a ottobre sono invece rilevabili



concentrazioni di solfuri comprese tra un minimo di 0,3 mg/l ed un massimo di 0,76 mg/l. Si consideri che un decennio fa la concentrazione di solfuri sul fondo raggiungeva i 3-4 mg/l. In particolare nell'estate 2023 la maggiore trasparenza dell'acqua ha favorito la presenza di *Thiopedia rosea* durante l'intero periodo di aspirazione. Questi batteri fotosintetici, in presenza di una minima radiazione luminosa svolgono un'azione positiva ossidando l'idrogeno solforato e riducendo quindi il debito di ossigeno nel primo strato anossico.

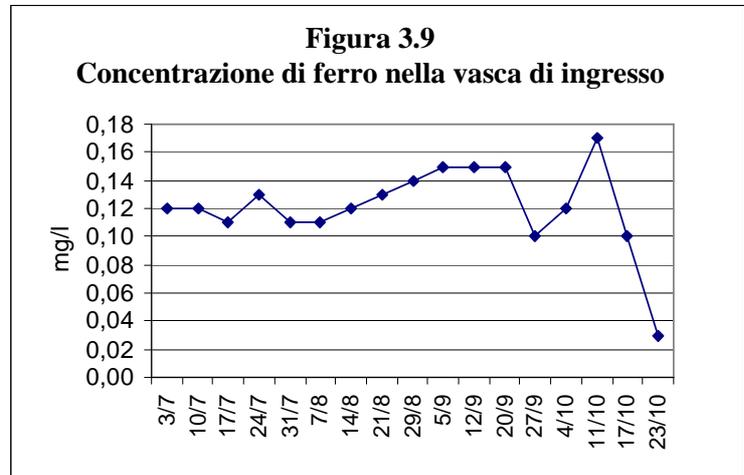
La percentuale di abbattimento dei solfuri nelle vasche dell'impianto è quindi totale, grazie al trattamento di ossidazione che ne riduce notevolmente la concentrazione. Una minima parte di solfuri viene però espulsa sotto forma di gas maleodorante (H_2S). Si consideri inoltre che la concentrazione di solfuri che viene immessa nel Rio torto è in realtà ancora inferiore ai valori di uscita dall'impianto, in quanto la turbolenza generata dallo stramazzo finale provoca un'ulteriore fuoriuscita di H_2S .



3.1.7 Ferro

Nella vasca di ingresso dell'impianto è stata rilevata anche la concentrazione dei composti ferrici e ferrosi. Il ferro in passato rappresentava il principale mediatore del fosforo dai sedimenti all'acqua nella zona anossica. E' infatti noto che in presenza di O₂ disciolto il fosforo precipita come sale insolubile sottoforma di composti ferrici, mentre in condizioni di anossia il cambio di valenza del ferro rende solubili entrambi gli elementi.

L'analisi delle concentrazioni di ferro inorganico totale nelle vasche dell'impianto evidenzia una sostanziale sovrapposibilità dei valori in ingresso ed in uscita, segnalando quindi l'assenza di rilevanti fenomeni di precipitazione chimica in vasca. Nella vasca di ingresso si evidenzia una minima oscillazione dei valori dal 3/7 al 20/9, con valori compresi tra un minimo di 0,11 mg/l ed un massimo di 0,15 mg/l.



A partire da questa data si evidenzia un primo decremento della concentrazione che scende a 0,10 mg/l il 27/9, Ciò deriva da alcuni fenomeni meteorologici che nella seconda metà di settembre che hanno innescato eventi di circolazione termica parziale e quindi conseguenti fenomeni di precipitazione chimica nella zona ipolimnica, in seguito al contatto di acque ossigenate con le acque anossiche del fondale. Ciò spiega in parte l'analoga tendenza evolutiva del P totale. Segue una nuova fase di incremento che raggiunge un massimo assoluto di 0,17 mg/l il 11/10. A partire da questa data si rileva una rapida diminuzione che porta ad un minimo di 0,03 mg/l il 23/10 in corrispondenza della circolazione termica.

Nel bacino est le concentrazioni di ferro non raggiungono però valori elevati: a titolo di confronto si consideri che nel vicino bacino ovest nel mese di agosto a livello del fondale il ferro supera i 2 mg/l, indice di notevoli apporti pregressi di origine industriale.

3.2 Indagini sull'emissario Rio Torto

Premessa

Per quanto riguarda l'emissario Rio torto i controlli sono stati effettuati settimanalmente su tre stazioni di rilevamento.

Quando si verifica l'immissione di uno scarico organico in un corso d'acqua hanno inizio le trasformazioni del materiale biodegradabile ad opera dei batteri. Inizialmente il valore di concentrazione dell'ossigeno disciolto è prossimo alla concentrazione di saturazione ed i processi di ossidazione avvengono in condizioni aerobiche. Al procedere delle reazioni la quantità di ossigeno disciolto diminuisce e il deficit viene colmato con la riossigenazione dell'acqua attraverso la superficie dall'ossigeno atmosferico e l'attività fotosintetica della componente vegetale interna al corso d'acqua.

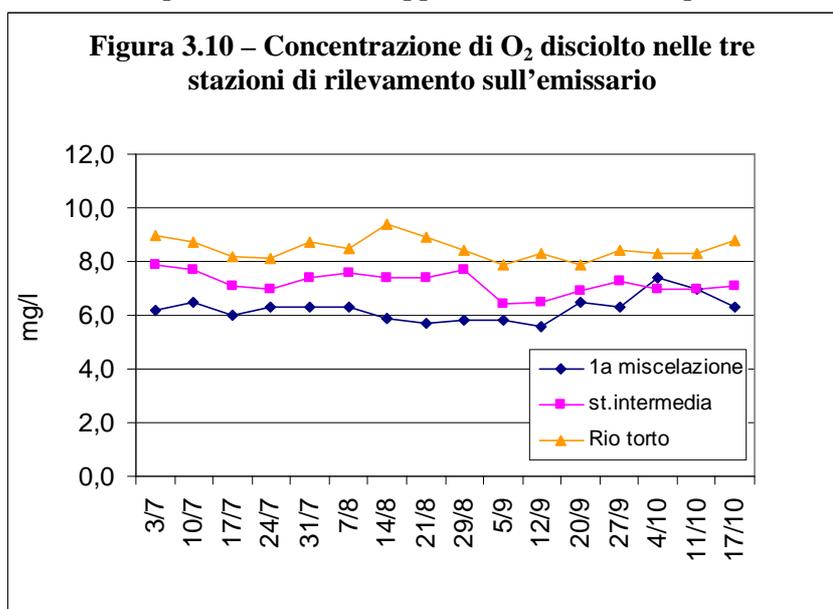
Per descrivere il processo di autodepurazione di un corso d'acqua si fa in genere riferimento all'andamento dell'ossigeno disciolto lungo il corso d'acqua, ovvero del deficit di ossigeno. La prima parte della curva è discendente in quanto è maggiore il tasso di consumo rispetto a quello di riossigenazione. Il minimo della curva rappresenta il punto di equivalenza fra il tasso di consumo con il tasso di riossigenazione: dopo tale punto la quantità di sostanza organica e di composti riducenti è diminuita a tal punto che la deossigenazione è inferiore alla riossigenazione, dando così andamento crescente alla curva fino a raggiungere nuovamente il valore di saturazione. La dinamica descritta è nota come curva a sacco e rappresenta un classico esempio del potere di autodepurazione dei corsi d'acqua.

3.2.1 O₂ disciolto

In passato le dinamiche riscontrate lungo il Rio torto risultavano perfettamente sovrapponibili all'esempio teorico. Nei precedenti monitoraggi le minime concentrazioni di O₂ disciolto erano in prevalenza rilevate in prossimità della ditta "E' luce", presso il ponte dello svincolo per Valmadrera della SS36. Attualmente solo in un caso questa stazione rappresenta ancora il punto critico dell'emissario per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto, ma in modo decisamente meno evidente rispetto alle annate precedenti. A differenza del 2014 il recente miglioramento non è collegato all'incremento del deflusso superficiale nel periodo luglio-agosto, ma alla diminuzione dei composti riducenti (azoto ammoniacale e idrogeno solforato) nell'acqua di prelievo ipolimnico.

La concentrazione media di O₂ disciolto alla prima miscelazione risulta pari a 6,2

mg/l, contro 7,2 mg/l nella stazione intermedia e 8,5 mg/l nella stazione finale. Questi dati confermano che la stazione intermedia non rappresenta più il punto critico per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto. Nella figura 3.10 è riportata la dinamica della concentrazione di O₂ disciolto nelle tre stazioni di rilevamento: risulta evidente che i valori minimi sono quasi sempre relativi alla stazione di 1a miscelazione. In questa stazione nel periodo di rilevamento le



concentrazioni risultano sempre superiori a 5,5 mg/l, con un minimo di 5,6 mg/l il 12/9 a causa della diminuzione del deflusso superficiale in seguito ad un periodo di siccità. L'andamento dei livelli di ossigenazione dell'emissario risultano sostanzialmente regolari, con valori compresi tra un minimo di 5,6 mg/l ed un massimo di 9,4 mg/l nell'intero periodo di rilevazione. Per quanto riguarda il punto di prima miscelazione si è quindi provveduto a mantenere le concentrazioni di ossigeno disciolto superiori a 5,0 mg/l durante l'intero periodo di attività dell'impianto. In particolare nel mese di luglio, in assenza del trattamento di ossigenazione in impianto, il livello di O₂ disciolto nel punto di miscelazione è stato calibrato regolando la portata di deflusso superficiale. Il quadro evolutivo della stazione finale, situata in prossimità del depuratore Rio Torto di Valmadrera, mette in evidenza il rapido incremento delle concentrazioni di O₂ disciolto lungo il corso d'acqua, con valori che si mantengono quasi sempre superiori a 8,0 mg/l durante l'intero periodo di rilevamento.

Per quanto riguarda il monitoraggio della concentrazione di O₂ disciolto nelle acque emissarie non sono state rilevate situazioni critiche per la fauna ittica.

3.2.2 Azoto ammoniacale

A differenza dell'ossigeno disciolto, l'azoto ammoniacale dovrebbe segnalare normalmente una graduale diminuzione dalla prima stazione a quella finale (figura 3.11). Ciò deriva dal naturale processo di ossidazione di origine biochimica che si sviluppa nel corso d'acqua. La concentrazione media alla prima miscelazione risulta infatti pari a 0,41 mg/l contro 0,28 mg/l nella stazione

intermedia e 0,16 mg/l in prossimità del depuratore di Valmadrera. Il processo di ossidazione biochimica dell'azoto ammoniacale è peraltro una delle cause del consumo di ossigeno disciolto. Si consideri che in questo caso il carico di azoto ammoniacale è già di origine inorganica e solo in minima parte deriva dai processi decompositivi della sostanza organica presente nello scarico.

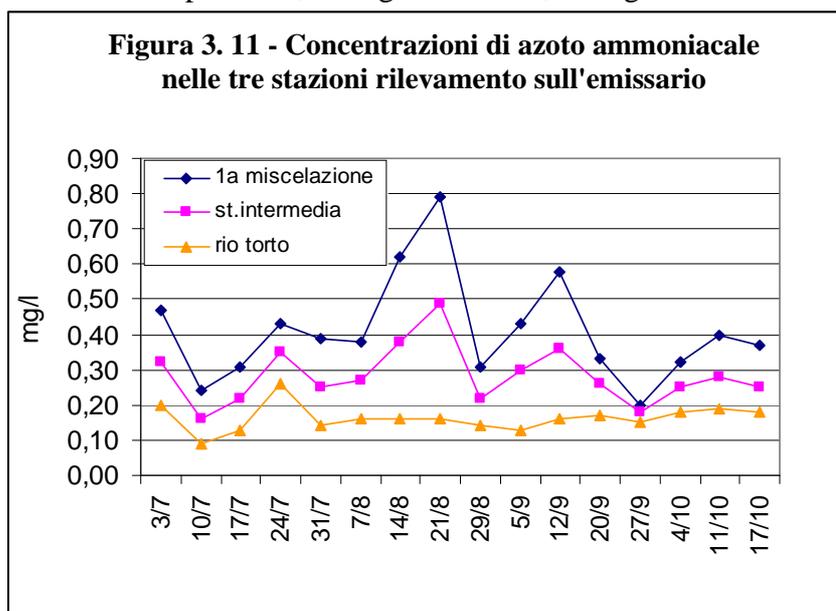
Le concentrazioni di azoto ammoniacale rilevate nella stazione di 1a miscelazione

risultano sempre inferiori a 0,8 mg/l, con un massimo di 0,79 mg/l misurato al 21/8. La dinamica del periodo di rilevamento mostra un graduale incremento delle concentrazioni dal 10/7 al 21/8. Ciò deriva in parte dall'aumento delle concentrazioni nella zona ipolimnica ed in parte dal progressivo decremento della portata di deflusso superficiale che raggiunge un minimo di 27 l/s il 21/8. Ciò determina un conseguente decremento della diluizione delle acque di fondo con quelle superficiali povere di azoto ammoniacale.

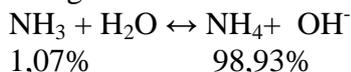
Nella stazione intermedia le concentrazioni di azoto ammoniacale nel mese di luglio sono comprese tra un massimo di 0,35 mg/l ed un minimo di 0,16 mg/l, mentre nel mese di agosto risultano comprese tra 0,49 mg/l e 0,22 mg/l. Nella fase successiva si osserva una nuova tendenza all'incremento con un valore massimo di 0,36 mg/l raggiunto il 12/9.

Nell'ultima stazione di rilevamento a partire dal 31/7 le concentrazioni si assestano più stabilmente a circa 0,16 mg/l.

Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale appare però opportuno valutare anche la concentrazione di ammoniaca indissociata. La molecola di ammoniaca non dissociata (NH₃) risulta infatti altamente



tossica per la fauna ittica. E' una base debole la cui percentuale di dissociazione varia in funzione del pH e della temperatura. Ad esempio a 18°C e pH=7,5 la percentuale di dissociazione in acqua è la seguente:



Anche a concentrazioni relativamente contenute l'ammoniaca indissociata può causare danni all'epitelio branchiale dei pesci e la concentrazione massima ammissibile è pari 0,1 mg N-NH₃/l .

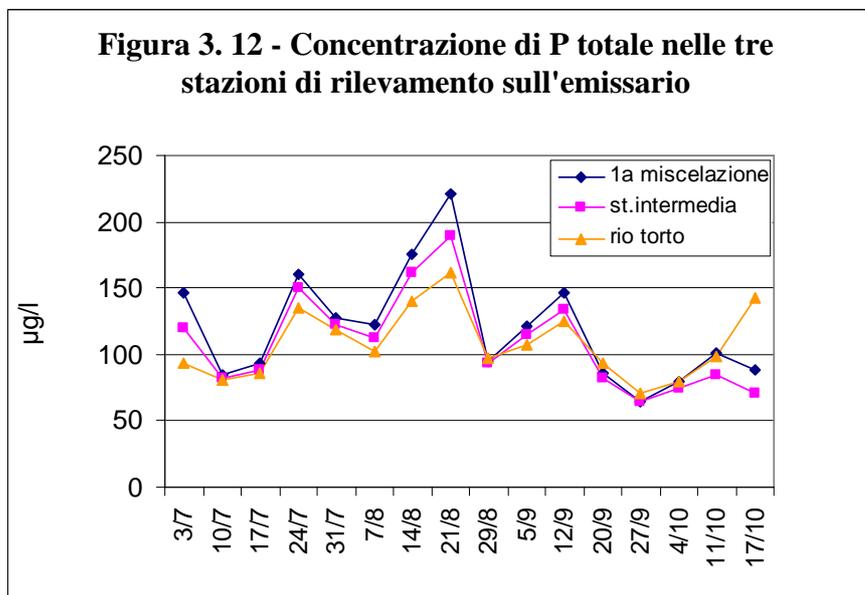
Il D.L.n°130 del 25/1/1992 è ancora più restrittivo ed indica per l'ammoniaca indissociata il limite massimo imperativo di 25 µg/l come NH₃.

Analizzando le concentrazioni di NH₃ relative alle stazioni esaminate si ricava che nella totalità dei casi la concentrazione di ammoniaca indissociata risulta inferiore alla soglia di tossicità per la fauna ittica.

3.2.3 P totale

Anche la concentrazione di P totale subisce un graduale decremento lungo il corso d'acqua, con percentuale di abbattimento però meno evidente rispetto all'azoto ammoniacale. Si consideri che la riduzione del fosforo è collegata principalmente all'assimilazione da parte della componente vegetale. Gli estesi banchi di macrofite sommerse presenti nell'alveo dell'emissario svolgono pertanto un'opera di riduzione del carico di nutrienti, sovrapponibile alle tecniche di fitodepurazione.

Nel punto di prima miscelazione nel mese di luglio la concentrazione media di P totale risulta pari a 122 µg/l, quindi sovrapponibile al 2022 (153 µg/l). Nel periodo 10/7-



24/7 si evidenzia un marcato incremento, con valori che partono da un minimo di 84 µg/l e raggiungono rapidamente un massimo di 160 µg/l. Questo aumento è collegato principalmente al graduale accumulo di fosforo nelle acque ipolimniche. Nella fase successiva si rileva un secondo picco che porta la concentrazione di P totale da 123 µg/l ad un massimo assoluto di 221 µg/l il 21/8, derivante in parte alla riduzione del deflusso superficiale in seguito ad un prolungato periodo di stabilità meteorologica. Nel mese di settembre si riscontra un ulteriore aumento che porta a 147 µg/l il 12/9. Nel periodo successivo le circolazioni termiche parziali determinano un graduale decremento dei valori, che raggiungono un minimo di 65 µg/l il 27/9.

La stazione intermedia e quella finale mostrano un'evoluzione simile, con valori che ovviamente decrescono lungo il corso dell'emissario.

La concentrazione media alla prima miscelazione risulta pari a 120 µg/l, contro 109 µg/l nella stazione intermedia e 108 µg/l in prossimità del depuratore di Valmadrera.

3.2.4 Azoto nitroso

Come già rilevato nelle campagne di monitoraggio precedenti, il composto che richiede un maggiore controllo è l'azoto nitroso. Questo rappresenta la frazione più instabile dell'azoto inorganico, essendo un composto intermedio tra la forma ridotta (azoto ammoniacale) e la forma ossidata (azoto nitrico). La presenza di concentrazioni critiche di ossigeno disciolto può favorire un

accumulo di azoto nitroso, impedendo o rallentando il processo biochimico di ossidazione dell'azoto ammoniacale.

Anche la permanenza di elevate concentrazioni di azoto ammoniacale può provocare l'accumulo di azoto nitroso come composto intermedio dell'ossidazione dell'ammoniaca a nitrati. Nel Rio torto sono dunque presenti entrambe le condizioni e per tale motivo si è scelto di controllare la concentrazione di N-NO₂.

Anche l'azoto nitroso presenta infatti un marcato effetto tossico nei confronti del popolamento ittico in seguito alla elevata capacità ossidante di questi composti. I nitriti infatti attraverso gli epiteli branchiali raggiungono il circolo sanguigno e ossidano l'emoglobina a metemoglobina, pigmento respiratorio incapace di trasportare l'ossigeno ai tessuti.

L'esposizione permanente a concentrazioni di N-NO₂ superiori a 100 µg/l è ritenuta in grado di provocare difficoltà respiratorie nei pesci (Precis de pathologie des poissons - INRA,1985)

Se si analizzano i dati rilevati nel Rio torto nel periodo di

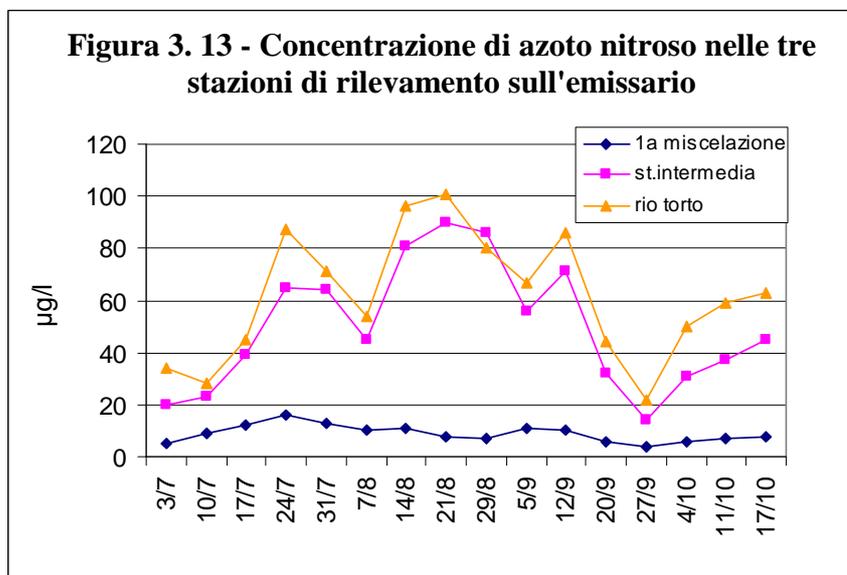
attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica risulta un quadro parzialmente negativo (figura 3.13). A differenza degli altri parametri la concentrazione di azoto nitroso tende infatti ad aumentare lungo il corso del Rio torto, raggiungendo spesso i valori più elevati nella stazione finale, dove in alcuni casi si raggiungono i 101 µg/l.

I valori più elevati sono relativi al 14/8 ed al 21/8, con massimi rispettivamente di 96 µg/l e 101 µg/l nella stazione finale. In questa fase la prolungata assenza di precipitazioni ha comportato una progressiva riduzione dell'acqua di deflusso superficiale e quindi una minima diluizione dell'acqua di prelievo ipolimnico. La presenza di azoto nitroso aumenta parallelamente anche alla concentrazione di azoto ammoniacale nella vasca di ingresso dell'impianto.

Nella fase terminale si evidenziano valori più contenuti, con un minimo di 14 µg/l nella stazione intermedia il 27/9. La causa di questa tendenza evolutiva è il marcato aumento della portata di deflusso superficiale in seguito ad una fase con intense precipitazioni ed un progressivo incremento della diluizione delle acque di fondo con quelle superficiali povere di azoto nitroso.

E' invece da evidenziare la concentrazione limitata di questo composto nella stazione di prima miscelazione, a conferma dell'intensa attività batterica presente lungo il corso d'acqua. Si consideri infatti che l'azoto nitroso è praticamente assente nelle acque anossiche ipolimniche e nell'acqua di deflusso superficiale dove la concentrazione di ossigeno disciolto non è in genere limitante. In questa stazione le concentrazioni si mantengono inferiori a 20 µg/l per quasi l'intero periodo di rilevamento.

Le concentrazioni di azoto nitroso nella stazione intermedia e finale hanno solamente in rari casi raggiunto un limite potenzialmente in grado di determinare fenomeni di asfissia nei pesci. E' comunque evidente che la concentrazione di azoto nitroso potrebbe rappresentare un fattore di rischio: il monitoraggio di questo composto durante il periodo di attività dell'impianto è dunque prioritario e la diluizione con il deflusso superficiale, unico intervento di contenimento applicabile, dovrebbe essere calibrata su questo parametro.



E' pertanto opportuno mantenere il lago su livelli più elevati nel periodo tardo primaverile, al fine di garantire un sufficiente volume idrico di scorta per le eventuali diluizioni dell'acqua di fondo nei periodi di siccità.

3.2.5 Effetti collegati alla presenza di *Thiopedia rosea*

Mentre nel 2017 durante il periodo luglio-agosto sono stati rilevati valori di trasparenza limitati (1,6 m il 18/7), nel 2018 nel mese di luglio la trasparenza rilevata è pari a 2,7 m. Anche nel 2019 il valore del disco di Secchi nel mese di luglio era piuttosto elevata, pari a 3,2 m. Ciò ha quindi favorito la presenza di attività fotosintetica nello strato ipolimnico ed in particolare lo sviluppo di solfobatteri fotosintetici (*Thiopedia rosea*). Nel 2020 nel periodo luglio-agosto i valori di trasparenza si sono mantenuti su livelli inferiori, pari rispettivamente a 1,5 e 1,6 metri, mentre nel 2021 si rilevano valori più elevati, pari rispettivamente a 4,1 e 3,1 metri. Nell'estate 2021 la comparsa di questo solfobatterio è stata quindi favorita, segnalando una presenza più limitata nel



Foto 3.1 - Depositi di Thiopedia rosea sui sedimenti del Rio Torto

seguito a fenomeni di parziale circolazione termica. Nel 2022 erano presenti valori di trasparenza leggermente inferiori, pari rispettivamente a 3,0 e 2,3 metri, ma la presenza di *Thiopedia* è stata riscontrata durante l'intera fase di attività dell'impianto. Anche nel 2022 si rilevano valori di trasparenza simili, pari rispettivamente a 3,5 e 1,8 metri nel periodo luglio-agosto e 2,1 metri a settembre. La presenza di *Thiopedia* è stata comunque riscontrata durante l'intera fase di attività dell'impianto.

Questi batteri fotosintetici, in presenza di una minima radiazione luminosa svolgono un'azione positiva ossidando l'idrogeno solforato e riducendo quindi il debito di ossigeno nel primo strato anossico. Lo sviluppo di *Thiopedia rosea* (foto 3.1 e 3.2) rappresenta un importante segnale positivo per quanto riguarda l'evoluzione del bacino est in quanto indice di migliori valori di trasparenza durante il periodo estivo rispetto alle fasi iniziali dell'attività di aspirazione ipolimnica. Un ulteriore aspetto positivo collegato alla presenza di *Thiopedia* è la conseguente rimozione dell'idrogeno solforato. Nel 2023 questo composto mostra però concentrazioni ipolimniche superiori rispetto alle ultime annate. Questo aspetto verrà approfondito nel paragrafo relativo al bacino lacustre.

Questo solfobatterio fotosintetico, che può raggiungere notevoli densità nella zona di prelievo delle acque ipolimniche anossiche, utilizza il solfuro di idrogeno (H₂S) come donatore di elettroni per i processi fotosintetici. Svolge quindi un ruolo positivo nell'ambiente contribuendo alla rimozione di

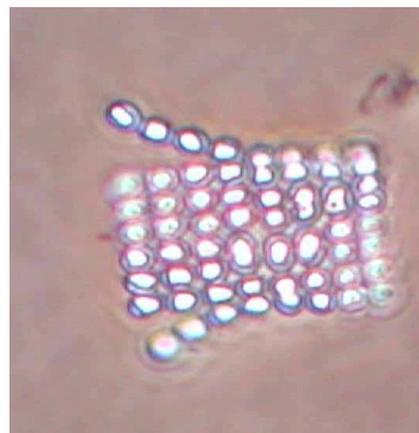


foto 3.2 – Aggregato tabulare di T.rosea

già nell'ultima settimana di settembre in mese di settembre quando la trasparenza del bacino est era in diminuzione (2,3 m). Una fase di graduale decremento si è però verificata

questo composto tossico e come prodotto dell'attività fotosintetica forma depositi di zolfo sottoforma di granuli neri all'interno delle cellule.

Per quanto riguarda il lago di Annone est il processo di sviluppo di questo batterio è ovviamente collegato alla presenza contemporanea di H_2S e di una ridotta intensità luminosa, caratteristiche che trova nella parte alta dello strato anossico (8-9 metri). Il deposito rosa nell'emissario non rappresenta un reale fattore di rischio per la fauna acquatica, ma un danno sostanzialmente estetico al corso d'acqua.

3.3 Determinazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) nell'emissario

Premessa

A differenza del dato chimico, che rappresenta una fotografia dello stato di qualità del corso d'acqua al momento del prelievo, tale metodica di indagine presenta la possibilità di rilevare anomalie conseguenti ad immissioni anche non immediatamente precedenti alla data del prelievo, grazie alla durata del ciclo vitale degli organismi presi in considerazione (in genere mesi). Le modifiche sulla struttura del popolamento bentonico causate da fattori esterni restano quindi evidenziabili per un periodo significativo. Data la relativa stabilità di tali organismi (a differenza dell'analisi diretta sull'acqua che permette solo verifiche immediate) è dunque possibile costruire una mappa di distribuzione delle varie unità sistematiche lungo il corso del fiume, al fine di localizzare eventuali fonti di alterazione che determinano un progressivo scadimento delle qualità ambientali.

Al fine di valutare l'impatto conseguente all'immissione delle acque ipolimniche nell'emissario Rio Torto è stata effettuata un'indagine sul popolamento di macroinvertebrati bentonici. La stazione di monte è ubicata in prossimità dell'ipermercato Iperal. Il punto di campionamento è visualizzato nella foto allegata. Per quanto riguarda invece la stazione di valle è ubicata poco a monte del depuratore di Valmadrera.

3.3.1 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni biologici.

Per l'operazione di prelievo è stato utilizzato un retino standard per indicatori biologici (apertura 20 cm di lato, maglia 300 μm). La separazione ed una prima analisi degli organismi raccolti è stata effettuata direttamente sul posto; i campioni sono stati quindi fissati in formaldeide al 3%. In laboratorio si è poi proceduto alla divisione per gruppi sistematici ed alla successiva determinazione delle singole unità sistematiche tramite analisi allo stereomicroscopio. Per la classificazione del materiale biologico sono state utilizzate le guide del C.N.R. relative al riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Per la valutazione dell'indice biologico si è fatto riferimento all'Indice Biotico Esteso (Ghetti 1997, Trento).

3.3.2 Cronologia dei campionamenti

Al fine di verificare l'impatto dell'attività di prelievo ipolimnico un primo campionamento è stato effettuato nel mese precedente alla messa in funzione dell'impianto (12/06/2023), mentre nella fase terminale del periodo di aspirazione ipolimnica si è proceduto ad una seconda verifica (11/10/2023).

3.3.3 Ubicazione delle stazioni di campionamento

Sono state quindi prese in considerazione due stazioni di rilevamento, rispettivamente la stazione 1 (situata a monte della stazione 5 dei prelievi chimico-fisici) posizionata in prossimità dello svincolo per Civate della SS36 (vedi foto 3.3), la stazione 2 (che corrisponde alla stazione 6 dei prelievi chimico-fisici) che è invece localizzata più a valle, nella zona di ingresso dell'impianto di depurazione della Rio torto, a monte dello scarico del depuratore di Valmadrera (foto 3.4).

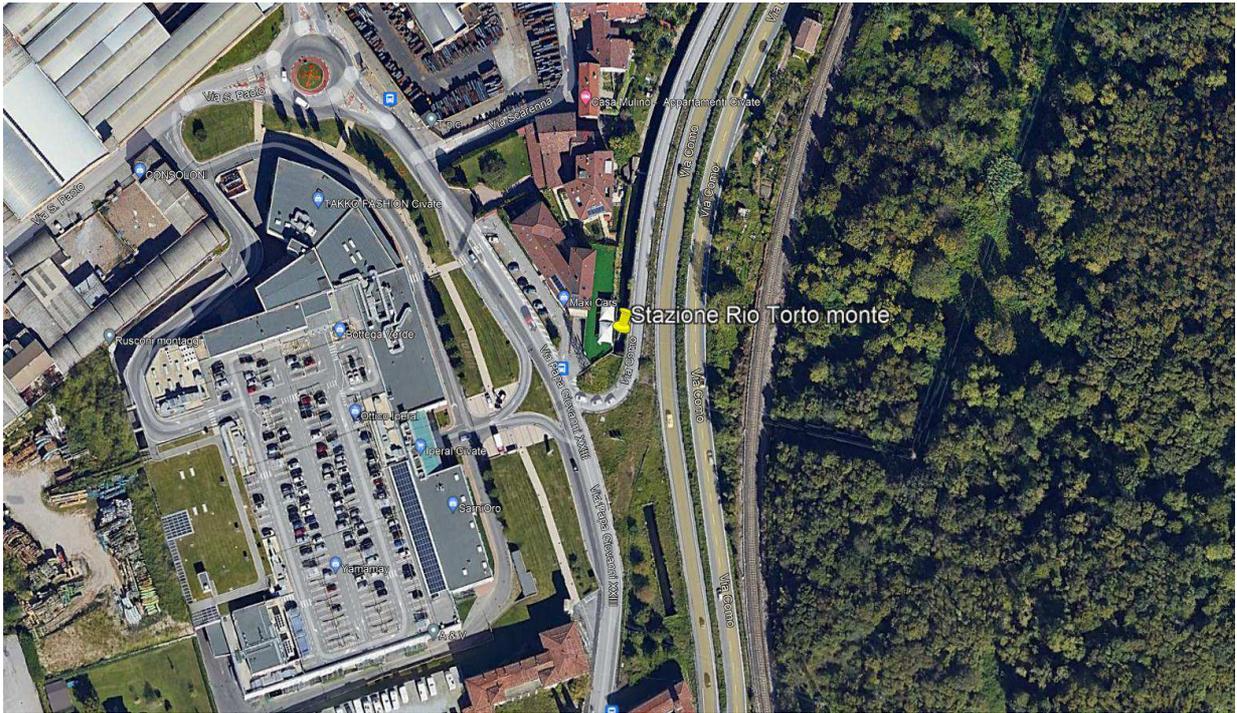


Foto 3.3- Primo punto di campionamento I.B.E

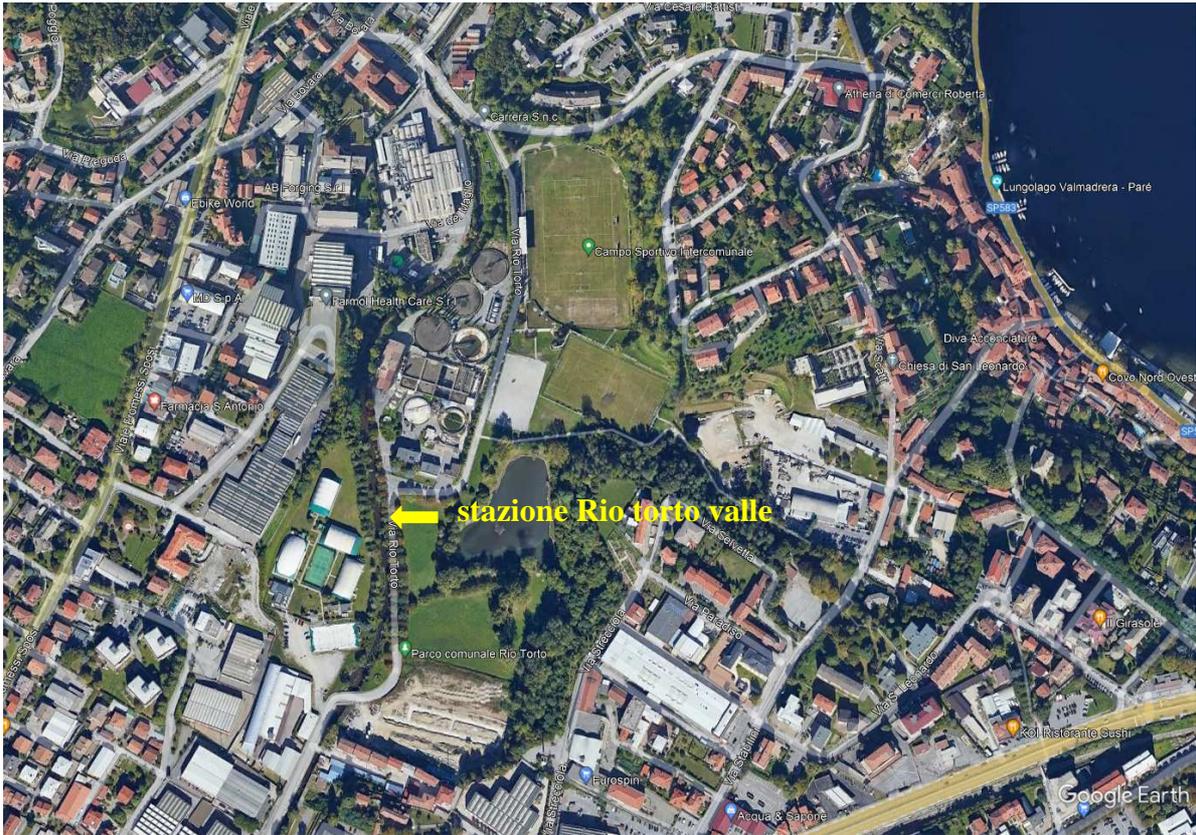


Foto 3.4 - Secondo punto di campionamento I.B.E.

3.3.4 Campionamento del 12/06/2023

Per quanto riguarda la valutazione dell'Indice Biotico Esteso nella stazione di monte è da rilevare la presenza di 10 Unità Sistematiche, con ingresso orizzontale su Tricotteri con più di una U.S. L'applicazione della tabella di calcolo dell'IBE indica come risultante un valore pari a 6, corrispondente ad una 3a classe di qualità.

Corpo idrico: Rio torto			
Data di campionamento : 12/06/2023			
Struttura della comunità di macroinvertebrati			
		Monte	Valle
Efemerotteri	<i>Baetis</i>	x	xxx
	<i>Caenis</i>		xx
	<i>Procleon</i>		x
Tricotteri	<i>Hydropsychidae</i>	xxx	x
	<i>Leptoceridae</i>		x
Ditteri	<i>Chironomidae</i>	x	x
	<i>Simuliidae</i>	x	x
	<i>Tipulidae</i>		
	<i>Anthomyidae</i>		
Crostei	<i>Asellidae</i>	x	
	<i>Gammaridae</i>		
	<i>Ostracodae</i>		
Gasteropodi	<i>Physidae</i>	x	x
	<i>Bithyniidae</i>		
	<i>Lymnaeidae</i>	x	
Odonati	<i>Cordulegaster</i>		(1)
	<i>Calopteryx</i>		
Coleotteri	<i>Elminthidae</i>	x	x
Bivalvi	<i>Dreissena</i>		
Irudinei	<i>Erpobdella</i>	xx	x
	<i>Helobdella</i>		
	<i>Glossiphonia</i>		
Tricliadi	<i>Dugesia</i>		
Oligocheti	<i>Lumbricidae</i>	x	
	<i>Tubificidae</i>		
	Totale U.S.	10	10
	IBE	6	6

La stazione di valle segnala la presenza di 10 Unità Sistematiche. L'ingresso orizzontale è su Efemerotteri con una U.S., da cui deriva un valore di I.B.E. anche in questo caso pari a 6. La stazione di valle rientra quindi nella 3a classe di qualità, con un livello simile alla stazione di monte. Alla prima data di campionamento, in assenza di attività dell'impianto di aspirazione, la stazione a monte dell'impianto di depurazione di Valmadrera rientra in una 3a classe di qualità. Pertanto, anche in assenza dello scarico di fondo, lo stato attuale del torrente Rio Torto a valle dell'abitato di Valmadrera corrisponde ad un ambiente alterato.

Una 3a classe di qualità sarebbe comunque una condizione accettabile per quanto riguarda lo stato complessivo dell'emissario Rio Torto durante la fase di attività dell'impianto. In assenza dello scarico dell'impianto di aspirazione, la 3a classe indica la presenza di altri apporti inquinanti lungo il corso dell'emissario.

12/06/2023 Rio torto monte			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
10	6	III	Ambiente alterato

12/06/2023 Rio torto valle			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
10	6	III	Ambiente alterato

3.3.5 Campionamento del 11/10/2023

Per quanto riguarda la valutazione dell'Indice Biotico Esteso nella stazione di monte è da rilevare la presenza di 11 Unità Sistematiche, con ingresso orizzontale su Tricotteri con più di una U.S. A differenza del campionamento di giugno, l'applicazione della tabella di calcolo dell'IBE indica come risultante un valore pari a 7, che rientra comunque nella 3a classe di qualità.

Corpo idrico: Rio torto			
Data di campionamento : 11/10/2023			
Struttura della comunità di macroinvertebrati			
		Monte	Valle
Efemerotteri	<i>Baetis</i>	XX	XXX
	<i>Caenis</i>		X
	<i>Proclleon</i>		
Tricotteri	<i>Hydropsychidae</i>	XXX	XX
	<i>Limnephilidae</i>		
Ditteri	<i>Chironomidae</i>	X	X
	<i>Simuliidae</i>	XX	X
	<i>Tipulidae</i>		X
	<i>Athericidae</i>	(1)	
Crostacei	<i>Asellidae</i>		X
	<i>Ostracodae</i>		
Gasteropodi	<i>Physidae</i>	XX	
	<i>Bithyniidae</i>		
	<i>Lymnaeidae</i>	XX	
Odonati	<i>Calopteryx</i>	X	X
Coleotteri	<i>Elminthidae</i>		
Bivalvi	<i>Dreissena</i>	X	
	<i>Sphaerium</i>	X	
Irudinei	<i>Erpobdella</i>	X	
Tricladi	<i>Dugesia</i>	X	
Oligocheti	<i>Lumbricidae</i>	X	X
	<i>Lumbriculidae</i>		
	Totale U.S.	11	9
	IBE	7	6

La stazione di valle segnala la presenza di 9 Unità Sistematiche. L'ingresso orizzontale è anche in questo caso su Tricotteri con più di una U.S., da cui deriva un valore di I.B.E. pari a 6. Anche la stazione di valle rientra quindi nella 3a classe di qualità come nel campionamento di giugno.

Si consideri che nel punto di 1a miscelazione la concentrazione di O₂ disciolto è stata sempre mantenuta sopra i 5,5 mg/l, con percentuali di saturazione quasi sempre superiori al 60%. Anche la concentrazione di N-NH₄ è risultata quasi sempre inferiore a 0,6 mg/l, ad esclusione del 21/8 (0,79 mg/l).

In prossimità della ditta "è luce", la concentrazione di O₂ disciolto è risultata sempre superiore a 6 mg/l ed al 70% di saturazione.

Si può pertanto affermare che anche nel 2023 l'attività di aspirazione ipolimnica ha avuto un impatto molto limitato sull'emissario Rio Torto, in quanto non sono rilevabili variazioni tra la situazione precedente all'entrata in funzione dell'impianto (3a classe di qualità) e quella rilevata al termine della fase di aspirazione ipolimnica (3a classe di qualità).

11/10/2023 Rio torto monte			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
11	7	III	Ambiente alterato

11/10/2023 Rio torto valle			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
9	6	III	Ambiente alterato

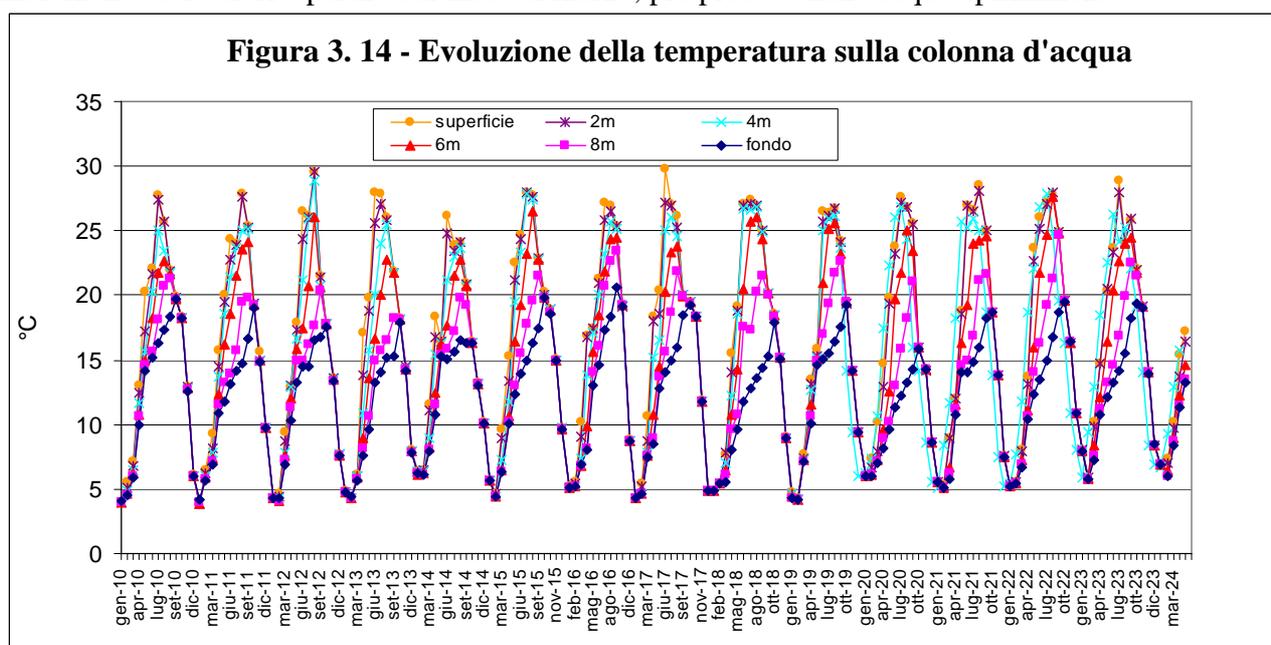
3.4 Indagini effettuate sul bacino di Annone est

3.4.1 Temperatura

Parallelamente all'attività di controllo sull'impianto sono state effettuate anche campagne mensili di rilevamento nel bacino di Annone est, al fine di verificare eventuali effetti negativi (surriscaldamento dell'ipolimnio, destratificazione termica della colonna d'acqua, ecc.) conseguente all'attività di prelievo ipolimnico. Il quadro iniziale del 2024 mostra temperature medie più elevate rispetto alle annate precedenti nel periodo marzo- aprile, mentre nel mese di maggio si riscontra un valore inferiore alla media recente.

Anno	Marzo	Aprile	Maggio
2009	7,7°C	12,7°C	17,4°C
2010	6,4°C	11,4°C	16,1°C
2011	7,8°C	13,1°C	16,6°C
2012	8,0°C	12,1°C	16,0°C
2013	5,9°C	11,1°C	14,7°C
2014	9,3°C	14,2°C	16,0°C
2015	7,5°C	11,9°C	17,5°C
2016	7,9°C	12,3°C	15,8°C
2017	8,3°C	13,3°C	16,1°C
2018	6,8°C	11,7°C	15,2°C
2019	7,3°C	11,9°C	15,2°C
2020	7,8°C	10,8°C	14,9°C
2021	7,5°C	11,5°C	16,8°C
2022	7,4°C	11,8°C	17,9°C
2023	8,8°C	12,7°C	16,9°C
2024	9,2°C	12,8°C	15,1°C

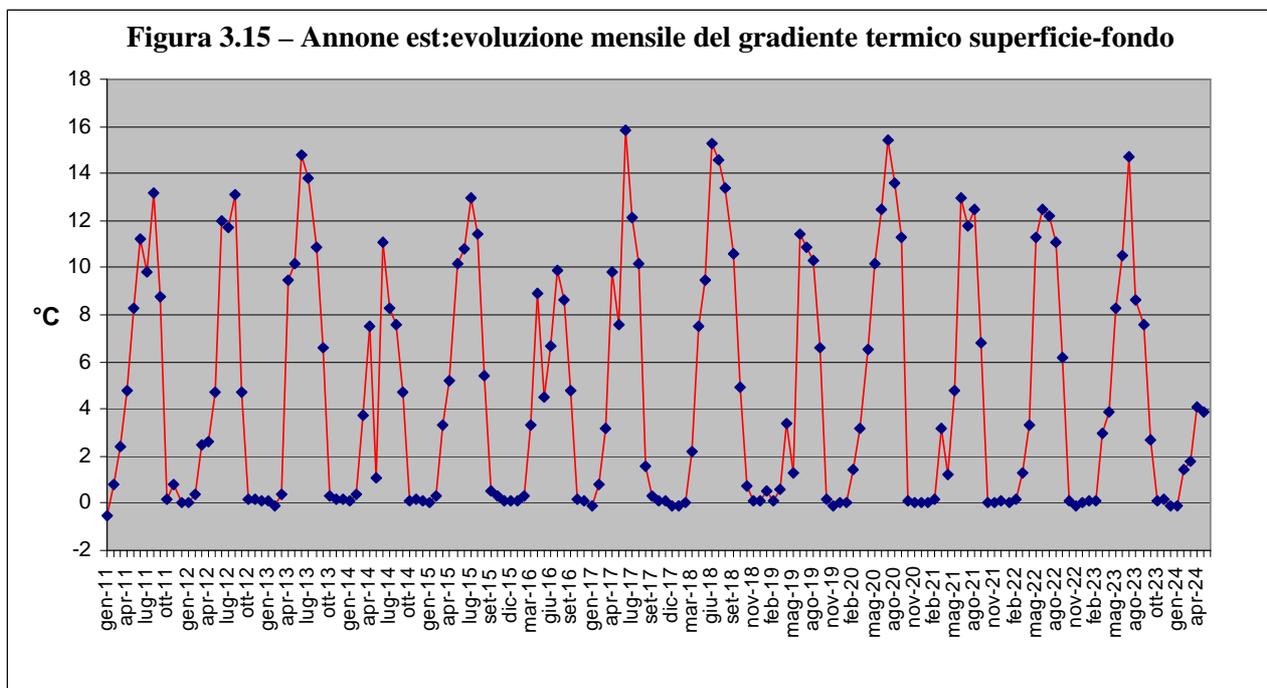
Per quanto riguarda la temperatura (figura 3.14) risulta evidente la dinamica annuale con un incremento dei valori a partire dal mese di marzo, più precoce nelle acque epilimniche.



Il progressivo raffreddamento della massa d'acqua in condizioni di circolazione termica completa durante la fase autunnale del 2023 prosegue fino al mese di febbraio 2024, con una temperatura media minima sulla colonna d'acqua di 6,6°C. A fine inverno ha inizio il processo di stratificazione

termica che tende a separare le acque superficiali più calde (e quindi a minore densità) da quelle del fondo più fredde. La progressiva separazione degli strati comporta una serie di conseguenze importanti, quali l'assenza di trasporto negli strati profondi dell'ossigeno prodotto per via fotosintetica negli strati superiori.

Nell'ipolimnio, in assenza di luce e quindi di processi fotosintetici, si verifica pertanto un progressivo consumo di ossigeno disciolto a causa dei processi di mineralizzazione conseguenti alla sedimentazione della sostanza organica. Questa dinamica porta rapidamente a condizioni di carenza di O₂ disciolto fino all'anossia totale.



Dal mese di marzo ha quindi inizio un nuovo processo di stratificazione termica, anche se il gradiente termico superficie-fondo risulta ancora limitato (1,8°C). Anche nel 2024 il processo di stratificazione termica risulta lineare con un progressivo incremento senza evidenti interruzioni primaverili (figura 3.15). Il massimo gradiente superficie-fondo è raggiunto nel mese di luglio con una differenza di temperatura di 14,7°C. Le favorevoli condizioni meteorologiche del mese di settembre hanno ritardato la fase di circolazione termica che si è realizzata nella seconda metà di ottobre.

La circolazione termica totale è raggiunta al 23/10/2023, quindi sovrapponibile alle ultime annate.

Un altro aspetto che è importante sottolineare è la differenza di temperatura delle acque di fondo (fig.3.15b). Nel 2010 la temperatura media nel periodo giugno-settembre a livello del fondale è pari a 16,8°C, mentre nello stesso periodo del 2011 il valore medio scende a 14,7°C, con una differenza quindi di quasi 3°C. Nonostante l'estate molto calda, nel 2012 il valore medio è pari a 15,6°C, quindi ancora inferiore rispetto al 2010. Nel 2013 si conferma il dato del 2011 con 14,4°C, mentre nel 2014 sale a 15,9°C.

Nel 2015 risulta un valore medio sovrapponibile al 2014 con 15,7°C, mentre il 2016 indica un sensibile incremento con 17,7°C. Tale incremento è però da imputare principalmente ai più frequenti episodi ventosi dell'estate 2016 ed ai conseguenti fenomeni di circolazione termica parziale. Nel 2017 risulta un valore medio pari a 15,9°C, sovrapponibile al dato del 2014 e del 2015. nel 2018 si riscontra una temperatura media nettamente inferiore (13,2 °C), che rappresenta il minimo assoluto dal 2010. Questa condizione si collega in parte alla quasi totale assenza di episodi ventosi durante la stagione estiva e quindi all'assenza di circolazioni termiche parziali che tendono a riscaldare le acque ipolimniche. Situazione diversa nel 2019, con temperature del fondo superiori a 15°C già nel mese di giugno. Nel 2020 è invece riscontrabile una situazione più simile al 2018, con temperature di fondo inferiori rispetto alla norma. Nel mese di giugno si evidenzia un valore di

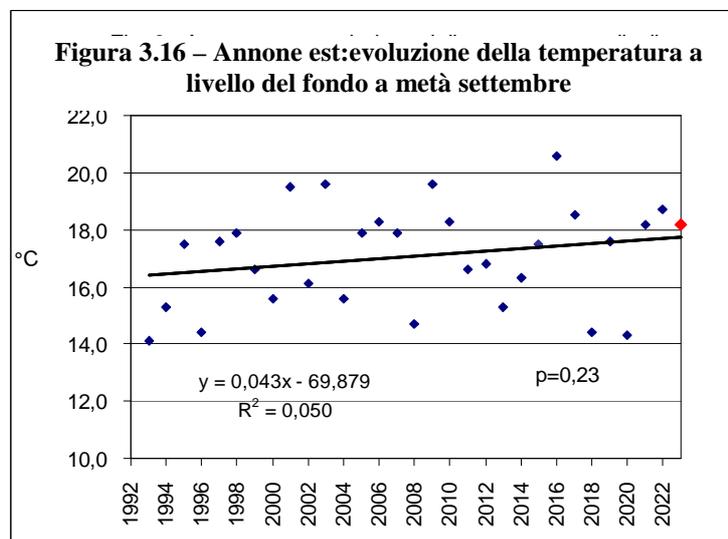
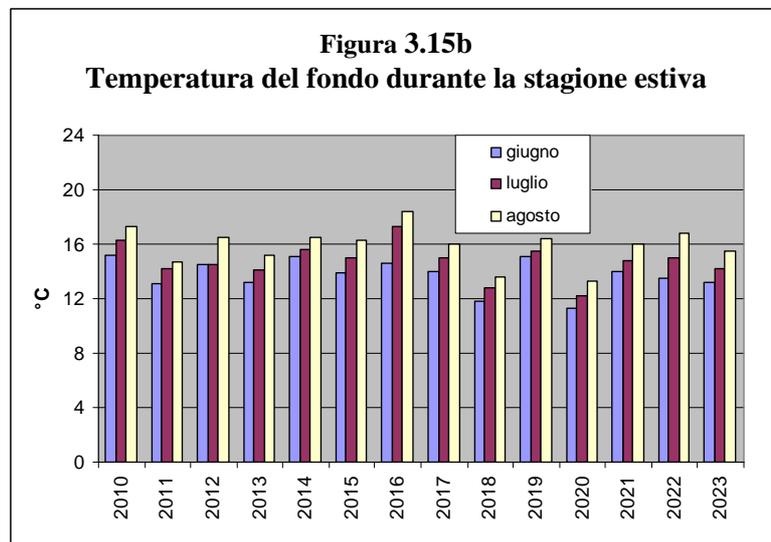
11,3°C, in luglio 12,2°C ed in agosto 13,3°C. Tutto i valori rappresentano dei minimi assoluti dal 2010. Per quanto riguarda il 2021 è da rilevare un incremento dei valori rispetto al 2020, con temperature superiori a 14°C già a partire dal mese di giugno. Nel 2022 si riscontrano valori sovrapponibili al 2021, con valori compresi tra 13,5°C a giugno e 16,8°C a settembre. Anche nel 2023 si riscontrano valori sovrapponibili alle ultime annate, con valori compresi tra 13,2°C a giugno e 15,5°C ad agosto.

Questo gradiente tra superficie e fondo risulta di fondamentale importanza nella gestione dell'attività di aspirazione perché una temperatura inferiore del fondale ostacola i processi di destratificazione termica parziale e ritarda la circolazione termica totale, migliorando quindi la resa dell'attività stessa.

Per quanto riguarda l'impianto di aspirazione ipolimnica, una prima analisi dei dati relativi alla temperatura è verificare la presenza di eventuali processi di destratificazione termica innescati dall'attività di prelievo. A tale scopo è utile confrontare le temperature rilevate a livello del fondo a metà settembre a partire dal 1993, utilizzando i dati del Consorzio Lago di Annone. La figura 3.16 mostra la tendenza evolutiva nel periodo indicato. Il dato relativo al 2023 è relativo al campionamento del 11/9/23 quindi molto prossimo al periodo di riferimento (metà settembre).

Analizzando la figura appare evidente che temperature elevate a livello del fondo si erano già verificate nel 2001 (19,5°C) e nel 2003 (19,6°C), quando l'impianto di aspirazione ipolimnica non era ancora esistente. Il dato relativo al 2018 conferma questa ipotesi, segnalando un valore (14,4°C) molto prossimo al minimo assoluto del 1993 (14,1°C). Anche a lungo termine la correlazione non risulta per ora significativa ($r^2=0,05$ - $p=0,23$).

Un ulteriore contributo può essere ricavato dal confronto tra le temperature rilevate a livello del fondo durante la stagione estiva del 1989 (dati G.Chiaudani e coll) con quelle relative al periodo 2009-2021. Dall'analisi della figura 3.17 risulta evidente la diversa dinamica della temperatura del fondo nel biennio 2009-2010, con valori che nel periodo estivo subiscono un graduale incremento fino ad un massimo di circa 3,6°C nel mese di settembre 2009 rispetto al 1989. La dinamica relativa al triennio 2011-2014 mostra invece una sostanziale sovrapponibilità con i dati del 1989, indicando un'incidenza limitata dell'attività di aspirazione sulle dinamiche termiche dell'ipolimnio. Si consideri inoltre che il periodo luglio-agosto 2012 è stato particolarmente caldo e scarso di precipitazioni, e questo ha certamente influito sulla termica lacustre. Per quanto riguarda il 2016 è invece rilevabile un importante incremento

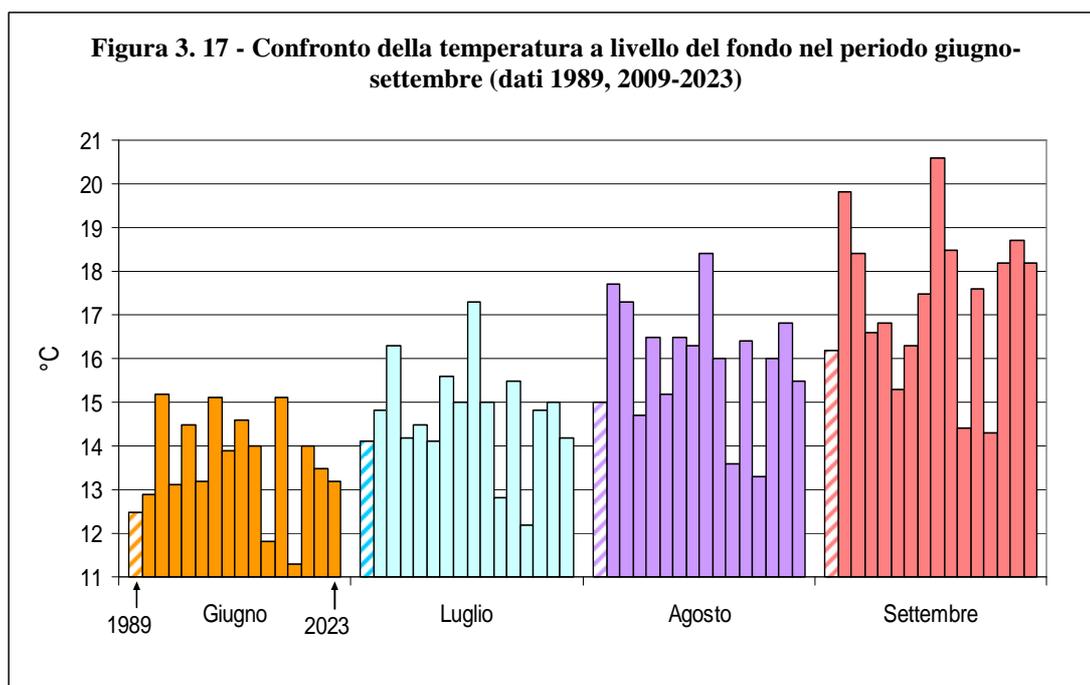


delle temperature sul fondale nel periodo estivo.

Al contrario il 2018 mostra valori minimi assoluti da giugno a settembre, nettamente inferiori anche ai dati del 1989. Nonostante le temperature elevate del periodo estivo nel 2018 a livello del fondo si riscontrano temperature decisamente inferiori alle annate precedenti e questa condizione ha determinato un marcato ritardo della circolazione termica totale, avvenuta il 26/10. La causa di questa apparente anomalia è in parte l'assenza di episodi ventosi durante la stagione estiva. Questi eventi, innescando fenomeni di circolazione termica parziali, determinano infatti un graduale riscaldamento delle acque ipolimniche.

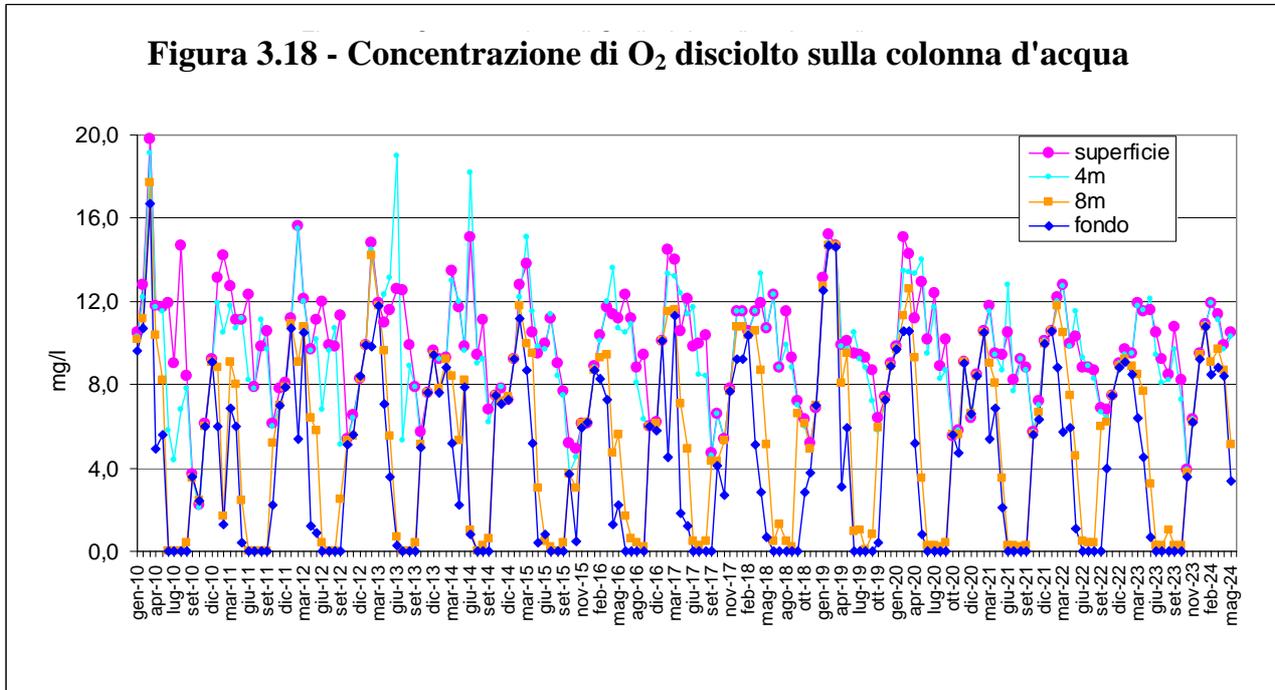
Nel 2019 è rilevabile un nuovo incremento delle temperatura estive sul fondale, ma nel 2020 si registrano i minimi assoluti dell'intero periodo considerato. Nel 2021 si osserva invece un nuovo incremento, con temperature che nel mese di giugno rientrano nella media. Situazione analoga nel 2022, con valori sovrapponibili al 2021. Durante il periodo estivo del 2023 si riscontrano temperature leggermente inferiori rispetto alle ultime due annate.

Sulla base di questi dati sembra quindi che l'attività di aspirazione non abbia una reale incidenza sulla temperatura della zona ipolimnica. Si consideri che i valori più elevati sono collegati a maggiori eventi di circolazione termica parziale durante la stagione estiva. Anche un eventuale aumento della trasparenza dell'acqua potrebbe determinare un incremento delle temperature ipolimniche, in seguito alla maggiore penetrazione della radiazione solare.



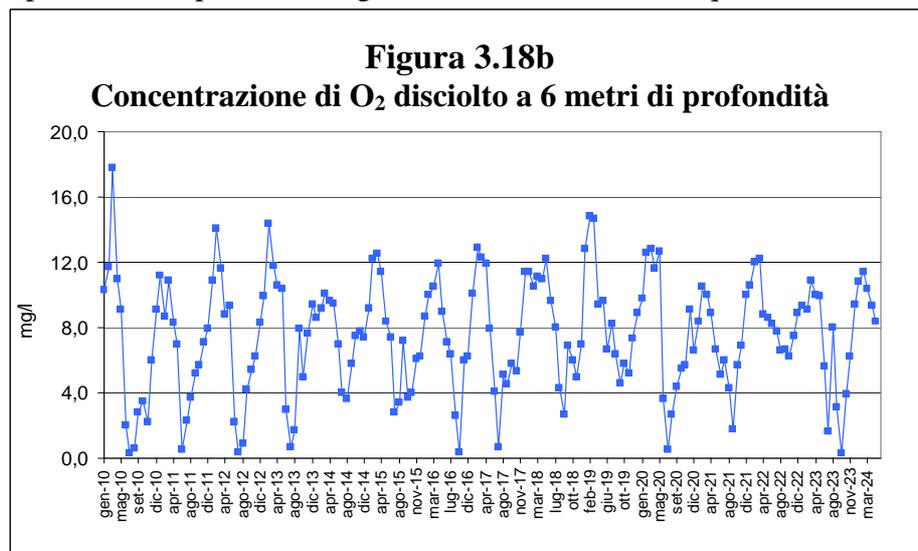
3.4.2 O₂ disciolto

Per quanto riguarda l'O₂ disciolto il quadro risulta più variabile (figura 3.18). Dalla figura risulta evidente il marcato miglioramento della zona epilimnica rispetto al periodo 2010-2014, quando le concentrazioni di ossigeno disciolto nello strato 0-4 metri segnalavano picchi elevati conseguenti a notevoli fioriture algali e quindi all'intensa attività fotosintetica.



A differenza di quanto rilevato nel 2014 e nel 2015 è da segnalare l'assenza di condizioni prossime all'anossia a 6 metri di profondità, evento che in passato durante il periodo estivo era piuttosto normale (figura 3.18b). Nel 2019 il minimo annuale è relativo al mese di settembre con 4,6 mg/l, mentre nel 2021 è invece rilevabile un minimo di 1,8 mg/l. Per quanto riguarda il 2022 il valore minimo rilevato a 6 metri di profondità è pari a 6,2 mg/l nel mese di ottobre. Il quadro relativo al 2023 risulta più negativo.

Già nel mese di luglio si rileva una concentrazione di soli 1,6 mg/l e nel mese di ottobre si riscontrano condizioni prossime all'anossia (0,3 mg/l). Le cause di questo peggioramento sono la diminuzione dei valori di trasparenza e il prolungato periodo di stratificazione termica. Questo parametro rappresenta quindi un riferimento importante da verificare nei prossimi anni come indice di tendenza del bacino lacustre.



È anche importante sottolineare che ad 8 metri di profondità non si raggiungono più condizioni di totale anossia, con un minimo di 0,2 mg/l il 17/9/2018, 0,1 mg/l il 19/8/2019, 0,2 mg/l il 18/8/2020, 0,2 mg/l il 16/8/2021, 0,4 mg/l il 9/8/2022 e 0,3 mg/l nel periodo estivo del 2023, mentre fino al 2014 le condizioni di totale anossia erano rilevabili nell'intero periodo luglio-agosto. Anche

l'evoluzione dei parametri a 8 metri di profondità potrebbe quindi rappresentare un importante segnale di miglioramento.

A livello del fondo il periodo anossico si estende invece dal 8/6 al 17/10/2023. La presenza di valori omogenei sulla colonna d'acqua al 23/10/2023 indica condizioni di circolazione termica totale.

La figura 3.19 mostra una visione più diretta della distribuzione verticale dell'O₂ disciolto sulla colonna d'acqua. Nel periodo primaverile ha inizio la fase di stratificazione termica che porta ad una progressiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di O₂ disciolto: in particolare a partire dal mese di maggio a

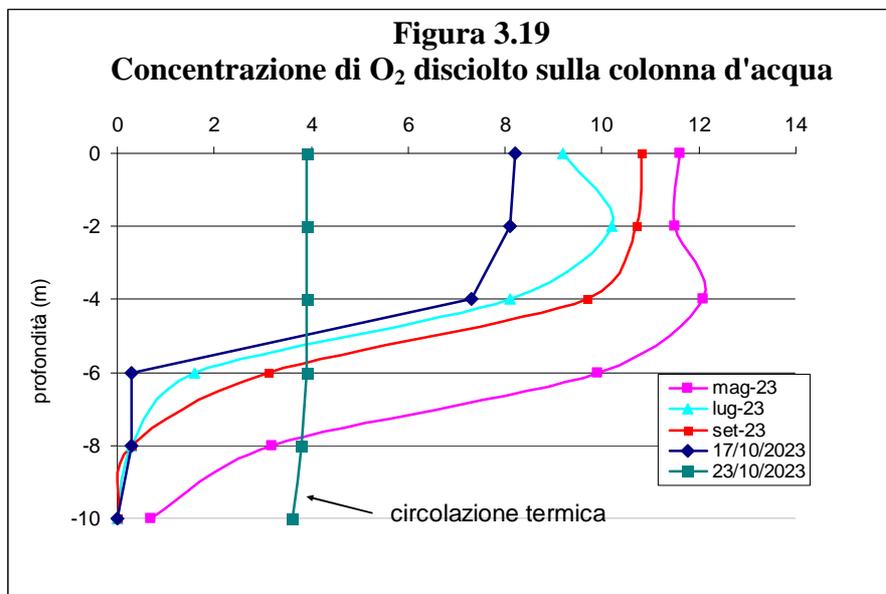
livello del fondo si riscontrano già condizioni di ipossia (0,7 mg/l). Nel mese di luglio a 6 metri profondità l'ossigeno è ancora presente con una concentrazione di 1,6 mg/l, mentre nel mese di settembre si evidenzia un marcato decremento nello strato 0-6 metri (10,8 mg/l - 3,1 mg/l).

Concentrazioni di ossigeno disciolto più omogenee dalla superficie al fondo sono riscontrabili il 23 ottobre in corrispondenza

della circolazione termica, con valori compresi tra 3,9 mg/l e 3,6 mg/l sulla colonna d'acqua.

Questo valore risulta inferiore ai dati del 2021 (5,7 mg/l), 2020 (5,5 mg/l), 2019 (5,6 mg/l), 2018 (5,9 mg/l), 2017 (5,7 mg/l), del 2016 (6,3 mg/l), del 2015 (4,1 mg/l), del 2013 (5,3 mg/l), del 2012 (5,4 mg/l) e del 2011 (5,7 mg/l).

Il dato relativo alla circolazione termica autunnale del 2023 assume pertanto un significato negativo, evidenziando una concentrazione inferiore al limite ottimale per la fauna ittica (5 mg/l).



3.4.3 Azoto ammoniacale

Un parametro che rappresenta la parte prevalente del debito ipolimnico è l'azoto ammoniacale. Nella figura 3.20 sono riportate le concentrazioni rilevate nello strato che risulta in prevalenza anossico durante la stagione estiva. Risulta evidente la costante tendenza all'incremento a livello del fondale, che indica un valore iniziale di 0,58 mg/l al 8/6 ed un valore massimo di 1,49 mg/l al 10/10. Confrontando a parità di mese (settembre), nel 2019 era pari a 2,15 mg/l, nel 2020 risultava di 2,6 mg/l, nel 2021 pari a 0,98 mg/l e nel 2022 pari a 1,2 mg/l contro 1,33 mg/l del 2023. La concentrazione di azoto ammoniacale a livello del fondo sembra quindi indicare una tendenza al decremento.

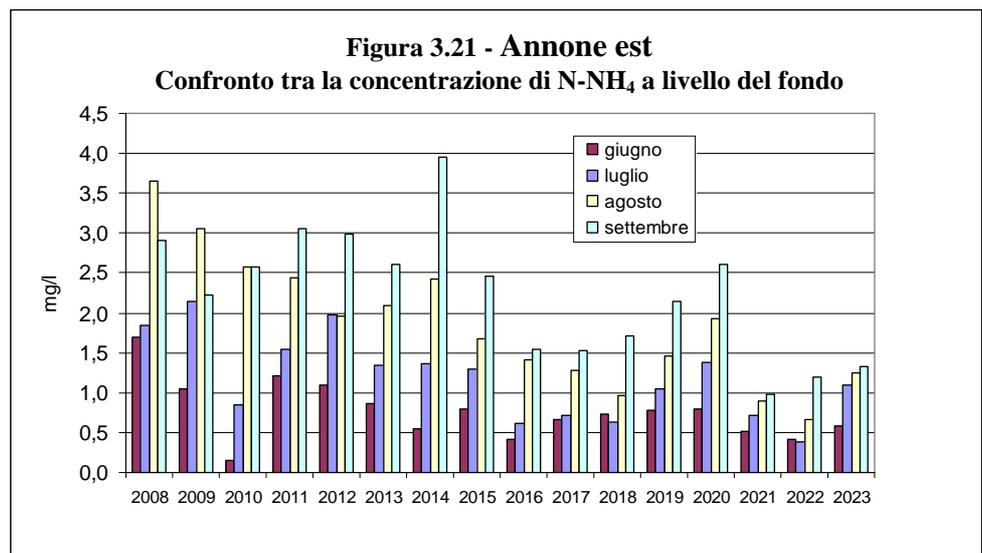
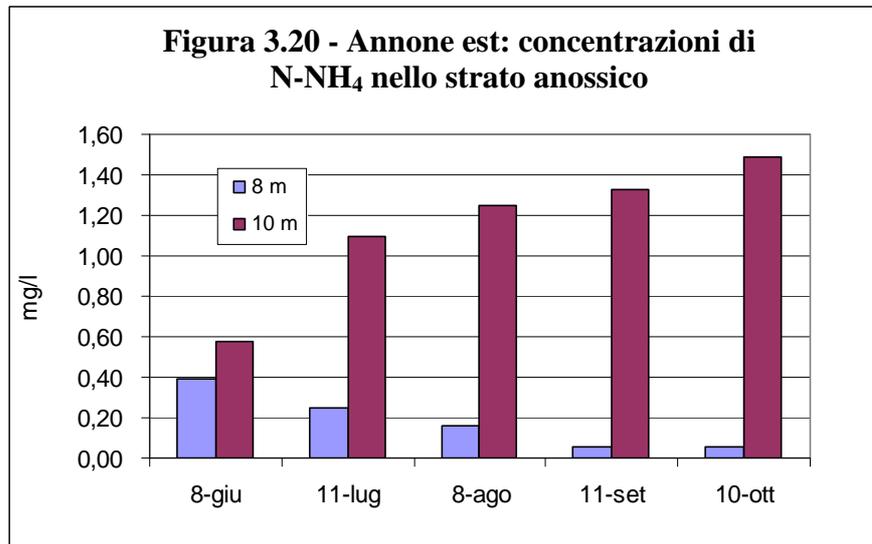
Il dato del mese di ottobre è invece difficilmente confrontabile perchè in alcune annate sono già presenti condizioni di circolazione termica totale. L'accumulo di azoto ammoniacale nell'ipolimnio è direttamente collegato ai

processi biochimici di mineralizzazione della sostanza organica in ambiente anossico e questo parametro rappresenta quindi indirettamente un indice del livello trofico del bacino lacustre. Ad 8 metri di profondità le concentrazioni di N-NH₄ evidenziano una tendenza alla diminuzione, con valori che dal 8/6 al 10/10 risultano compresi tra un minimo di 0,06 mg/l ed un massimo di 0,39 mg/l nel mese di giugno. La progressiva riduzione delle concentrazioni è la conseguenza di circolazioni termiche parziali durante la stagione estiva.

Il confronto tra i valori rilevati a livello del fondo durante la stagione estiva 2008-2023 mette in evidenza variazioni di rilievo (figura 3.21). Rispetto al 2008 nel 2009 si osservano concentrazioni più elevate nel mese di

luglio, mentre il dato relativo alla prima settimana di settembre indica un valore inferiore, certamente collegato a fenomeni di circolazione termica parziale. Per quanto riguarda il 2010 i dati relativi al mese di luglio indicano una situazione intermedia, mentre nel periodo tardo estivo i valori risultano nettamente più elevati. I valori relativi al mese di

agosto del 2011 ed al 2012 risultano invece inferiori a quelli del biennio precedente durante l'intero periodo, e ciò rappresenta un dato certamente positivo.



In particolare la concentrazione di N-NH₄ sul fondo relativa al mese di agosto 2012 evidenzia il minimo assoluto del periodo 2008-2012 con soli 1,96 mg/l. I dati relativi al 2013 confermano questa tendenza positiva con valori mensili mediamente inferiori alle annate precedenti. Per quanto riguarda il 2014 è da rilevare un'apparente tendenza al decremento nel periodo giugno-luglio, mentre il dato relativo al mese di settembre segnala il massimo assoluto dal 2008 (3,95 mg/l). Il 2015 evidenzia un quadro positivo, con valori inferiori rispetto alle annate precedenti. Il quadro relativo al 2016 è ancora migliore, con minimi nell'intera stagione estiva. Il marcato decremento rilevato nel 2016 è confermato anche nel 2017, con 1,28 mg/l nel mese di agosto e 1,52 mg/l a settembre.

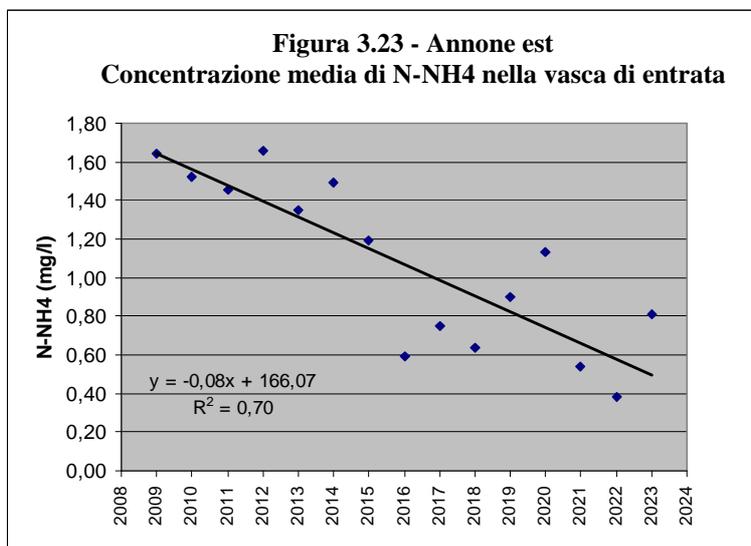
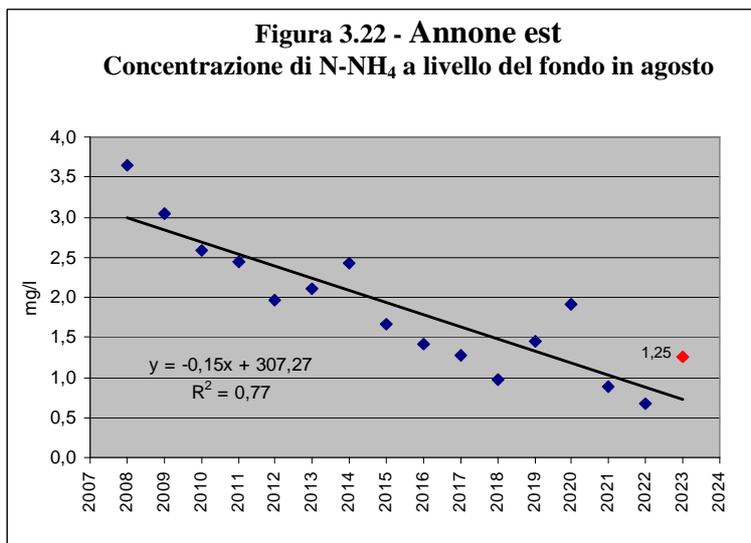
Nel 2018 è rilevabile una situazione sovrapponibile al 2017, con un minimo assoluto rispetto al periodo precedente nel mese di agosto (0,97 mg/l) mentre a settembre si riscontra un leggero incremento (1,71 mg/l) che probabilmente si collega al prolungato periodo di stabilità termica del 2018. Nel 2019 è rilevabile un parziale incremento dei valori nel periodo agosto-settembre, con un massimo di 2,15 mg/l. Anche nel 2020 si conferma una tendenza all'incremento già a partire dal mese di luglio, con un massimo di 2,6 mg/l nel mese di settembre.

La concentrazione di N-NH₄ sul fondo nel 2021 evidenzia il minimo assoluto dell'intero periodo con soli 0,89 mg/l nel mese di agosto e 0,98 mg/l nel mese di settembre. Anche nel 2022 si rilevano minimi assoluti nel mese di luglio (0,39 mg/l) e nel mese di agosto (0,67 mg/l). Nel 2023 si riscontra un parziale incremento dei valori nel periodo luglio-agosto, con 1,10 e 1,25 mg/l rispettivamente.

La concentrazione di azoto ammoniacale al termine della stagione estiva è comunque variabile, condizionata dalle circolazioni termiche parziali e dalle temperature dell'ipolimnio.

Un riferimento evolutivo più attendibile deriva dal confronto delle concentrazioni di N-NH₄ a livello del fondo nel mese di agosto (fig.3.22). Questo tipo di analisi mette ancora in evidenza una tendenza significativa al decremento ($r^2=0,77$), $p=0,000008$) dal 2008 al 2023.

Una conferma della diminuzione dell'accumulo di azoto ammoniacale nell'ipolimnio durante la fase anossica estiva è ricavabile anche dai dati relativi alla vasca di entrata dell'impianto di aspirazione che preleva l'acqua a circa 9 metri di profondità. Dalla figura 3.23 risulta evidente a lungo termine la tendenza al decremento della concentrazione media di azoto ammoniacale nel periodo luglio-agosto ($r^2=0,70$), passando da circa 1,8 mg/l iniziali a 0,81 mg/l attuali. Si segnala però un incremento rispetto alle ultime due annate.



3.4.4 Solfuri

La figura 3.24 mostra le concentrazioni di solfuri a livello del fondo. La presenza di questo composto è rilevabile a partire dal mese di luglio, con un valore pari a 0,44 mg/l. Al 8/8 la concentrazione di solfuri raggiunge 0,73 mg/l e l'11/9 si mantiene su 0,76 mg/l. In data 10 ottobre in seguito a fenomeni di circolazione termica la concentrazione di solfuri si riduce a 0,30 mg/l, per poi annullarsi il 23/10 in corrispondenza della circolazione termica totale. Ad 8 metri di profondità i solfuri risultano invece assenti per l'intera stagione estiva, e ciò rappresenta un importante segnale positivo.

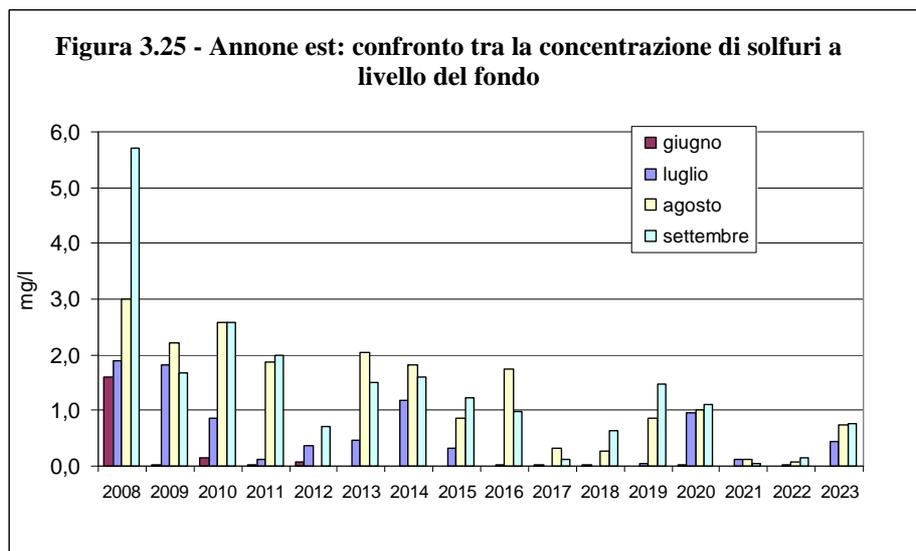
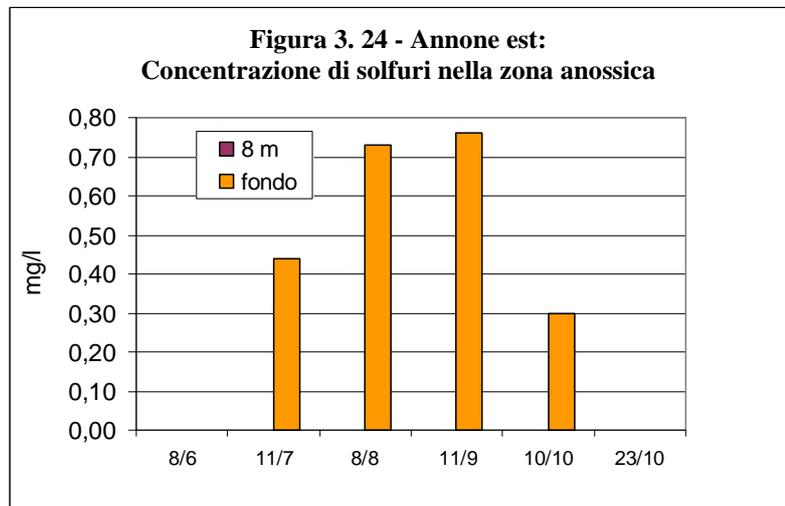
La concentrazione dei solfuri è direttamente collegata alla trasparenza: la penetrazione della radiazione solare al confine della zona anossica favorisce infatti lo sviluppo dei batteri fotosintetici (*Thiopedia rosea*) che ossidando l' H_2S a zolfo ne riducono la concentrazione ipolimnica.

Nella figura 3.25 è riportato il confronto tra la concentrazione di solfuri a livello del fondo nel periodo 2008-2023. Come per l'azoto ammoniacale nel 2012 è rilevabile un netto decremento dei valori rispetto alle annate precedenti. Il valore massimo raggiunto nel 2012 è infatti pari a soli 0,72 mg/l, mentre nel 2008 si superavano i 5 mg/l.

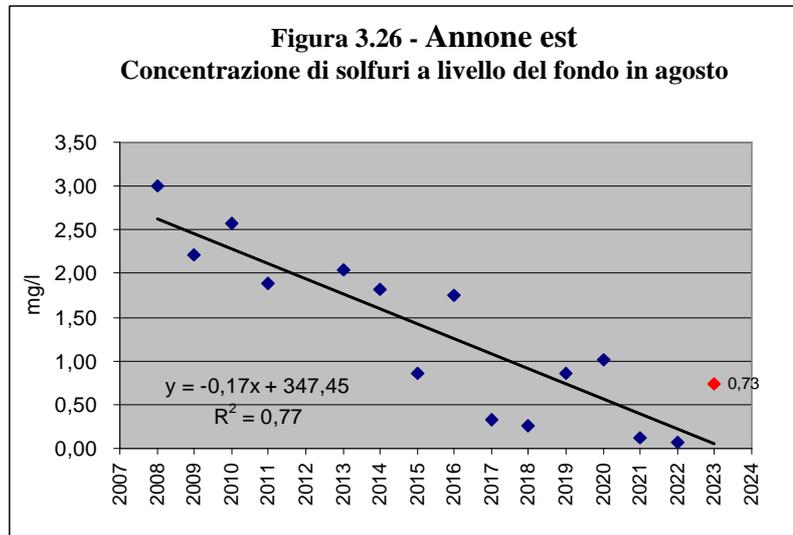
La causa della diminuzione rilevata nel 2012 va ricercata, come già evidenziato, nella elevata trasparenza estiva che ha consentito un notevole sviluppo di *Thiopedia rosea* e quindi la parziale ossidazione dei solfuri presenti nell'ipolimnio. I dati del 2014 indicano invece una sovrapposibilità con i valori del 2013, con una

concentrazione massima di circa 2 mg/l nel mese di agosto. Nel 2015 sono rilevabili valori mediamente inferiori rispetto al biennio precedente, mentre nel 2016 il dato di agosto indica un leggero incremento rispetto al 2015.

Nel 2017 è invece rilevabile un marcato decremento delle concentrazioni di solfuri a livello del fondale, con valori minimi nell'intero periodo estivo. In particolare nel mese di agosto si raggiunge il valore massimo che è di soli 0,33 mg/l. I dati del 2018 confermano il quadro molto positivo del 2017, con 0,97 mg/l nel mese di agosto. Il quadro relativo al 2019 mostra al contrario un leggero incremento dei solfuri nel mese di settembre, con un massimo di 1,47 mg/l. Si consideri però che la concentrazione sul fondale a fine estate è direttamente collegata agli eventi di circolazione termica parziale, e nel 2019 non si sono verificati episodi di rilievo. I dati relativi al 2020 indicano un incremento delle concentrazioni di solfuri, ma i valori del 2021 segnalano i minimi assoluti

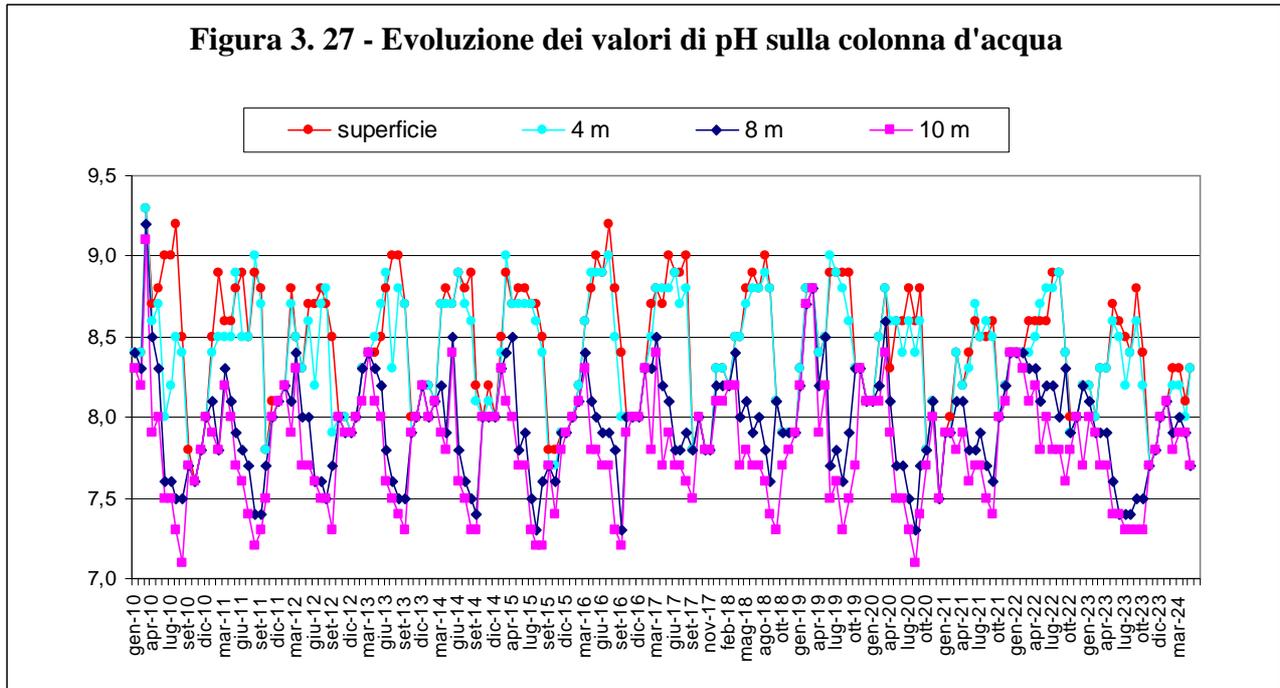


dell'intero periodo di indagine con massimi di soli 0,12 mg/l nel periodo luglio-agosto. Nel 2022 si conferma il marcato decremento con un massimo di soli 0,15 mg/l rilevati il 9/9. Il 2023 evidenzia un nuovo incremento nel periodo luglio-settembre, con valori compresi tra 0,44 mg/l e 0,76 mg/l. Se si considera che alla fine degli anni '80 durante il periodo estivo a livello del fondale i solfuri superavano normalmente i 5 mg/l (Chiaudani e Premazzi, 1992), il miglioramento relativo alla concentrazione di questo composto tossico per la fauna acquatica appare evidente. Anche in questo caso una conferma della tendenza evolutiva deriva dal confronto delle concentrazioni di H₂S a livello del fondo nel mese di agosto (fig.3.26). Come per l'azoto ammoniacale, questo tipo di analisi mette in evidenza una tendenza significativa al decremento dal 2008 al 2023 ($r^2=0,77$). Anche questo parametro rappresenta quindi un importante segnale positivo sulla evoluzione a lungo termine dello stato di qualità dell'ipolimnio.



3.4.5 pH

Nel periodo 9/5/2023-8/5/2024 i valori di pH risultano compresi tra un minimo di 7,3 unità rilevato durante il periodo estivo a livello del fondo ed un massimo di 8,8 unità rilevato il 11/9/2023 in superficie (figura 3.27). Nello strato fotico il pH è direttamente collegato all'attività fotosintetica che, in seguito alla sottrazione di CO₂, ne provoca un marcato incremento. Il picco durante i mesi estivi deriva da processi di fioritura algale in atto. A livello del fondale l'accumulo di CO₂,



derivante dai processi di respirazione, e di acidi deboli provoca al contrario un decremento dei valori di pH, che si mantengono però sopra le 7,0 unità per l'intero periodo di indagine. La netta separazione dei valori di pH sulla colonna d'acqua durante il periodo estivo può fornire un'indicazione sullo spessore dello strato fotico, che normalmente non si spinge oltre i 4 metri di profondità. La scarsa penetrazione della radiazione solare è ovviamente a sua volta collegata ai limitati valori di trasparenza dell'acqua. Un segnale positivo è però rilevabile dal decremento dei valori massimi raggiunti nell'epilimnio rispetto al 2010, quando nel periodo primaverile ed estivo si superavano spesso le 9,0 unità. Ciò indica una riduzione della densità algale e quindi del livello trofico. Si consideri inoltre che valori di pH così elevati possono determinare effetti negativi sulla fauna ittica, in particolare a livello branchiale.

3.4.6 Conducibilità elettrica

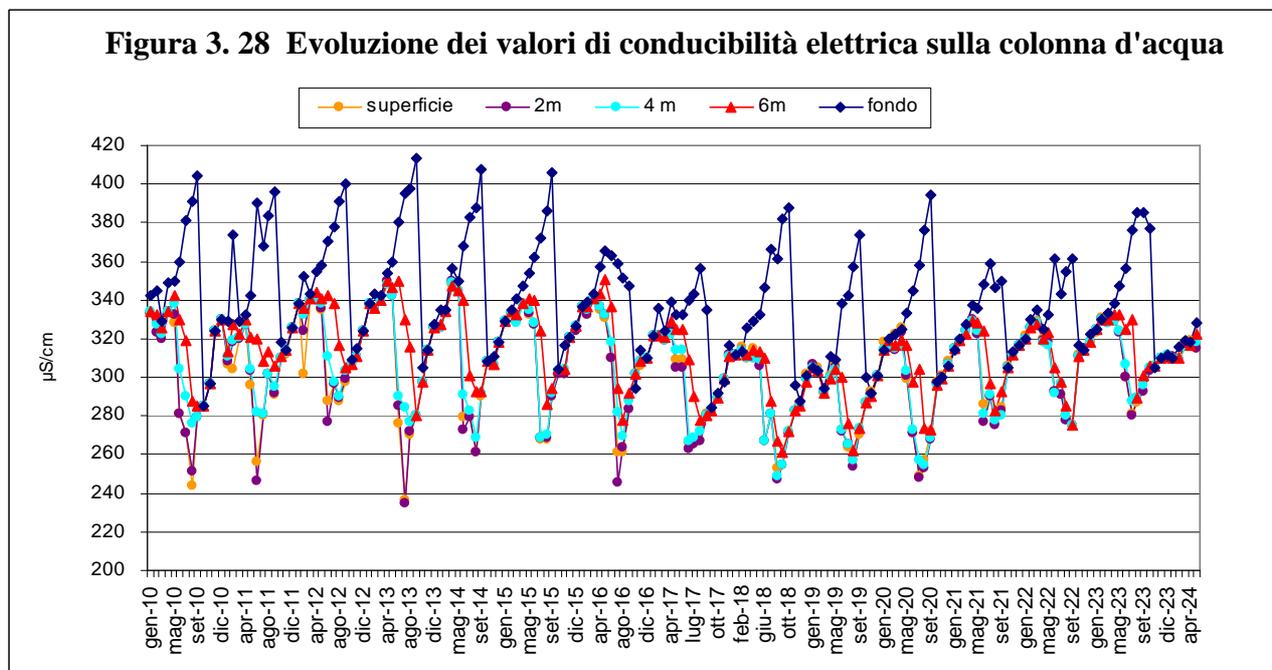
La conducibilità elettrica di un'acqua indica la sua capacità di condurre la corrente ed è quindi direttamente collegata alla concentrazione di ioni disciolti.

Ovviamente la concentrazione di sali disciolti è a sua volta collegata alla densità del popolamento algale che utilizza i sali minerali e ne riduce quindi la presenza nell'acqua. Lo sviluppo del popolamento algale determina inoltre una diminuzione indiretta dei valori di conducibilità, innescando una maggiore precipitazione dei carbonati nel periodo estivo in seguito all'aumento dei valori di pH. Al contrario i processi di mineralizzazione della sostanza organica portano alla produzione finale di sali disciolti e quindi ad un aumento dei valori di conducibilità elettrica.

Nel periodo 9/5/2023-8/5/2024 il lago di Annone est mostra un valore alla circolazione termica invernale pari a 311 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (14/02/2024) e 318 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (14/03/2024). Questo incremento è collegato all'accumulo di sali disciolti nell'ipolimnio in seguito ai processi di mineralizzazione in condizioni di stratificazione termica.

A partire dal mese di maggio si osserva in genere una netta separazione dei valori di conducibilità, con un marcato decremento negli strati superficiali ed una tendenza inversa invece nello strato ipolimnico. Le cause di questa variazione sono quelle già citate, e cioè un progressivo consumo dei sali disciolti nello strato fotico che non può essere reintegrato in seguito alla stratificazione termica in atto. Al contrario negli strati profondi i processi di mineralizzazione portano ad un accumulo progressivo di sali disciolti. Durante la stagione estiva a livello del fondo è rilevabile un progressivo incremento dei valori di conducibilità fino ad un massimo di 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ raggiunto il 11/9/2024 (figura 3.28). La successiva circolazione termica totale porta ad un repentino decremento dei valori del fondale, raggiungendo al 23/10/2023 una sostanziale uniformità sulla colonna d'acqua (306 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

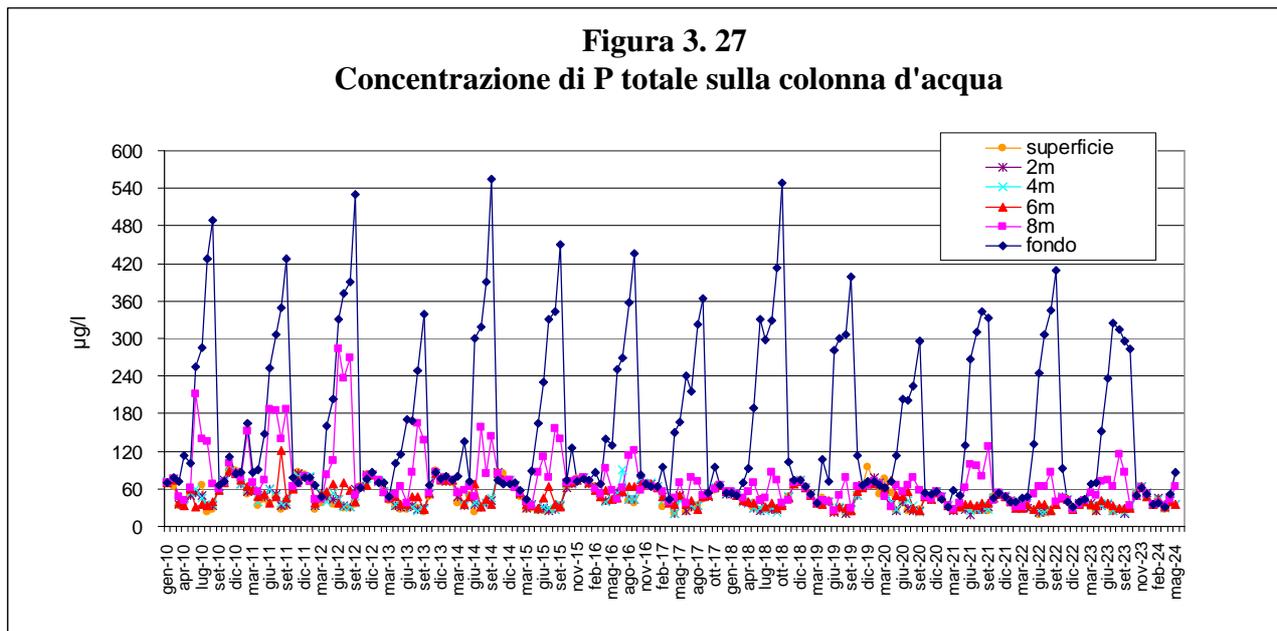
Anche i valori relativi al periodo maggio 2023-maggio 2024 sembrano evidenziare una leggera tendenza al decremento dei valori di conducibilità elettrica rispetto al decennio precedente, indice di una minore concentrazione di sali disciolti. Ciò potrebbe effettivamente derivare dall'attività di aspirazione delle acque di fondo che presentano un'elevata presenza di sali disciolti.



3.4.7 P totale e P-PO₄

La dinamica del fosforo rappresenta un fattore di primaria importanza per comprendere la tendenza evolutiva del bacino est.

La figura 3.27 mostra la distribuzione dei valori di P totale sulla colonna d'acqua alle singole date di campionamento. Appare in questo caso evidente il notevole aumento delle concentrazioni al di sotto degli 8 metri di profondità, con valori in graduale incremento da maggio a settembre. Dalla superficie a 6 metri le concentrazioni risultano invece più contenute ed omogenee. Rispetto ai dati relativi al 2013, nel 2014 si evidenzia un marcato incremento delle concentrazioni di P totale a livello del fondale. Come dato positivo è però da segnalare una diminuzione dei valori di P totale relativi alla profondità di 8 metri, in particolare rispetto all'annata 2012. Va considerato che le intense e prolungate precipitazioni dell'estate 2014 hanno certamente determinato un marcato



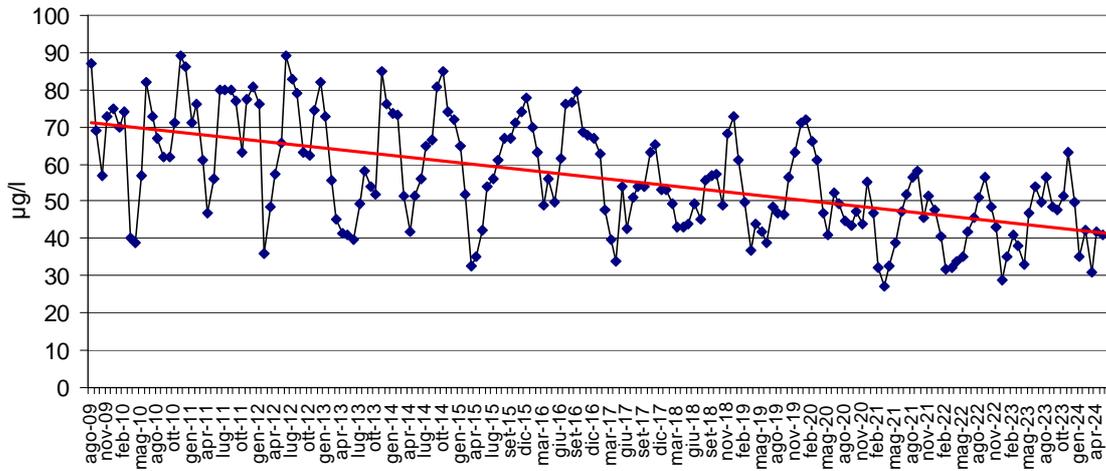
incremento dell'apporto organico dagli immissari e quindi un aumento dei processi di sedimentazione e mineralizzazione nell'ipolimnio. Il 2015 mostra valori inferiori rispetto al 2014. Anche nel 2016 è rilevabile un ulteriore decremento rispetto al 2014, in particolare per quanto riguarda i dati relativi ad 8 metri di profondità. Per quanto riguarda il 2017 si conferma la tendenza al decremento della concentrazione di P totale rilevata a livello del fondo, con un massimo di 363 µg/l raggiunto il 18/9. Nel 2018 si raggiungono nuovamente valori superiori a 500 µg/l nel mese di ottobre. Va però considerato che la fase di anossia ipolimnica si è prolungata fino al 26/10 e di conseguenza maggiore è risultato il periodo di accumulo dei sali di fosforo. Nel 2019 si riscontra infatti un quadro sovrapponibile al 2017. Nel 2020 a livello del fondo durante la stagione estiva è rilevabile un massimo di 296 µg/l il 16/9, che rappresenta il minimo assoluto dal 2010. Nel 2021 è rilevabile un leggero incremento con un massimo di 344 µg/l il 16/8 a livello del fondo. Anche il 2022 segnala una tendenza all'aumento con un massimo di 409 µg/l al 9/9. Per quanto riguarda il 2023 è da rilevare un parziale decremento delle concentrazioni relative al fondale rispetto al biennio precedente, con un massimo di 325 µg/l nel mese di luglio.

La differenza delle concentrazioni di P totale tra lo strato 0-6 metri e lo strato 6-10 metri è notevole, e ciò spiega il significato stesso dell'attività di prelievo ipolimnico.

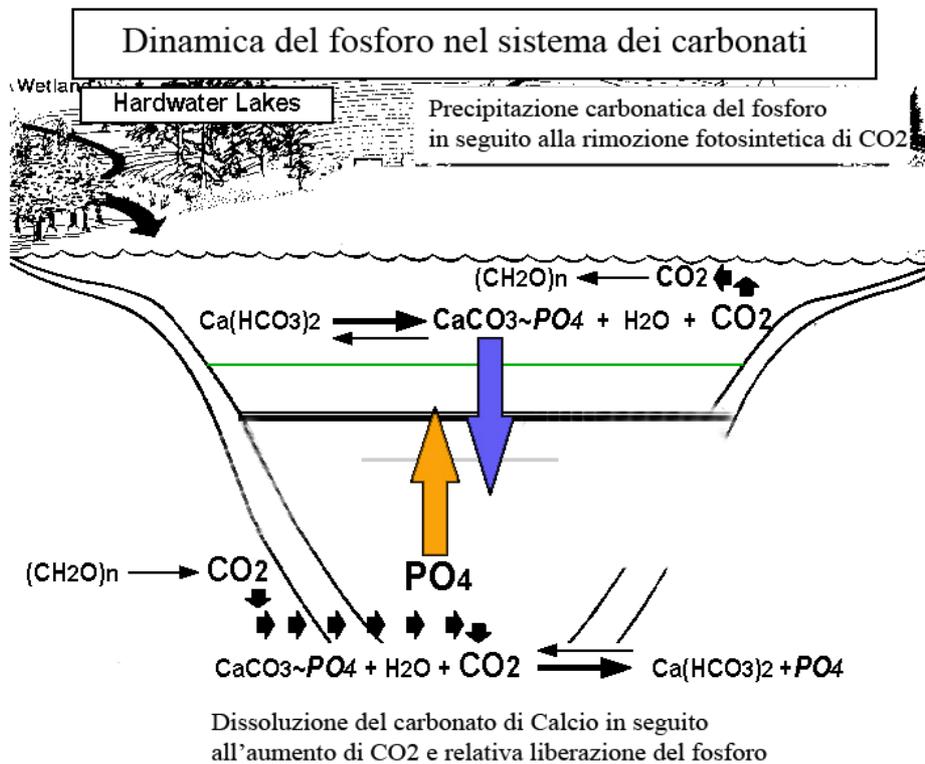
Sulla base delle concentrazioni e dei volumi dei singoli strati del bacino lacustre, calcolati in base ai valori giornalieri di livello del lago, è possibile calcolare le concentrazioni medie ponderate volumetriche, che rappresentano un quadro attendibile della dinamica del fosforo nel periodo di indagine.

Dalla figura 3.28 risulta evidente la notevole variabilità della concentrazione media di P totale durante il periodo di rilevamento gennaio 2010 – maggio 2024. Analizzando i dati relativi al 2012,

Figura 3.28 - Annone est
Concentrazione media ponderata di P totale



si evidenzia che durante la fase di circolazione termica invernale la concentrazione risulta pari a 76 µg/l (19/01/2012), seguito da un minimo assoluto nel mese di febbraio con soli 36 µg/l. Questo fenomeno in apparenza anomalo, che corrisponde ad un decremento di circa 800 kg di fosforo sulla colonna d'acqua, è piuttosto frequente nei laghi con acque ricche di carbonati. Nei laghi con acque dure il ciclo interno del fosforo tende ad essere controllato dal sistema dei carbonati (vedi schema seguente). La rimozione del fosforo dalla colonna d'acqua avviene quando l'anidride carbonica è consumata dall'attività fotosintetica. La rimozione della CO₂ rompe l'equilibrio tra l'anidride carbonica e il bicarbonato.



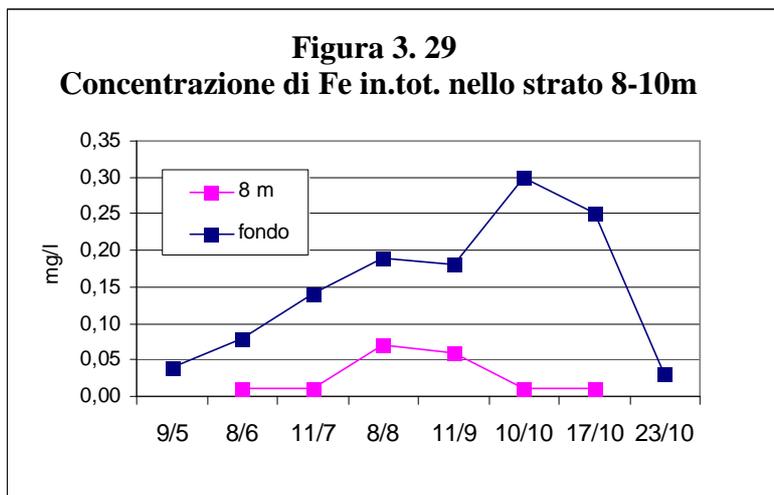
La prima fioritura algale nel periodo tardo invernale, costituita in genere da Diatomee, raggiunge densità elevate grazie alla notevole disponibilità di fosforo inorganico (ortofosfato) dopo i processi di mineralizzazione.

La notevole attività fotosintetica che ne consegue alza i valori di pH in seguito alla progressiva asportazione di CO₂ da parte del popolamento algale. Viene quindi a mancare l'effetto tampone della CO₂ sul pH, che raggiunge in tal modo valori molto basici. Questo processo è noto come "decalcificazione epilimnica" e porta alla rimozione dalla colonna d'acqua di notevoli quantità di fosforo associate a complessi di carbonato (Wetzel 1975). Perché ciò avvenga il pH deve superare almeno 8,3 unità. Anche l'attività di "grazing" esercitata nel periodo primaverile dal popolamento zooplanctonico, in particolare dal genere *Daphnia* che in questa fase raggiunge densità elevate, gioca un ruolo non secondario nella riduzione del livello trofico in seguito all'aumento della sedimentazione organica.

Nel periodo invernale i valori indicano un graduale decremento, passando da 82 µg/l dell'11/12/2012 a 45 µg/l del 19/3/2013 e 51 µg/l del 12/3/2014, con un quasi dimezzamento della concentrazione media ponderata. A differenza però del 2013 nel periodo primaverile le concentrazioni medie di P totale evidenziano un incremento più rapido: nel mese di giugno è rilevabile un valore medio pari a 56 µg/l contro i 40 µg/l del 2013. Anche il dato di luglio segnala un incremento (65 µg/l) rispetto al 2013 (49 µg/l), mentre un aumento meno consistente è rilevabile in agosto con un massimo di 67 µg/l. Appare comunque evidente che le concentrazioni raggiunte durante il periodo estivo risultano più limitate rispetto alle annate precedenti, quando si superavano gli 80 µg/l. Il dato negativo del 2014 è però relativo al mese di settembre, quando la concentrazione media sale a 81 µg/l. Nel 2015 si evidenzia un graduale incremento da marzo (33 µg/l) ad ottobre (71 µg/l), seguito da un ulteriore incremento che porta ad un massimo di 78 µg/l nel mese di dicembre. Nel 2016 la concentrazione minima è relativa al mese di marzo con 49 µg/l, a cui segue un graduale incremento fino ad un massimo di 79 µg/l nel mese di settembre. Per quanto riguarda il 2017 è da rilevare un minimo di 34 µg/l nel mese di aprile. Il valore più elevato è invece relativo al mese di ottobre con 63 µg/l. Nel 2018 risulta evidente una minore oscillazione annuale delle concentrazioni medie ponderate di P totale, collegata principalmente ad una riduzione dei valori durante la stagione estiva. Il valore minimo del 2018 è pari a 43 µg/l nel periodo marzo-aprile, mentre il valore più elevato è invece relativo al mese di dicembre con 73 µg/l.

Quadro in apparenza migliore nel 2019 con un'oscillazione più limitata dei valori ed un massimo parziale di 57 µg/l nel mese di ottobre. I dati relativi al 2020 confermano la tendenza al decremento: il valore invernale è superiore alla norma (72 µg/l il 14/1), ma durante la stagione estiva le concentrazioni di P totale risultano comprese tra 44 e 52 µg/l. Il quadro del 2021 conferma la tendenza al decremento dei valori con un minimo di 27 µg/l il 11/3 ed un massimo di 58 µg/l il 14/9. La diminuzione del livello trofico è riscontrabile anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 32 µg/l il 14/3 ed un massimo di 57 µg/l il 9/9. Nel 2023 è invece rilevabile una sostanziale stabilità, con valori compresi tra 49 µg/l e 56 µg/l durante la stagione estiva. Nell'ultimo triennio sembra quindi meno evidente la tendenza al decremento del livello trofico.

L'aumento della concentrazione media di P totale nel periodo tardo primaverile è in parte ancora legata alle dinamiche dei carbonati. Nell'ipolimnio avviene infatti il processo inverso. Quando negli



strati profondi diminuisce gradualmente l'O₂ disciolto si verifica un parallelo aumento della CO₂ ed il pH diminuisce per la formazione di acido carbonico, e quindi l'equilibrio va in direzione opposta. Il carbonato di calcio viene disciolto per ristabilire l'equilibrio e di conseguenza viene rilasciato dai sedimenti il fosforo precedentemente legato ai carbonati.

Il miglioramento del livello trofico determinato dalla precipitazione carbonatica ha quindi un effetto temporaneo. Il fosforo ritorna in circolo abbastanza rapidamente, in quanto non sono necessarie condizioni di anossia come per i fenomeni di rilascio legati al ferro e ad altri riducenti. L'incremento di P totale rilevato nel periodo luglio-agosto è invece collegato ai classici fenomeni di rilascio dei sedimenti in seguito alle condizioni di anossia totale, legato principalmente alle note dinamiche del ferro.

Il fosforo totale evidenzia ormai chiaramente una diminuzione delle concentrazioni all'interno delle periodiche oscillazioni tra fase ossica e anossica. Questo aspetto verrà approfondito nel capitolo relativo agli effetti sul bacino lacustre.

L'incremento di fosforo nella zona ipolimnica durante il periodo di stratificazione termica in seguito all'instaurarsi di condizioni anossiche è però ancora evidente. Una parte di questo incremento deriva dai normali processi di sedimentazione, mentre una parte proviene dal rilascio dei sedimenti e rappresenta quindi il carico interno.

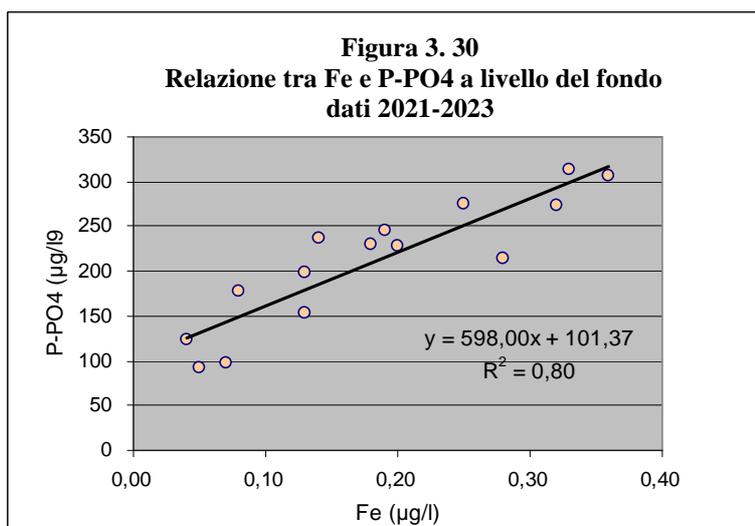
Una conferma di queste dinamiche è ricavabile dall'analisi del ferro,

principale mediatore del fosforo dai sedimenti all'acqua nella zona anossica. L'analisi delle concentrazioni di ferro inorganico totale a livello del fondo (fig. 3.29) evidenziano un graduale incremento dal 9/5 al 10/10/2023, indicando la presenza di fenomeni di rilascio dei sedimenti nel periodo maggio-ottobre.

Un'ulteriore conferma è ricavabile da un'eventuale correlazione tra la concentrazione di fosforo ortofosfato e ferro a livello del fondo. E' noto che in presenza di O₂ disciolto il fosforo precipita come sale insolubile sottoforma di composti ferrici, mentre in condizioni di anossia il cambio di valenza del ferro rende solubili entrambi gli elementi. Per questa verifica sono stati utilizzati i dati mensili rilevati a livello del fondo nel periodo maggio-settembre del triennio 2021-2023.

La correlazione appare piuttosto evidente con un valore di r^2 pari a 0,80 (fig. 3.30). Ciò confermerebbe pertanto la presenza di un carico interno di fosforo, probabilmente di limitata entità ed in progressivo decremento, più evidente nel periodo luglio-agosto. In una prima fase intervengono i fenomeni di mineralizzazione della sostanza organica che proviene dai processi di sedimentazione.

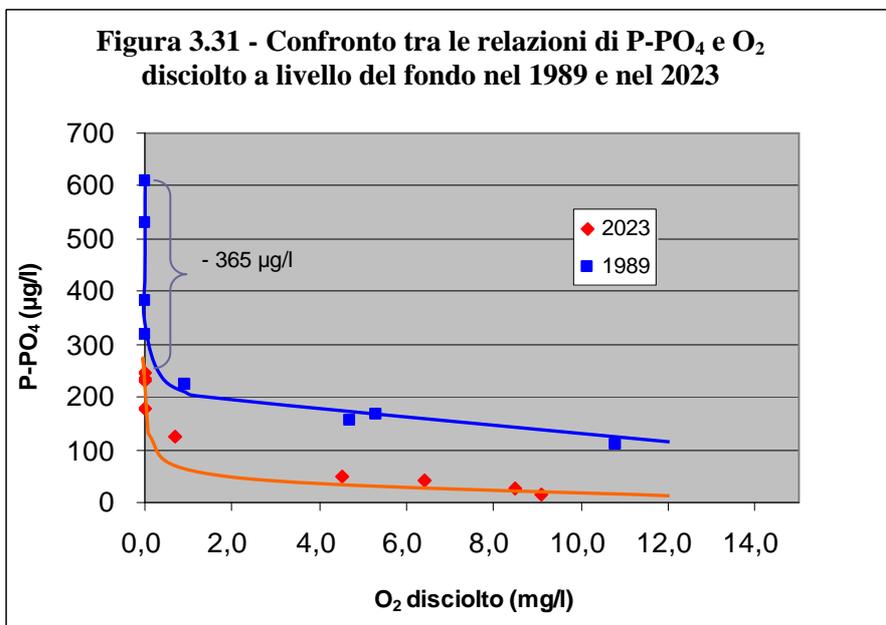
La stechiometria dei processi di mineralizzazione della componente algale indica che per ogni milligrammo di ossigeno consumato si liberano 7 µg/l di P-PO₄. Analizzando i dati di ossigeno disciolto dal 11/1 al 9/5 (condizione precedente all'anossia) risulta che al consumo di 9,03 mg/l dovrebbe corrispondere la liberazione di 63 µg di P, mentre l'incremento di P-PO₄ a livello del fondo è pari a 110 µg. Si può quindi considerare che nel periodo gennaio-maggio 2023 circa il 63% dell'incremento di P a livello del fondo è da attribuire ai normali processi di mineralizzazione della sostanza organica in fase di sedimentazione. Il restante 37% deriva da altre fonti tra le quali la più probabile è la dissoluzione della parte di carbonati che raggiungono il fondo durante la fase di precipitazione chimica nel mese di maggio.



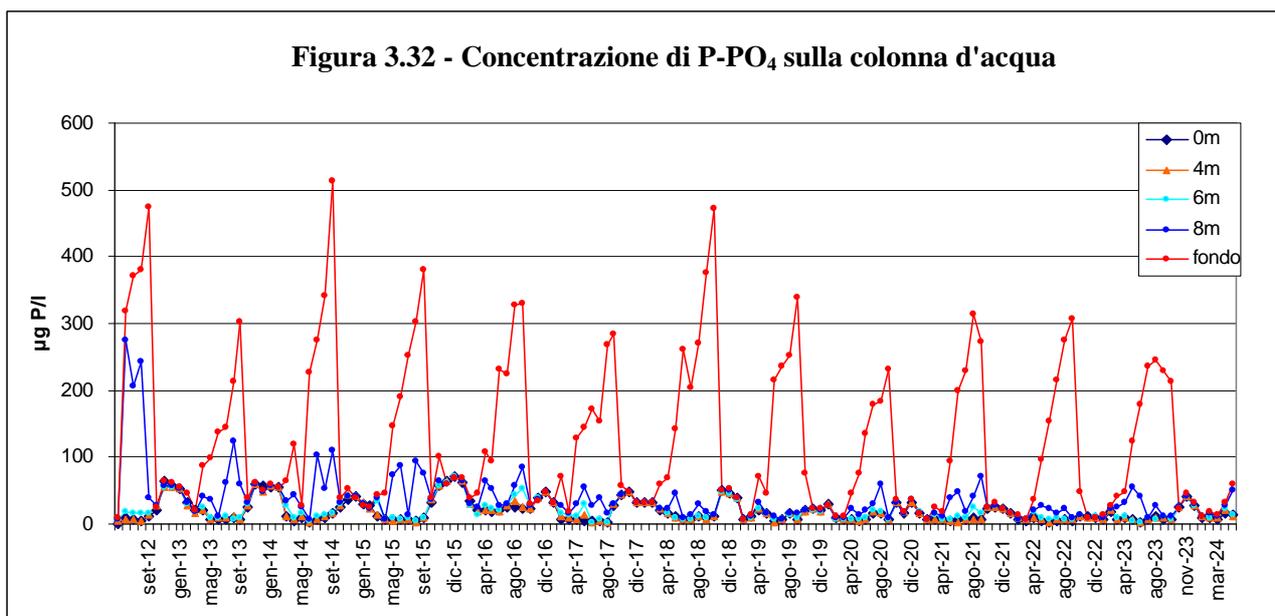
Fino a condizioni prossime all'anossia l'incremento di P-PO₄ deriva pertanto dai normali fenomeni di mineralizzazione della sostanza organica. A partire dal mese di aprile in seguito alla progressiva stratificazione termica si verifica un rapido decremento della concentrazione di O₂ disciolto che determina un parallelo incremento della CO₂. Questa inversione innesca la solubilizzazione dei carbonati e quindi il rilascio graduale dell'ortofosfato precipitato nei mesi precedenti. A partire poi dalle condizioni di anossia si innescano diversi meccanismi di rilascio del fosforo collegati principalmente ai composti ferrici.

Nella figura 3.31 è visualizzato il confronto tra le dinamiche di O₂ disciolto e P-PO₄ a livello del fondo nel 1989 e nel 2023. Risulta evidente che anche durante la fase ossica le concentrazioni di ortofosfato risultano notevolmente diminuite rispetto al 1989.

In questo caso è rilevabile anche il miglioramento delle condizioni presenti nello strato ipolimnico durante la fase anossica, con un decremento di 365 µg/l per quanto riguarda la concentrazione massima di P-PO₄ raggiunta a livello del fondo.



La conseguenza dei fenomeni di rilascio e di mineralizzazione è l'accumulo di fosforo a livello del fondo in prevalenza sottoforma di ortofosfato, come verificabile dalla figura 3.32. Appare evidente che la dinamica dell'ortofosfato è sovrapponibile a quella del P totale, in particolare a livello del fondo.

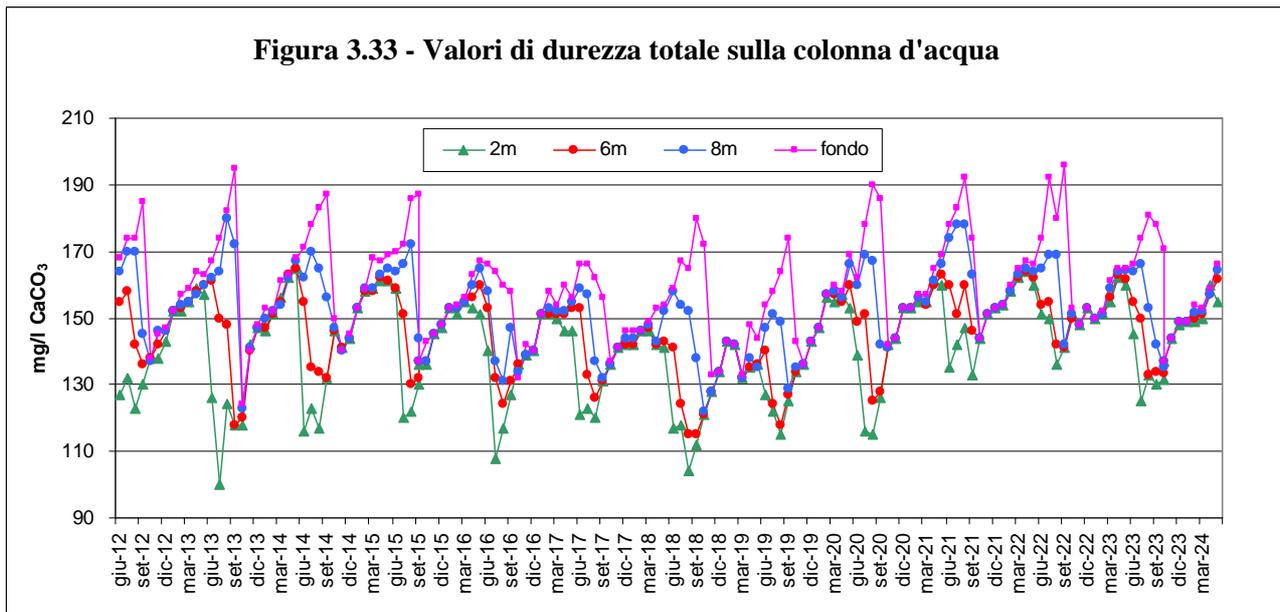


3.4.8 Durezza totale

La durezza è riferita principalmente alla presenza di sali di calcio e magnesio. Questi sono presenti nelle acque sotto forma di bicarbonati, carbonati, cloruri e nitrati. La durezza determinata da carbonati e bicarbonati viene definita come durezza carbonica, mentre la parte restante viene indicata come durezza non carbonica.

Nella maggior parte dei laghi italiani il valore medio di durezza totale ricade nell'ambito di 50 e 200 mg CaCO₃/l, indice di acque a medio contenuto minerale.

I valori relativi al periodo di indagine 9/5/2023- 8/5/2024 sono compresi tra 125 e 181 mg CaCO₃/l. Il valore minimo è relativo alla zona epilimnica nel campionamento del 11/7/2023.



Il valore più elevato è invece rilevabile a livello del fondo nel mese di agosto 2023.

I valori di durezza evidenziano un marcato decremento nel periodo di più intensa attività fotosintetica, quando la sottrazione di CO₂ provoca la precipitazione dei sali di calcio e magnesio. Nel periodo autunnale si osserva un incremento delle concentrazioni di carbonati che deriva in parte dalla diminuzione dei valori di pH sulla colonna d'acqua in seguito alla risalita degli strati profondi. Questo parametro rappresenta un elemento importante nei processi di rilascio di fosforo dai sedimenti, come già evidenziato nel paragrafo 3.4.7.

3.5 Indagini sugli immissari

3.5.1 Ubicazione delle stazioni di campionamento.

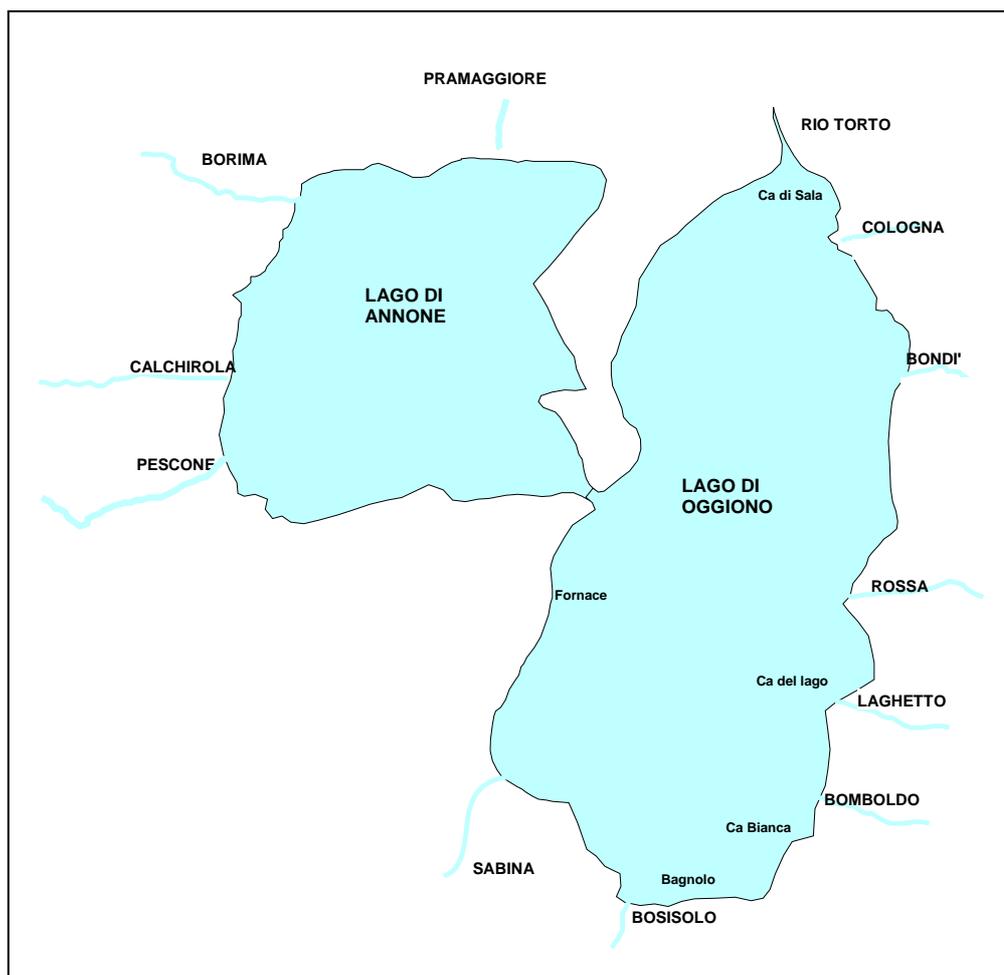
L'obiettivo dell'indagine è di verificare l'attuale stato di qualità degli immissari del lago di Annone ed il relativo carico di fosforo apportato al bacino di Annone est.

Il programma di controlli ed analisi ha quindi previsto l'attuazione di 12 campagne mensili di campionamento e misura su sette corsi d'acqua. La stazione di campionamento è sempre ubicata in prossimità della foce, al fine di fornire un quadro complessivo dell'impatto dei singoli immissari sul bacino lacustre.

Per il bacino di Annone est gli immissari oggetto di indagine sono i seguenti:

Cologna, Bondi, Rossa, Laghetto, Bombolo, Bosisolo e scarico Sabina. E' stato inoltre considerato come immissario il canale di collegamento con il bacino ovest. In questo caso il rilevamento è finalizzato al solo carico di P totale e verrà quindi analizzato nel capitolo relativo al bilancio di massa del fosforo. A titolo informativo nella presentazione dei risultati relativi al P totale sono stati inseriti anche quattro immissari del bacino ovest, monitorati su incarico dell'Autorità di bacino del Lario e dei laghi minori (Pescone, Calchirola, Pramaggiore e fontana Borima). Per il 2023 il periodo considerato è compreso tra gennaio e ottobre.

Viene di seguito allegata la mappa di riferimento relativa agli immissari oggetto di indagine.



Mappa degli immissari analizzati

3.5.2 Contenuti dello screening analitico.

In base agli scopi dell'indagine sono stati presi in considerazione i seguenti parametri:

- Portata	l/s
- Temperatura	°C
- Ossigeno disciolto	mg/l e % di saturazione
- pH	
- Conduttività elettrica	μS/cm a 25°
- Azoto ammoniacale	mg/l
- Fosforo totale	μg/l

3.5.3 Metodologie analitiche.

Le metodologie analitiche sono quelle già indicate per le analisi sulle acque dell'impianto di aspirazione ipolimnica e sul bacino est.

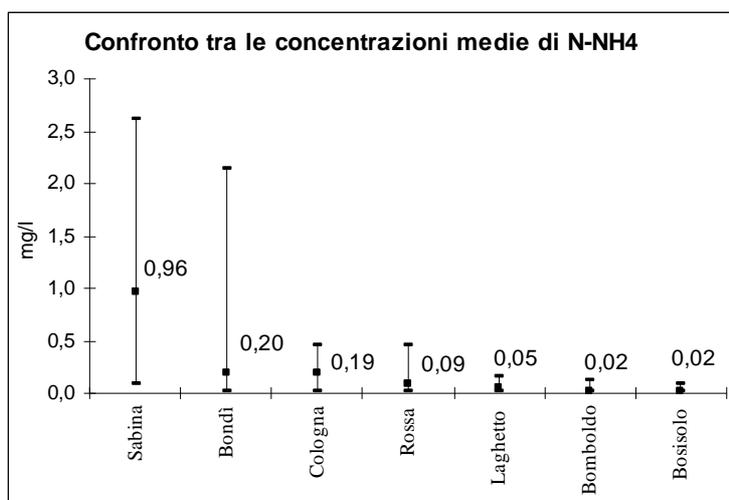
PORTATA IDRICA (l/s)

La portata è stata determinata tramite il rilevamento della sezione (larghezza dell'alveo bagnato e profondità intermedie) in prossimità del punto di prelievo, scegliendo possibilmente sezioni regolari. E' stato successivamente calcolato l'integrale della sezione per ottenere l'area corrispondente. Per la misura della velocità è stata utilizzata un apposito mulinello idrometrico ad asta (modello Flowatch JDC), tramite il quale è stata rilevata la velocità della corrente in più punti della sezione. Dal prodotto della sezione per la velocità media è stata infine calcolata la portata idrica.

3.5.4 Quadro complessivo sullo stato di qualità dei singoli immissari

Un quadro riassuntivo è rappresentato dalle concentrazioni medie del periodo di campionamento maggio 2023 – maggio 2024. Nelle figure seguenti sono visualizzati, per i parametri già considerati, il valore medio e i due limiti massimo-minimo dei singoli corsi d'acqua.

Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale la concentrazione media nettamente più elevata è relativa



allo scarico Sabina (0,96 mg/l), con un valore massimo di ben 2,61 mg/l. Questo immissario evidenzia periodicamente uno stato di grave alterazione. L'immissario Bondi indica una concentrazione media pari a 0,20 mg/l con un massimo di 2,14 mg/l. Questo immissario evidenzia quindi un'alterazione periodica per quanto riguarda questo parametro, conseguente agli interventi in atto sul collettore principale. Anche il Cologna indica una concentrazione media elevata (0,19 mg/l), che segnala la presenza di apporti inquinanti di rilievo. Il valore massimo

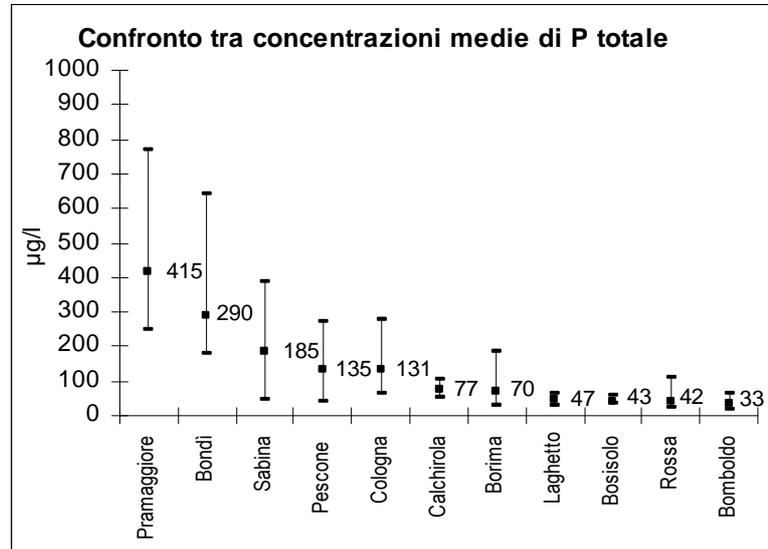
risulta pari a 0,46 mg/l e indica la presenza di consistenti carichi inquinanti di origine civile.

L'immissario Rossa indica una concentrazione media pari a 0,09 mg/l con un massimo di 0,46 mg/l il 10/05/2024. In questo caso si tratta di un evento occasionale collegato ad un intervento in alveo di movimentazione terra. Gli altri immissari esaminati mostrano situazioni di minore alterazione.

Laghetto segnala una concentrazione media pari a 0,05 mg/l ed un massimo di 0,16 mg/l, indicando l'assenza di alterazioni di rilievo. Anche il Bomboldo evidenzia valori contenuti con una media di soli 0,02 mg/l ed un massimo di 0,13 mg/l relativo al campionamento del 11/5/2023. Il Bosisolo indica una concentrazione media annuale molto contenuta (0,02 mg/l) ed un massimo di soli 0,08 mg/l.

Per quanto riguarda il fosforo totale sono stati presi in considerazione anche alcuni immissari del bacino ovest (dati Autorità di bacino del Lario e dei laghi minori)

La concentrazione media più elevata è relativa al Pramaggiore (415 µg/l), con un massimo di 770 µg/l. Anche il Bondi indica un valore medio elevato (290 µg/l), con un massimo di 644 µg/l. Segue lo scarico Sabina (185 µg/l) con un massimo di 389 µg/l. Concentrazioni medie di rilievo sono indicate anche dal Pescone (135 µg/l) con un massimo di 270 µg/l.



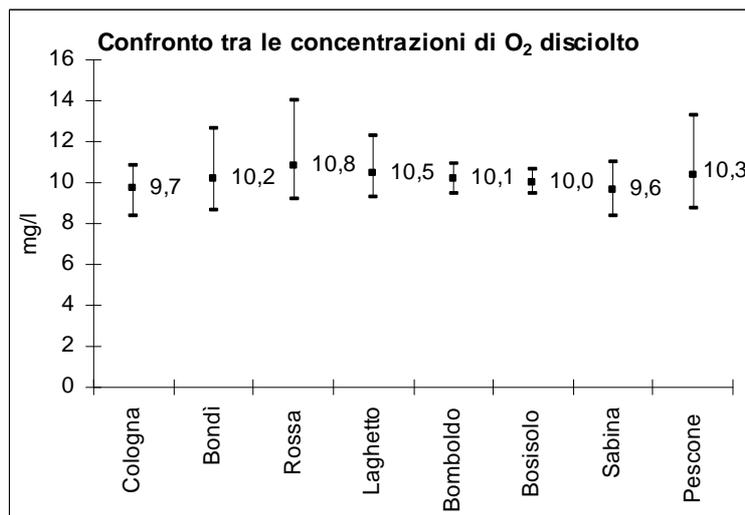
Il Cologna indica una concentrazione

media di 131 µg/l, con un valore massimo pari a 280 µg/l. Questi cinque immissari mostrano quindi segnali di marcata alterazione.

Calchirola segnala una concentrazione media di 77 µg/l con un massimo di 104 µg/l e Borima (70 µg/l), con un massimo di 186 µg/l. Anche questi due immissari segnalano quindi concentrazioni di P totale che periodicamente superano i 100 µg/l.

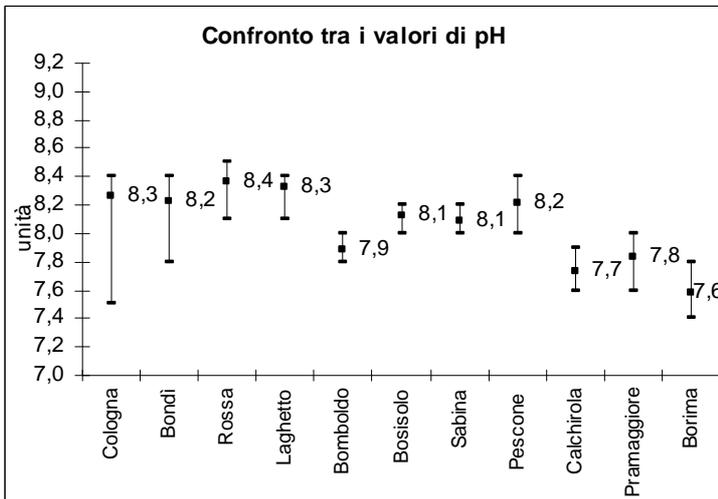
Gli altri immissari riportano concentrazioni medie inferiori ed indicano pertanto una limitata presenza di apporti inquinanti. In particolare Bosisolo, Laghetto e Rossa segnalano concentrazioni medie inferiori a 50 µg/l, mentre il Bomboldo evidenzia la concentrazione media più contenuta con soli 33 µg/l.

Per quanto riguarda le concentrazioni di ossigeno disciolto non sono stati rilevati valori. Le concentrazioni medie sono comprese tra un minimo di 9,6 mg/l (Sabina) ed un massimo di 10,8 mg/l (Rossa).



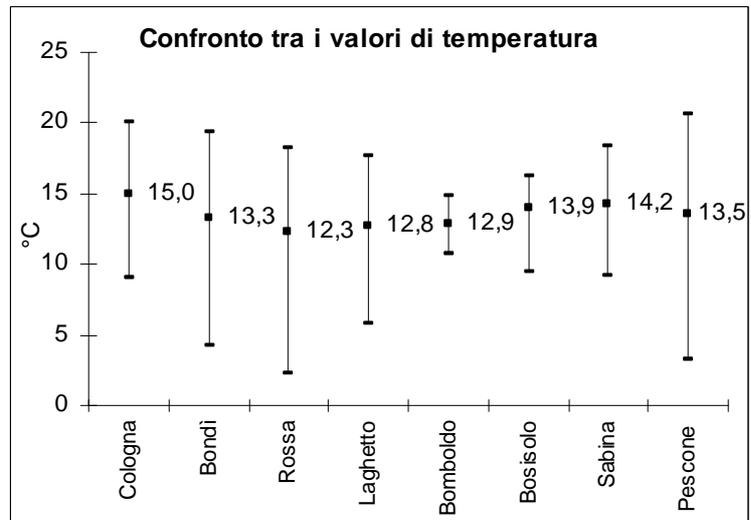
Per quanto riguarda il pH è invece rilevabile una chiara tendenza a valori basici, determinati dalle caratteristiche idrogeologiche del territorio ed alla conseguente tipologia di acque carbonatiche. La totalità dei valori è compresa tra un minimo di 7,5 (Cologna) ed un massimo di 8,5 unità (Rossa). I valori medi sono invece

compresi tra un minimo di 7,6 unità (Borima) ed un massimo di 8,4 unità (Rossa). Valori superiori a 8,5 unità possono essere collegati alla presenza di copertura perfitica del substrato ed alla conseguente rimozione di CO₂ in seguito all'intensa attività fotosintetica. I valori minimi sono al contrario collegati ad apporti diretti di acque di falda ricche di CO₂ (Bombolo e Bosisolo) o ad un'elevata attività batterica nel caso di apporti inquinanti (Sabina e Pramaggiore).

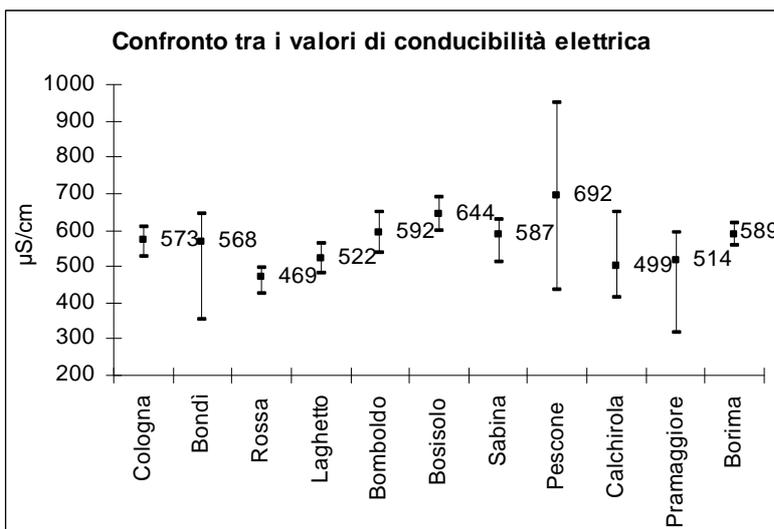


La temperatura non rappresenta un parametro di particolare interesse e non sono state rilevate alterazioni legate ad apporti termici. I valori minimi sono relativi al campionamento di gennaio e risultano compresi tra 2,3°C di Rossa e 10,8°C del Bomboldo. A differenza dei valori minimi, i valori medi evidenziano una maggiore stabilità tra gli immissari, compresi tra un minimo di 12,3°C di Rossa ed un massimo di 15,0°C di Cologna. Ciò perché gli immissari che

ricevono apporti di falda (Bomboldo e Bosisolo) risultano più caldi nella stagione invernale ma più freschi nella stagione estiva. I valori massimi, rilevati ovviamente durante la stagione estiva, risultano infatti compresi tra 14,9°C di Bomboldo e 20,6°C del Pescone. Anche in questo caso gli immissari che presentano apporti di acqua di falda indicano valori inferiori durante la stagione calda (Bomboldo e Bosisolo). In questi due immissari l'intervallo annuale di oscillazione della temperatura è inferiore a 7°C.



Un ultimo parametro di interesse è rappresentato dalla conducibilità elettrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C). La totalità dei valori risulta compresa tra un minimo di 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ed un massimo di 948 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ciò denota quindi una concentrazione piuttosto elevata di sali disciolti



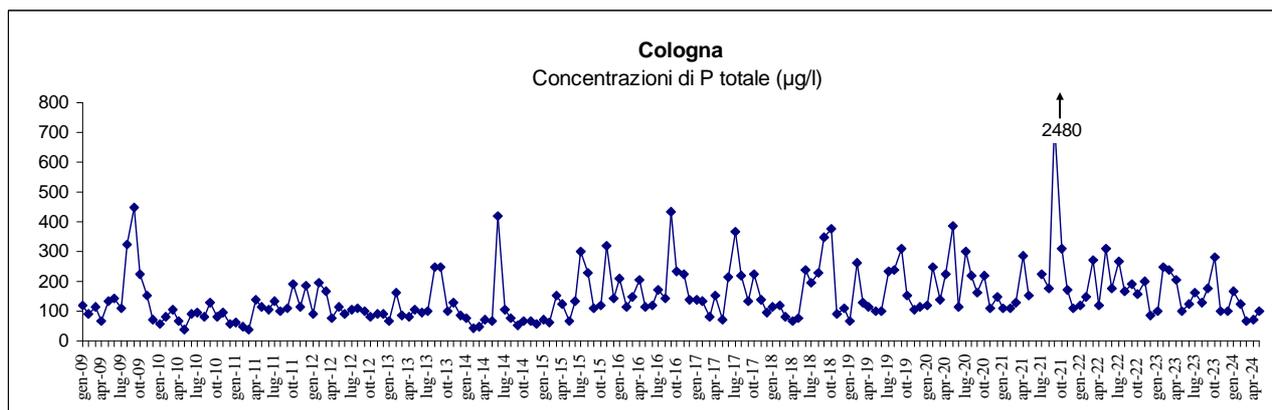
tipica delle acque carbonatiche. Per la quasi totalità degli immissari si rilevano valori medi di conducibilità inferiori a 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$: Cologna (573 $\mu\text{S}/\text{cm}$) Bondi (568 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Laghetto (522 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Rossa (469 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Sabina (587 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Calchirola (499 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Pramaggiore (514 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Borima (589 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e Bomboldo (592 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Fanno eccezione invece Bosisolo (644 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e Pescone (692 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

In questo caso risulta però evidente la diversa origine dell'incremento di sali disciolti: mentre per Bosisolo si tratta in prevalenza di un apporto naturale di acqua di falda ricca di sali di calcio e magnesio, per Pescone l'aumento dei valori di conducibilità è collegato ad apporti inquinanti di origine civile o industriale. In particolare si evidenzia il valore anomalo del Pescone (948 $\mu\text{S}/\text{cm}$) rilevato il 12/10/2023.

3.5.5 Evoluzione temporale dei valori di P totale nei singoli immissari

COLOGNA

Dopo il picco anomalo dell'estate 2009, nel periodo gennaio 2010-maggio 2011 il Cologna mostra una condizione di sostanziale stabilità, con valori di P totale compresi tra un minimo di 40 µg/l ed un massimo di 138 µg/l. Nel periodo giugno 2011-maggio 2012 si osserva una maggiore variabilità, con valori quasi sempre compresi tra 100 e 200 µg/l. A partire da aprile 2011 si evidenzia un incremento della concentrazione media di P totale rispetto al periodo gennaio 2010-marzo 2011. Nel periodo giugno 2012-giugno 2013 si osserva una maggiore stabilità dei valori, che si



mantengono quasi sempre prossimi a 100 µg/l. Nell'estate 2013 si evidenzia un marcato incremento delle concentrazioni che raggiungono i 250 µg/l, come probabile conseguenza della prolungata assenza di precipitazioni e quindi effetto di diluizione quasi nullo. Nell'ultimo periodo però i valori risultano sempre inferiori a 100 µg/l. Nel 2014 è rilevabile un dato anomalo nel campionamento del 12/6 (418 µg/l), mentre gli altri valori risultano quasi sempre inferiori a 100 µg/l.

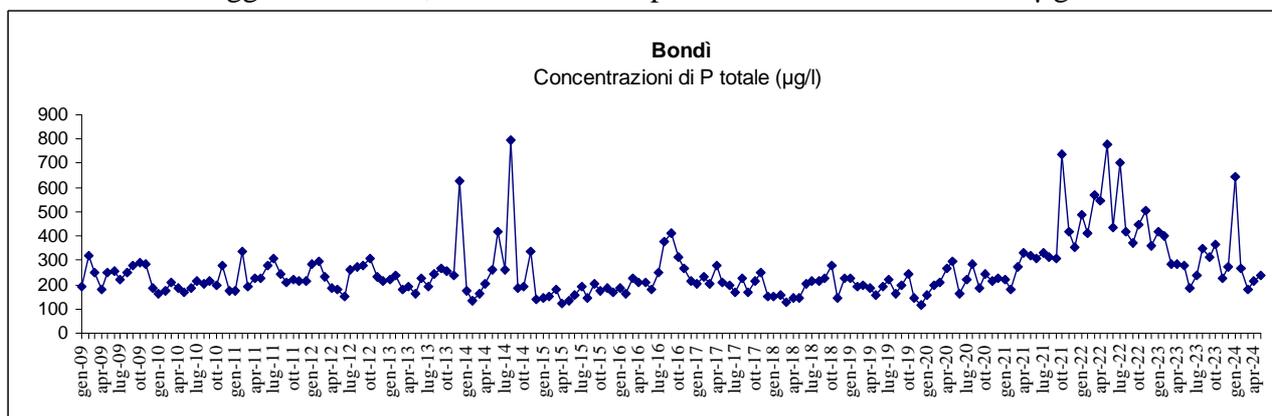
Nel 2015 si riscontrano valori superiori a 200 µg/l nel periodo luglio-agosto, conseguenti alla prolungata fase con assenza di precipitazioni e quindi al minore effetto di diluizione. Nel 2016 è rilevabile un marcato incremento delle concentrazioni di P totale, con diversi valori superiori a 200 µg/l ed un massimo di 431 µg/l il 12/9/2016. Anche nel 2017 si evidenziano valori elevati durante la stagione estiva, con un massimo di 365 µg/l il 20/7/2017. Situazione analoga nel 2018 con due massimi di 350 e 378 µg/l nei controlli di settembre ed ottobre, conseguenti a valori minimi di portata idrica. Anche nel 2019 si evidenziano valori più elevati durante la stagione estiva, con un massimo di 308 µg/l il 19/9/2019. Il 2020 mediamente valori superiori alla norma, con due picchi evidenti il 8/5/2020 (386 µg/l) e il 21/7 (301 µg/l). Situazione ancora peggiore nel 2021 con un dato anomalo relativo al 23/6 (2480 µg/l) in seguito ad un evento occasionale. Un valore molto elevato è però riscontrabile anche il 17/9 con 732 µg/l. Nel 2022 non si riscontrano valori anomali, le concentrazioni di P totale risultano comunque elevate, comprese tra un minimo di 117 µg/l il 14/4 ed un massimo di 308 µg/l il 18/5. Nel 2023 si riscontrano valori compresi tra un minimo di 99 µg/l il 16/11/2023 ed un massimo di 280 µg/l il 12/10/2023.

In questo immissario la concentrazione di P totale è strettamente collegata alla portata idrica, segnalando in genere un aumento dei valori durante i periodi di magra.

BONDI' O CEPPELTO

Anche il Bondi nel 2010 mostra una condizione di relativa stabilità, con valori di P totale compresi tra un minimo di 162 µg/l ed un massimo di 278 µg/l. Il valore più elevato è relativo al mese di novembre per una temporanea attivazione dello sfioratore sul collettore principale. Nel 2011 è invece rilevabile una concentrazione anomala nel mese di febbraio, con un massimo di 334 µg/l. Il problema è stato però prontamente risolto. Le concentrazioni del periodo giugno 2011-maggio 2012 risultano comprese tra un minimo di 182 µg/l ed un massimo di 306 µg/l. Le concentrazioni del

periodo giugno 2012-maggio 2013 risultano comprese tra un minimo di 152 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 307 $\mu\text{g/l}$. Nel periodo giugno 2013-maggio 2014 è invece rilevabile un dato anomalo (628 $\mu\text{g/l}$ il 12/12/2013, conseguenza di un carico inquinante occasionale che è stato prontamente rimosso. Anche nella seconda parte del 2014 sono ancora rilevabili valori anomali (798 $\mu\text{g/l}$ il 12/8) che indicano la presenza di consistenti apporti inquinanti. Nel 2015 il quadro rientra nella normalità con valori di P totale compresi tra 124 $\mu\text{g/l}$ e 204 $\mu\text{g/l}$. Nel 2016 i valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 161 $\mu\text{g/l}$ il 18/2 e 410 $\mu\text{g/l}$ il 12/9. Quest'ultimo, anche se in parte collegato alle prolungate condizioni di magra, indica la presenza di un consistente apporto di fosforo. Nel 2017 si riscontra una maggiore stabilità, con valori compresi tra un minimo di 166 $\mu\text{g/l}$ il 20/7 ed un

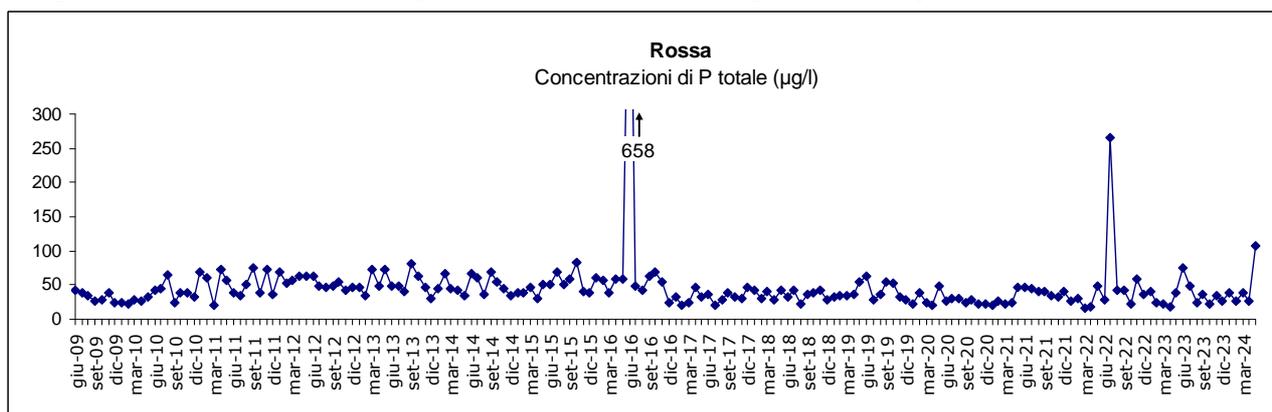


massimo di 276 $\mu\text{g/l}$ il 18/4. Anche nel 2018 è rilevabile una certa stabilità dei valori, con un minimo di 130 $\mu\text{g/l}$ nel mese di marzo ed un massimo di 276 $\mu\text{g/l}$ nel campionamento di ottobre. Nel 2019 si conferma una sostanziale stabilità dei valori, con un minimo di 159 $\mu\text{g/l}$ nel Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 154 $\mu\text{g/l}$ il 16/1 ed un massimo di 297 $\mu\text{g/l}$ il 8/5. mese di maggio ed un massimo di 245 $\mu\text{g/l}$ nel campionamento di ottobre. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 154 $\mu\text{g/l}$ il 16/1 ed un massimo di 297 $\mu\text{g/l}$ il 8/5. Anche per il Bondi nel 2021 è rilevabile un peggioramento con un incremento dei valori che risultano compresi tra un minimo di 310 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 736 $\mu\text{g/l}$. Il quadro relativo al 2022 risulta ancora più negativo, con valori compresi tra un minimo di 372 $\mu\text{g/l}$ il 12/9 ed un massimo di 776 $\mu\text{g/l}$ il 18/5. Nel 2023 è da rilevare un massimo di 418 $\mu\text{g/l}$ nel mese di gennaio ed un minimo di 183 $\mu\text{g/l}$ il 14/6/2023. Nel periodo agosto-ottobre si segnala però un nuovo incremento con valori superiori a 300 $\mu\text{g/l}$.

Le concentrazioni più elevate coincidono in genere con le portate di magra. La concentrazione media di P totale di questo immissario è notevolmente aumentata nell'ultimo triennio ed è pertanto necessario individuare rapidamente le cause del marcato peggioramento.

ROSSA

Nel 2010 l'immissario Rossa mostra una maggiore variabilità rispetto al 2009, con valori di P totale compresi tra un minimo di 23 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 65 $\mu\text{g/l}$. Il valore più elevato è relativo al mese



di agosto. Tutte le concentrazioni risultano comunque inferiori a 70 µg/l. Nei valori relativi al periodo giugno 2011-maggio 2012 è rilevabile una maggiore oscillazione, con un minimo di 35 µg/l ed un massimo di 74 µg/l.

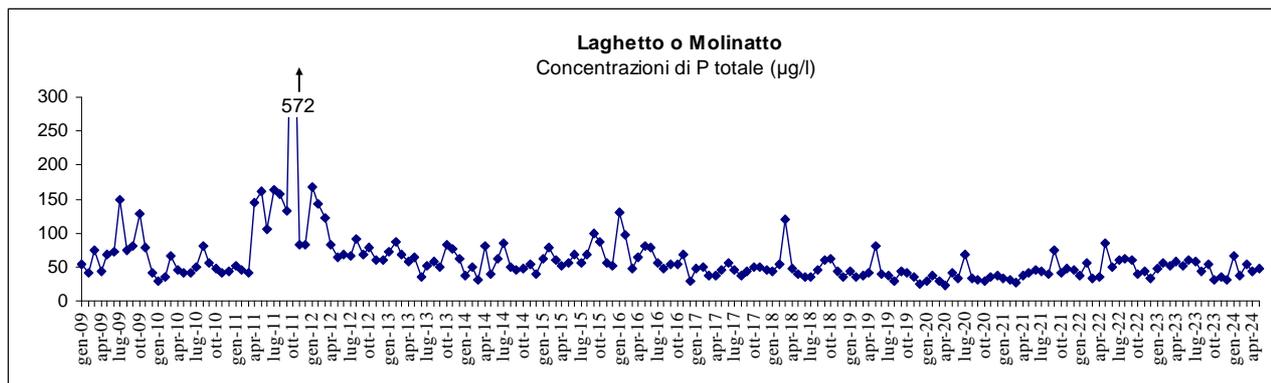
Anche nei valori relativi al periodo giugno 2012-maggio 2013 è rilevabile un'oscillazione analoga, con un minimo di 35 µg/l ed un massimo di 73 µg/l. In questo caso i valori più elevati sembrano coincidere con le maggiori portate, segnalando la probabile presenza di apporti inquinanti durante le fasi di piena. Anche nel periodo giugno 2013-maggio 2014 i valori sono compresi tra un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 82 µg/l. Appare però evidente che l'intervallo di variazione è molto contenuto e tutte le concentrazioni risultano comunque inferiori a 82 µg/l. Anche nella seconda parte del 2014 si evidenziano diverse oscillazioni della concentrazione di P totale, legate in prevalenza alle variazioni di portata idrica. Nel 2015 si riscontra una graduale tendenza all'incremento dal minimo di aprile (30 µg/l) fino al massimo di ottobre (84 µg/l). In questo immissario comunque i valori non superano mai la soglia dei 100 µg/l. Fa eccezione il dato relativo al 9/6/2016 che ha raggiunto i 658 µg/l. La causa di questa grave alterazione è la rottura di una derivazione sul collettore principale. Il danno è stato prontamente ripristinato e nei mesi successivi questo immissario è rientrato nella normalità. Per quanto riguarda il 2017 non si riscontrano alterazioni anomale, con valori compresi tra un minimo di 21 µg/l ed un massimo di 47 µg/l.

Anche nel 2018 non si rilevano alterazioni di rilievo, con valori compresi tra un minimo di 23 µg/l nel campionamento di agosto ed un massimo di 43 µg/l nel mese di agosto. Nel 2019 si evidenzia una maggiore oscillazione, con valori compresi tra un minimo di 29 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 62 µg/l nel mese di giugno. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 20 µg/l il 10/4 ed un massimo di 49 µg/l il 8/5. Nel 2021 si riscontrano concentrazioni molto contenute (< 26 µg/l) nel periodo invernale-primaverile. A partire dal mese di maggio è rilevabile un incremento dei valori che si assestano nell'intervallo 40-46 µg/l. Anche nel 2022 l'intervallo di oscillazione dei valori è abbastanza contenuto, compreso tra 16 e 59 µg/l. Fa eccezione il dato relativo al 14/7 che con 266 µg/l segnala la presenza di qualche apporto occasionale. Nel 2023 si riscontra un minimo di 19 µg/l nel mese di aprile ed un massimo di 75 µg/l il 14/6. Si conferma pertanto un'oscillazione contenuta durante l'arco annuale.

LAGHETTO O MOLINATTO

Il Molinatto mostra una maggiore stabilità nel 2010 rispetto al 2009, segnalando anzi un netto miglioramento fino al campionamento di marzo 2011. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 30 µg/l ed un massimo di 81 µg/l.

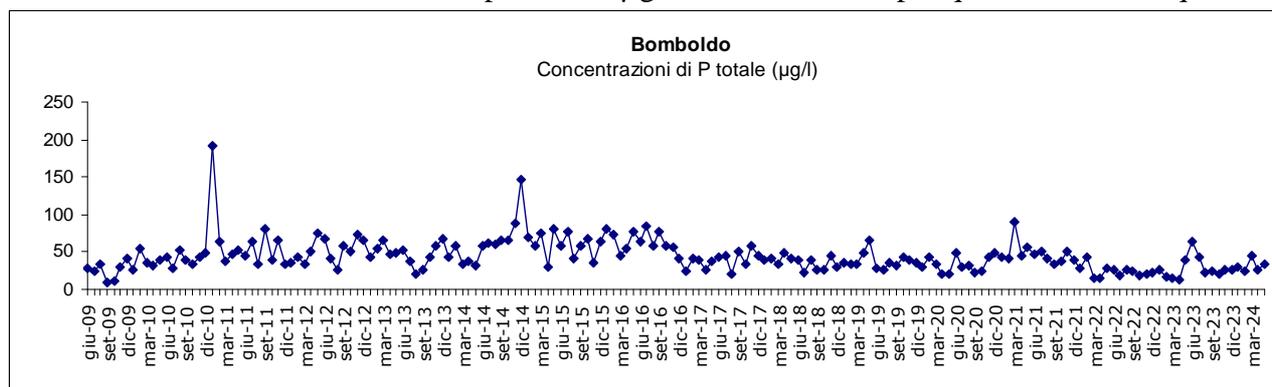
I primi tre mesi del 2011 confermano la situazione positiva di questo immissario, mentre a partire da aprile 2011 è rilevabile un marcato incremento delle concentrazioni di P totale fino ad un massimo di 572 µg/l nel campionamento di ottobre 2011. La causa era la rottura di un collettore fognario nella zona a monte. Risolto il problema la situazione rientra gradualmente nella normalità a partire dal campionamento di novembre 2011, anche se le concentrazioni risultano mediamente più elevate rispetto al 2010.



Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una elevata stabilità, con un minimo di 58 µg/l ed un massimo di 91 µg/l. Anche nel periodo giugno 2013-dicembre 2014 si conferma una sostanziale stabilità dei valori, con un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 84 µg/l. Situazione analoga nel 2015 con valori compresi tra un minimo di 51 µg/l ed un massimo di 99 µg/l. Nel 2016 non si rilevano sostanziali variazioni, con valori compresi tra un minimo di 47 µg/l ed un massimo di 130 µg/l il 20/1, che rappresenta l'unico dato annuale superiore a 100 µg/l. Condizioni di notevole stabilità anche per quanto riguarda il 2017, con valori compresi tra un minimo di 37 µg/l ed una massimo di 55 µg/l. Nel 2018 è invece da rilevare un valore anomalo nel campionamento di marzo (120 µg/l), mentre negli altri mesi i valori risultano inferiori a 60 µg/l. Nel 2019 si evidenziano ancora condizioni di discreta stabilità, con valori compresi tra un minimo di 30 µg/l ed una massimo di 81 µg/l. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 23 µg/l il 10/4 ed un massimo di 68 µg/l il 21/7. Nel 2021 i valori risultano sempre inferiori a 50 µg/l e quindi nella norma, ad esclusione del dato relativo al 17/9 che risulta pari a 75 µg/l. Nel 2022 si riscontra un quadro meno positivo con il 36% dei valori maggiori di 50 µg/l ed un massimo di 85 µg/l il 18/5. Nel 2023 è rilevabile una oscillazione molto contenuta dei valori, che risultano compresi tra un minimo di 31 µg/l il 12/10 ed un massimo di 61 µg/l il 14/6.

BOMBOLDO

Il Bomboldo mostra una sostanziale stabilità delle concentrazioni di P totale nel 2010. I valori risultano infatti compresi tra un minimo di 27 µg/l ed un massimo di 55 µg/l, segnalando uno stato di qualità ottimale per questo immissario. Unica eccezione è il primo campionamento del 2011 che indica una concentrazione di P totale pari a 192 µg/l, valore anomalo per questo corso d'acqua.



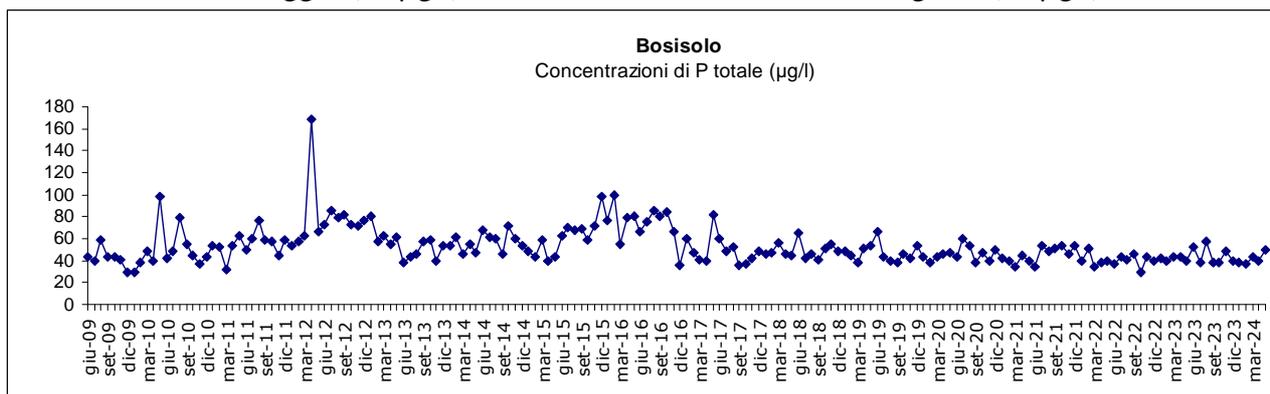
A partire dal mese di febbraio 2011 la situazione ritorna però nella normalità, con valori compresi tra 33 µg/l e 80 µg/l. Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una discreta stabilità, con un minimo di 26 µg/l ed un massimo di 73 µg/l. Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2013-maggio 2014 mostrano un'oscillazione analoga, con un minimo di 21 µg/l ed un massimo di 68 µg/l. Gli ultimi due campionamenti del 2014 evidenziano però una tendenza preoccupante, con un marcato incremento dei valori di P totale. Nel 2015 la situazione si normalizza, con valori compresi tra un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 80 µg/l. Nel 2016 risulta un quadro analogo, con valori compresi tra un minimo di 45 µg/l ed un massimo di 85 µg/l. Per quanto riguarda il 2017 si riscontrano mediamente valori più contenuti, compresi tra un minimo di 20 µg/l il 21/8 ed un massimo di 50 µg/l il 19/9. Anche nel 2018 le concentrazioni di P totale risultano molto contenute, con un minimo di 23 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 49 µg/l nel mese di aprile. Nel 2019 si conferma un quadro positivo, con un minimo di 26 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 65 µg/l nel mese di maggio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 21 µg/l il 8/5 ed un massimo di 49 µg/l il 23/6. Anche nel 2021 i valori risultano quasi sempre inferiori a 50 µg/l, ad esclusione del dato anomalo relativo al 15/3 che raggiunge un massimo di 91 µg/l. Il 2022 evidenzia una situazione ancora migliore, con la totalità dei valori inferiore a 43 µg/l. Nel 2023 la quasi totalità dei

valori risulta inferiore a 26 µg/l, quindi molto contenuti. Fanno eccezione i dati relativi al periodo maggio-luglio che indicano valori compresi tra 39 µg/l e 64 µg/l.

Si sottolinea però che la concentrazione di P totale di questo immissario varia in funzione del periodo di attività della pompa di calore utilizzata dalle piscine che scarica acqua di falda.

BOSISOLO

Nel 2010 il Bosisolo mostra una maggiore variabilità rispetto al 2009. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 30 µg/l ed un massimo di 98 µg/l, segnalando comunque uno stato di qualità ottimale per questo immissario. In particolare si evidenziano due valori anomali, il primo relativo al mese di maggio (98 µg/l) ed il secondo ancora nel mese di agosto (79 µg/l).



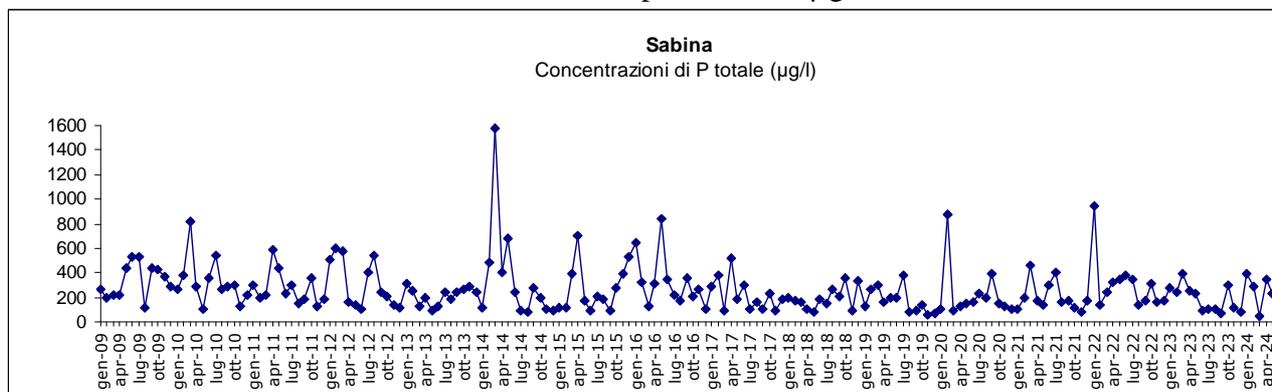
Quest'ultimo è probabilmente collegato al dilavamento determinato dalle intense precipitazioni della seconda metà di agosto. Nel 2011 non si evidenziano dati anomali, con valori compresi tra 32 µg/l e 77 µg/l, ma nel campionamento di aprile 2012 si registra un nuovo picco che raggiunge i 168 µg/l, massimo assoluto dal 2009. Questo valore anomalo è ancora collegato ad un periodo di intense precipitazioni ed indica pertanto la probabile presenza di apporti da sfioratori di piena.

I dati relativi al periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano un quadro più positivo con l'assenza di valori anomali. In particolare le concentrazioni risultano comprese tra un minimo di 55 µg/l ed un massimo di 86 µg/l, valori comunque più elevati rispetto alla media storica recente di questo immissario. Anche i dati relativi al periodo giugno 2013-maggio 2014 confermano un quadro positivo. Le concentrazioni di P totale risultano infatti comprese tra un minimo di 38 µg/l ed un massimo di 61 µg/l, segnalando quindi un ulteriore decremento rispetto all'annata precedente. Nel 2014 è comunque rilevabile una sostanziale stabilità dei valori, con una media di 57 µg/l sovrapponibile a quella del 2013. Nel 2015 si riscontra un valore anomalo (98 µg/l il 9/12) e la concentrazione media annuale è pari a 61 µg/l. Il quadro relativo al 2016 mostra un peggioramento più evidente, con un valore anomalo (99 µg/l il 18/2) e una concentrazione media annuale che ad ottobre è pari a 78 µg/l. Per quanto riguarda il 2017 è invece rilevabile una diminuzione dei valori, ad esclusione del dato relativo al 17/5 che segnala ancora 82 µg/l. Anche nel 2018 si riscontra un massimo di 65 µg/l nel campionamento di giugno, mentre tutti gli altri valori sono compresi tra un minimo di 41 µg/l ed un massimo di 56 µg/l. Nel 2019 si riscontra un massimo di 67 µg/l sempre nel campionamento di giugno, mentre tutti gli altri valori sono compresi tra un minimo di 38 µg/l ed un massimo di 53 µg/l. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 38 µg/l il 18/9 ed un massimo di 60 µg/l il 21/7. Nel 2021 i valori risultano quasi sempre inferiori a 50 µg/l, con un massimo di 53 µg/l rilevato il 21/7. Quadro positivo anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 29 µg/l il 10/10 ed un massimo di 51 µg/l il 10/2. Nel 2023 non si riscontrano variazioni di rilievo, con valori compresi tra un minimo di 38 µg/l ed un massimo di 57 µg/l.

SABINA

Questo immissario rappresenta senz'altro la situazione più critica del bacino est. Nel 2010 lo scarico Sabina mostra una notevole variabilità, con valori di P totale che risultano compresi tra un

minimo di 101 µg/l ed un massimo di 822 µg/l, segnalando uno stato di qualità certamente non ottimale per questo immissario. In particolare si evidenziano due valori anomali, il primo relativo al mese di marzo (822 µg/l) ed il secondo nel mese di luglio (546 µg/l). Anche in questo immissario la concentrazione di P totale è collegata alla portata idrica, ma alcuni valori anomali hanno certamente una causa più diretta. Nei primi tre mesi del 2011 è rilevabile una maggiore stabilità con valori compresi tra 199 µg/l e 295 µg/l, nel periodo aprile-maggio si riscontra un nuovo marcato incremento delle concentrazioni di P totale che superano i 400 µg/l.



Per quanto riguarda la fase più recente sono da rilevare concentrazioni ancora elevate, comprese tra 500 e 600 µg/l, nel periodo gennaio-marzo 2012. Va in effetti segnalato che questo incremento è collegato principalmente alla riduzione della portata idrica in seguito alle scarse precipitazioni atmosferiche. Nel prima parte del 2014 è invece da rilevare un drastico peggioramento delle condizioni di questo immissario, con un massimo storico di ben 1580 µg/l il 14/03/2014. Il 2015 mostra ancora valori anomali, in particolare nel periodo marzo-aprile con un picco di 705 µg/l e nel periodo autunnale (396 µg/l il 18/11 e 533 µg/l il 9/12). Anche nel 2016 sono rilevabili due valori molto elevati, 640 µg/l il 20/1 e 845 µg/l il 18/5, mentre durante la stagione estiva il quadro sembra migliorare. Appare quindi evidente che le concentrazioni medie dello scarico Sabina non rientrano negli obiettivi di risanamento del lago di Annone. Nel 2017, in seguito ad alcuni interventi sul collettore, a partire dal mese di maggio è rilevabile un parziale miglioramento con valori compresi tra un minimo di 106 µg/l ed un massimo di 302 µg/l. Nel 2018 sembra rilevabile una maggiore stabilità, con valori compresi tra un minimo di 86 µg/l nel campionamento di maggio ed un massimo di 360 µg/l nel mese di ottobre in condizioni di minore portata idrica.

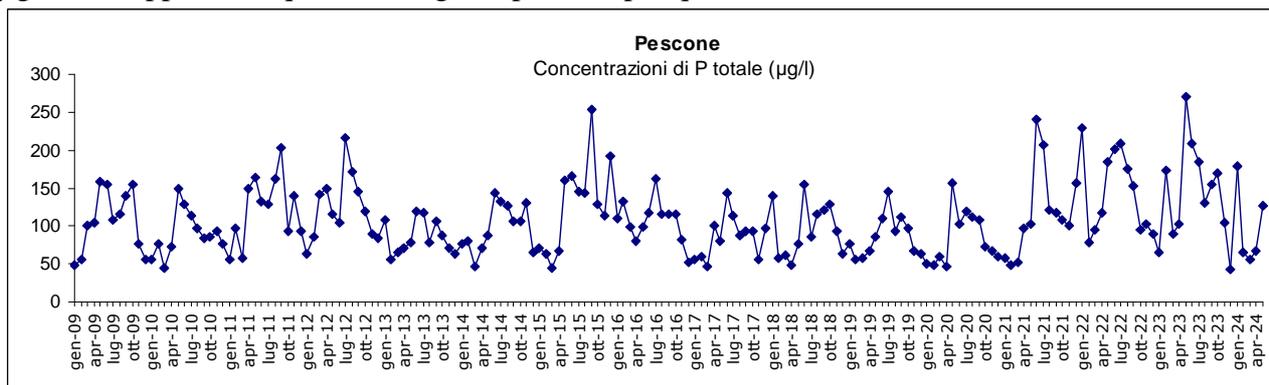
Anche nel 2019 si rileva una maggiore stabilità rispetto al passato, con valori compresi tra un minimo di 78 µg/l nel campionamento di agosto ed un massimo di 375 µg/l nel mese di luglio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 96 µg/l il 16/3 ed un massimo di 878 µg/l il 19/2. E' però da sottolineare che il 67% dei valori supera ancora i 150 µg/l. Nel 2021 è ancora da rilevare una notevole instabilità di questo immissario, con valori compresi tra un minimo di 103 µg/l il 18/1 ed un massimo di 458 µg/l già al 15/3. Un secondo picco è rilevabile il 21/7 con 406 µg/l. L'elevata variabilità di questo immissario si conferma anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 134 µg/l il 10/8 ed un massimo di 948 µg/l al 20/1. Il 64% dei valori supera comunque i 200 µg/l. Quadro variabile anche nel 2023 che segnala valori compresi tra un minimo di 72 µg/l il 14/9 ed un massimo di 393 µg/l il 16/3. Anche in questo caso 60% dei valori supera comunque i 200 µg/l, indicando uno stato di evidente alterazione.

PESCONO

A differenza dei precedenti questo immissario si immette nel bacino ovest, ma rientra comunque nel piano di monitoraggio per la sola portata idrica, mentre i dati relativi ai parametri chimici sono rilevati su incarico del Consorzio del lago di Annone. Lo stato di qualità di questo corso d'acqua è importante in quanto rappresenta il principale immissario del bacino ovest.

Nel 2010 il Pescone mostra un'evoluzione piuttosto simile a quella del 2009, con un progressivo incremento dei valori di P totale nel periodo primaverile fino ad un massimo nel mese di maggio.

Nel periodo invernale si osserva invece una marcata riduzione delle concentrazioni.. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 45 µg/l ed un massimo di 150 µg/l. In particolare nel 2010 è rilevabile un graduale e costante decremento delle concentrazioni da maggio a dicembre. Anche nel 2011 sembra riscontrabile un apparente incremento delle concentrazioni nel periodo primaverile, ma in realtà i valori piuttosto elevati di aprile (150 µg/l) e maggio (164 µg/l) sono imputabili ad una marcata riduzione della portata idrica. Nel campionamento di settembre è invece da rilevare un massimo assoluto di 204 µg/l collegato ad una situazione di piena (820 l/s) e quindi più allarmante per il notevole carico di P che ne consegue. Anche le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una elevata variabilità, con un minimo di 56 µg/l ed un massimo di 217 µg/l. Nel periodo giugno 2013-maggio 2014 è invece rilevabile una maggiore stabilità dei valori, con un'oscillazione compresa tra un minimo di 47 µg/l ed un massimo di 120 µg/l. Ciò rappresenta quindi un segnale positivo per questo immissario.



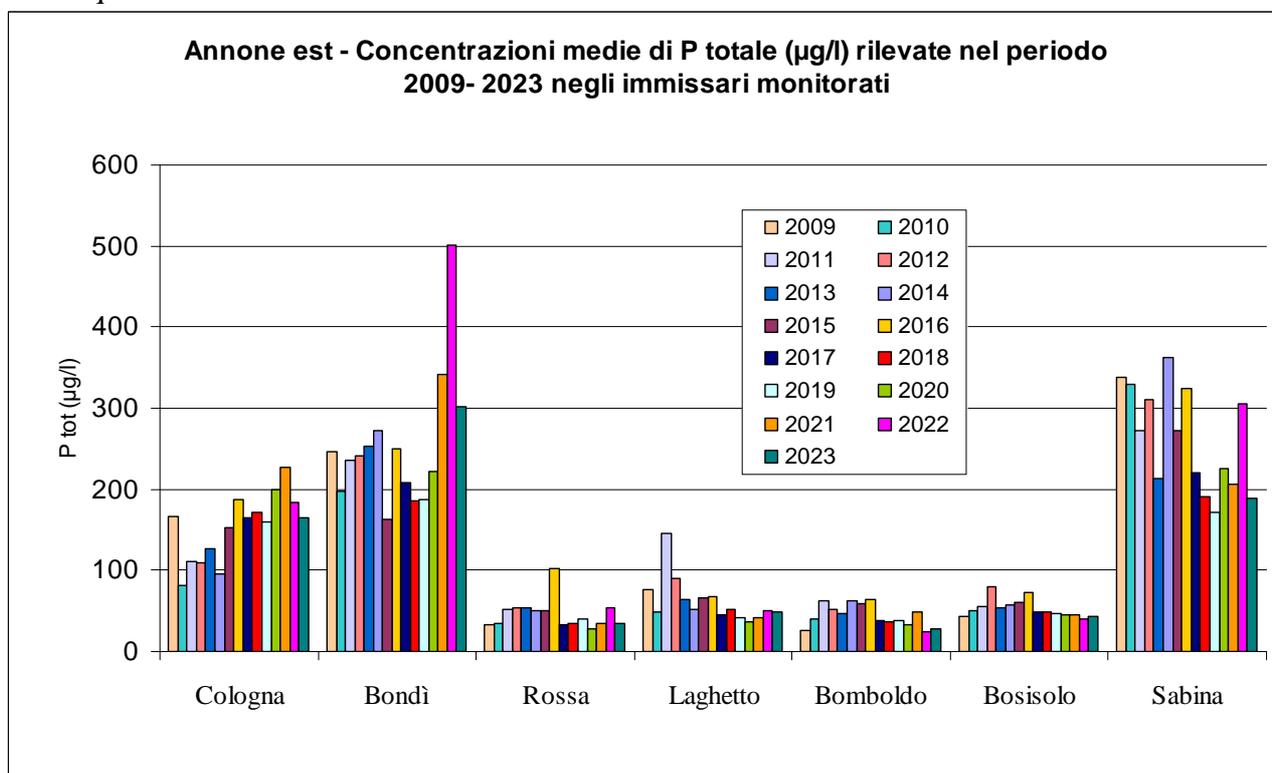
Purtroppo nel semestre successivo è invece rilevabile una tendenza all'incremento, con valori superiori a 100 µg/l dal 12/6 al 18/11. Anche il quadro relativo al 2015 è piuttosto negativo. Mentre nel periodo invernale si osservano concentrazioni inferiori a 100 µg/l, a partire dal mese di maggio i valori superano sempre questo limite con un picco di 254 µg/l nel mese di settembre. Nel 2016 è invece rilevabile una maggiore stabilità dei valori, con un'oscillazione compresa tra un minimo di 80 µg/l ed un massimo di 162 µg/l. Anche nel 2017 è rilevabile un quadro simile al 2016, con valori compresi tra un minimo di 46 µg/l il 17/3 ed un massimo di 143 µg/l il 22/6. La maggior parte dei valori risulta comunque inferiore a 100 µg/l e ciò rappresenta un dato positivo. Nel 2018 questo immissario mostra una discreta variabilità, con valori compresi tra un minimo di 48 µg/l nel campionamento di aprile ed un massimo di 154 µg/l nel mese di giugno. Anche nel 2019 questo immissario indica una marcata variabilità, con valori compresi tra un minimo di 56 µg/l nel campionamento di febbraio ed un massimo di 146 µg/l nel mese di luglio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 47 µg/l il 10/4 ed un massimo di 156 µg/l il 8/5. I valori minimi sono sempre relativi al periodo invernale. Nel 2021 si conferma la stessa dinamica, con valori inferiori a 100 µg/l nel periodo gennaio-aprile e valori superiori nel periodo successivo, con un massimo di 241 µg/l il 23/6. Quadro leggermente diverso nel 2022, che segnala un massimo di 230 µg/l nel mese di gennaio. La situazione rientra nella normalità a partire da febbraio (79 µg/l), seguito da un graduale incremento fino ad un nuovo massimo di 208 µg/l il 14/7. Al contrario dopo la fase estiva si rileva un progressivo decremento dei valori. Quadro piuttosto negativo anche per il 2023, che indica valori compresi tra un minimo di 43 µg/l il 11/12 ed un massimo di 270 µg/l al 11/5. Il 60% delle concentrazioni risulta superiore a 150 µg/l e, considerando l'elevata portata idrica di questo immissario, ne deriva un consistente carico di fosforo al bacino ovest.

Quadro riassuntivo

Nella figura seguente è riportato un quadro riassuntivo della concentrazione media di P totale negli immissari esaminati. Il periodo preso in considerazione è compreso tra il 2009 ed il 2022. Si sottolinea però che per il 2023 la concentrazione media è riferita al periodo gennaio-ottobre.

Appare evidente il peggioramento del Cologna nelle ultime annate. Quest'ultimo a partire dal 2014 ha evidenziato un costante incremento, con valori medi di P totale che passano da 96 µg/l del 2014 a 187 µg/l del 2016, confermati dai 164 µg/l del 2017, da 171 µg/l del 2018, da 160 µg/l nel 2019, da 199 µg/l nel 2020 e da 227 µg/l nel 2021. Quest'ultimo valore rappresenta il massimo assoluto del periodo considerato. Si sottolinea che nel calcolo della media non è stato inserito il dato anomalo di giugno (2480 µg/l) perchè considerato come evento occasionale. Il dato del 2022 (193 µg/l) indica un leggero decremento, ma risulta comunque elevato. Anche il dato relativo al 2023 (164 µg/l) conferma uno stato di alterazione con una concentrazione media superiore a 100 µg/l.

Anche il Bondì nel 2016 segnala un valore nettamente più elevato (250 µg/l) rispetto al 2015 (164 µg/l) ed anche nel 2017 supera i 200 µg/l. Nel 2018 si riscontra un valore di poco inferiore (186 µg/l), ma comunque prossimo ai 200 µg/l, dato che si conferma nel 2019 con 187 µg/l. Il 2020 indica anche in questo caso un incremento con 222 µg/l, confermato da un ulteriore e marcato incremento nel 2021 con una media di 332 µg/l. Il dato relativo al 2022 mette in evidenza un ulteriore peggioramento di questo immissario con una concentrazione media di 515 µg/l, che rappresenta il massimo assoluto del periodo di rilevazione. Nel 2023 (301 µg/l) è invece rilevabile un parziale decremento della concentrazione media che ritorna sui livelli del 2021, confermando comunque un valore elevato.



Lo scarico Sabina mostra un valore medio per il 2016 (325 µg/l) decisamente più elevato rispetto al 2015 (273 µg/l). Il dato del 2017 indica invece un decremento (220 µg/l), che viene confermato nel 2018 con 192 µg/l. Nel 2019 con 173 µg/l la concentrazione media di P totale risulta sovrapponibile al 2018. Il dato relativo al 2020 (226 µg/l) segnala però un incremento della concentrazione media di P totale. Va considerato che il valore medio relativo al 2020 è condizionato dal dato anomalo del 19/2 (878 µg/l). La concentrazione media del 2021 risulta pari a 206 µg/l, quindi in linea con il dato del 2020. Situazione peggiore nel 2022 che, con una concentrazione media pari a 317 µg/l, ritorna sui livelli del 2016. Quadro piuttosto negativo anche per il 2023 (190 µg/l), con una concentrazione media che ritorna sui livelli del 2021. Considerando l'elevata portata idrica di questo immissario il valore attuale risulta quindi negativo e nella prospettiva di risanamento del bacino est questa situazione dovrebbe essere migliorata. Le periodiche alterazioni di questo immissario hanno infatti un impatto molto negativo sullo stato di qualità del bacino lacustre e rischiano di ridurre gli effetti positivi dell'attività di aspirazione ipolimnica.

L'apparente peggioramento dell'immissario Rossa nel 2016 è in realtà collegato al solo dato del 9/6/2016 (658 µg/l) che ha avuto un'incidenza temporale limitata. Se si esclude questo valore la concentrazione media del 2016 rientra nella norma (55 µg/l), mentre quella relativa al 2017 indica un minimo assoluto di 33 µg/l. Nel 2018 è rilevabile una condizione sovrapponibile al 2017, con una concentrazione media di soli 36 µg/l. Il dato del 2019 indica una concentrazione media simile alle precedenti, pari a 41 µg/l. La concentrazione media relativa al 2020 (28 µg/l) evidenzia il minimo assoluto del periodo esaminato. Per quanto riguarda il 2021 non sono da rilevare variazioni di rilievo, con una concentrazione media di 35 µg/l. Nel 2022 si riscontra un leggero incremento che deriva però dal dato anomalo del 14/7 (266 µg/l). Escludendo questo valore la concentrazione media risulterebbe sovrapponibile al 2021 (34 µg/l). Questo valore viene confermato anche nel 2023 che indica una concentrazione media di 34 µg/l.

Il Laghetto con una concentrazione media di 51 µg/l sembra segnalare una leggera tendenza all'incremento nell'ultimo periodo. Il dato medio era infatti pari a 36 µg/l nel 2020, 42 µg/l nel 2021 e 51 µg/l nel 2022. Nel 2023 si rileva un valore intermedio (48 µg/l).

Anche nel 2023 il Bomboldo (28 µg/l) evidenzia condizioni ottimali con un valore medio inferiore a 50 µg/l.

Il Bosisolo, che nel 2016 aveva indicato una concentrazione media pari a 74 µg/l, nel 2017 evidenzia invece un sensibile decremento (49 µg/l). Questa tendenza si conferma anche per il 2018 (49 µg/l), per il 2019 (47 µg/l), per il 2020 (46 µg/l), per il 2021 (44 µg/l), per il 2022 (40 µg/l) e per il 2023 (43 µg/l).

3.5.6 Quadro dei carichi relativi ai singoli immissari

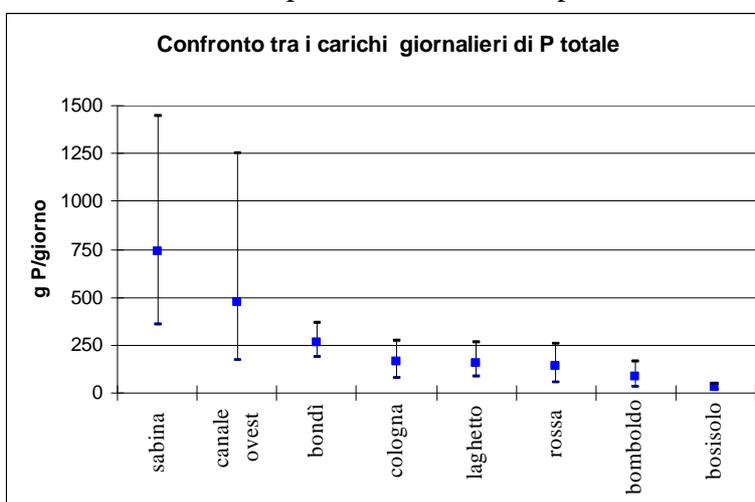
E' noto che per valutare l'effettivo impatto di un immissario sul bacino lacustre è necessario considerare la portata ed esprimere il contenuto di inquinanti in termini di carico nell'unità di tempo. E' infatti evidente che un immissario che presenti elevate concentrazioni assolute di inquinanti, e quindi una condizione di grave alterazione, può avere una incidenza minima sul bacino lacustre se la portata risulta molto ridotta. Al contrario, un immissario con una concentrazione media di inquinanti che presenti però una portata elevata può esercitare un impatto notevole sul bacino lacustre. Poichè l'elemento limitante i fenomeni di eutrofizzazione per il bacino di Annone è il fosforo, è importante verificare gli apporti di questo elemento in termini di carico relativo ai singoli immissari.

Partendo dai dati di concentrazione e di portata idrica è stato calcolato il carico di fosforo per ogni singolo immissario. La procedura di calcolo dei carichi è piuttosto complessa, ed è ampiamente illustrata nel capitolo relativo al bilancio di massa del fosforo al quale si rimanda.

immissario	cologna	bondi	rossa	laghetto	bomboldo	bosisolo	sabina	canale ovest	totale
date lago	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	Kg P
09/05/2023									
	6,32	10,73	7,59	6,85	4,34	1,01	17,22	12,43	66,5
08/06/2023									
	6,33	10,59	8,32	8,63	4,75	1,05	19,89	10,05	69,6
11/07/2023									
	4,84	7,20	3,78	3,50	2,12	0,70	10,15	16,22	48,5
08/08/2023									
	4,70	6,46	1,77	2,93	1,02	1,39	12,16	10,67	41,1
11/09/2023									
	5,43	8,43	2,73	3,10	1,23	1,18	15,72	15,23	53,1
10/10/2023									
	7,90	8,26	4,38	3,43	1,63	0,71	30,47	42,47	99,3
13/11/2023									
	2,56	5,54	1,87	2,50	1,60	0,72	12,01	13,99	40,8
07/12/2023									
	2,80	7,12	1,84	3,21	1,74	1,04	23,27	7,09	48,1
11/01/2024									
	3,49	6,60	3,95	2,85	1,46	0,56	30,91	5,72	55,5
14/02/2024									
	7,79	10,68	5,77	5,67	4,81	1,28	26,69	17,62	80,3
14/03/2024									
	3,75	8,32	4,53	7,61	3,21	1,25	32,42	12,70	73,8
12/04/2024									
	3,60	5,25	3,44	4,77	2,01	1,06	37,63	7,97	65,7
10/05/2024									

Utilizzando come base di partenza la tabella dei carichi di P per intervalli di campionamento nel bacino est, necessari per il calcolo del bilancio di massa, è stato possibile ricavare il quadro dei carichi medi giornalieri per singolo intervallo che meglio rappresenta l'incidenza degli immissari sul bacino lacustre.

Nella figura seguente è illustrata la distribuzione in ordine decrescente dei carichi medi giornalieri di fosforo relativi agli immissari esaminati nelle 12 campagne di rilevamento. Il carico medio più elevato è relativo allo scarico Sabina, con un dato medio di 742 g P/giorno. Il valore minimo e



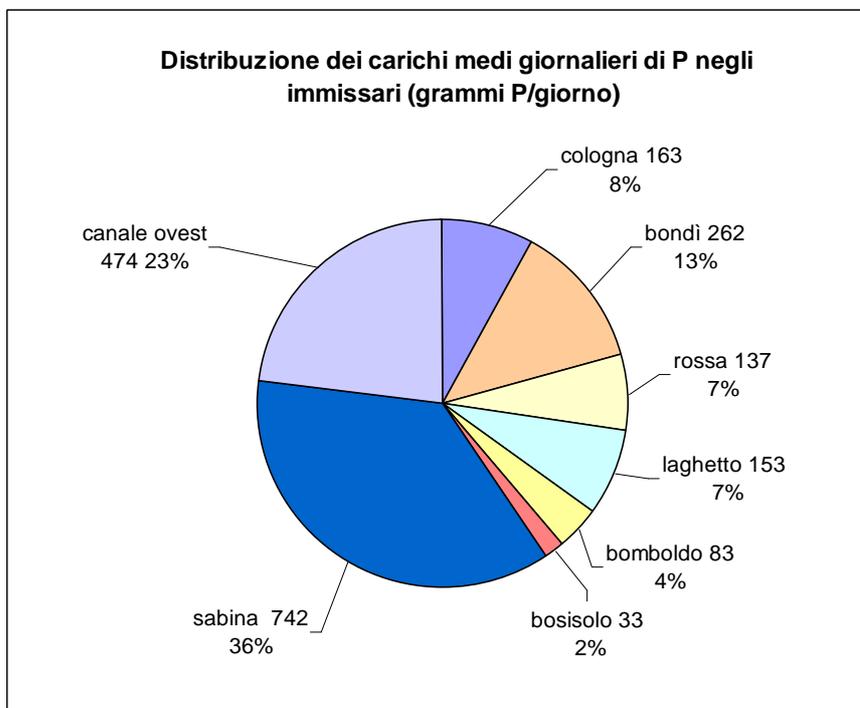
massimo sono rispettivamente pari a 358 g P/giorno e 1447 g P/giorno. Il secondo carico in ordine di grandezza è relativo al canale di collegamento con il bacino ovest che indica un apporto medio di 474 g P/giorno. Anche in questo caso l'oscillazione dei valori è piuttosto ampia, con un minimo di 168 g P/giorno ed un massimo di 1250 g P/giorno. L'oscillazione dei carichi è collegata in parte alle variazioni della portata idrica in uscita ed in parte alle marcate dinamiche interne del fosforo nel bacino ovest legate in particolare all'elevata presenza di ferro.

Il terzo carico in ordine di grandezza è rappresentato dal Bondi, con un dato medio di 262g P/giorno. Il valore minimo e massimo sono rispettivamente pari a 190 g P/giorno e 368 g P/giorno.

Segue il Cologna, con un valore medio di 163 g P/giorno. Il valore minimo è pari a 80 g P/giorno, mentre il valore massimo risulta pari a 268 g P/giorno. Segue ancora il Laghetto (153 g P/giorno), con un minimo ed un massimo rispettivamente di 84 g P/giorno e 263 g P/giorno. Il sesto carico in ordine decrescente è rappresentato dal Rossa, con un valore medio di 137 g P/giorno, un minimo di 52 g P/giorno ed un massimo di 253 g P/giorno. Gli ultimi due immissari presentano un migliore stato di qualità e pertanto i carichi risultano contenuti. In particolare Bosisolo e Bomboldo evidenziano un carico medio rispettivamente di 33 g P/giorno e 83 g P/giorno, con una oscillazione limitata dei valori.

Per concludere l'analisi dei carichi di fosforo può risultare utile un quadro complessivo sulla distribuzione dei carichi medi dei singoli immissari espresso anche in termini percentuali.

Dalla figura risulta evidente che il carico più elevato è quello relativo allo scarico Sabina, che con 742 g P/giorno rappresenta il 36% del carico totale di P. Il secondo carico è rappresentato dal canale di collegamento con il bacino ovest che con 474 g P/giorno rappresenta il 23% del carico totale al bacino est. Segue il Bondi con 262 g P/giorno pari al 13%. Altro carico di rilievo è quello relativo a Cologna con 163 g P/giorno pari al 8%. Gli altri immissari presentano, come già indicato in precedenza, un migliore stato di qualità e di conseguenza valori di carico inferiori. Laghetto e Rossa rappresentano una percentuale pari al 7%, mentre Bomboldo e Bosisolo segnalano una percentuale di incidenza compresa tra il 2-4% del carico totale.



Gli altri immissari presentano, come già indicato in precedenza, un migliore stato di qualità e di conseguenza valori di carico inferiori. Laghetto e Rossa rappresentano una percentuale pari al 7%, mentre Bomboldo e Bosisolo segnalano una percentuale di incidenza compresa tra il 2-4% del carico totale.

3.5.7 Relazione tra concentrazione e portata idrica

Premessa

Un altro importante dato è la relazione che intercorre tra portata idrica e concentrazione di P totale. Dalla suddetta relazione è infatti possibile ricavare utili informazioni sulla tipologia del carico che grava sui singoli immissari. In caso di presenza di carichi diretti è infatti rilevabile una diminuzione delle concentrazioni di P totale parallelamente all'aumento dei valori di portata. Nel caso di apporti inquinanti derivanti da sfioratori è invece rilevabile un incremento delle concentrazioni durante i regimi di maggiore portata idrica.

Poiché questo argomento è stato analizzato per la costruzione del bilancio di massa del fosforo, per la presentazione dei risultati si rimanda al capitolo 7.

3.5.8 Evoluzione temporale delle condizioni qualitative dei singoli immissari

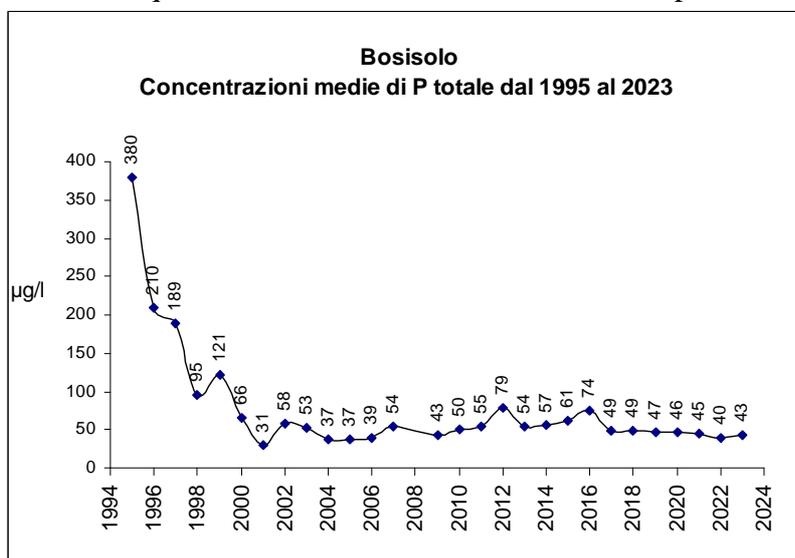
La disponibilità pluriennale di dati relativi ai principali immissari del lago di Annone rende possibile una valutazione dello stato di qualità in termini evolutivi, al fine di verificare l'attuazione di eventuali interventi di risanamento e la relativa efficacia.

A tale scopo sono stati analizzate le concentrazioni di P totale relative alle indagini condotte dal 1993 al 2021 in prossimità della foce. Si consideri che la concentrazione risulta però funzione della portata idrica, ed un'analisi più precisa dovrebbe tenere conto anche di questa variabile.

Le campagne di rilevamento hanno peraltro considerato diversi regimi idrologici proprio per avere un quadro complessivo della situazione degli immissari, ed è pertanto presente una sufficiente omogeneità di rilevamento tra le singole annate. Si ricorda che l'autunno 2001 rappresenta però un'eccezione in quanto, a causa della scarsità di precipitazioni, non è stato possibile effettuare campionamenti durante le condizioni di massima portata idrica, fase in cui in genere si verificano i maggiori apporti inquinanti. Per tale motivo il dato degli immissari relativo al 2001 potrebbe essere falsato in positivo rispetto alle altre annate.

Bosisolo

Per quanto riguarda la concentrazione media di P totale è evidenziabile una chiara tendenza alla diminuzione, in particolare a partire dal 1995 al 2001. La tendenza dal 1995 al 2010 appare molto evidente e conferma il progressivo miglioramento di questo corso d'acqua rispetto agli anni '90. A partire dal 2001 è rilevabile una sostanziale stabilità delle concentrazioni medie, con valori compresi tra 31 e 79 $\mu\text{g/l}$. I valori più elevati sono in genere collegati al peggioramento di questo corso d'acqua durante le condizioni di elevata portata idrica, ma nella campagna del 2009



l'intervallo di variazione dei valori di P totale è stato di soli 29 $\mu\text{g/l}$, segnalando quindi oscillazioni limitate anche durante i regimi di piena. La concentrazione media del 2010 è in linea con i valori dell'ultimo decennio, anche se è rilevabile un maggiore intervallo di oscillazione. Nel 2011 è rilevabile un leggero incremento della concentrazione media di P totale rispetto all'ultimo biennio, con valori quasi sempre superiori a 50 $\mu\text{g/l}$. Nel 2012 si conferma questa tendenza negativa, con la

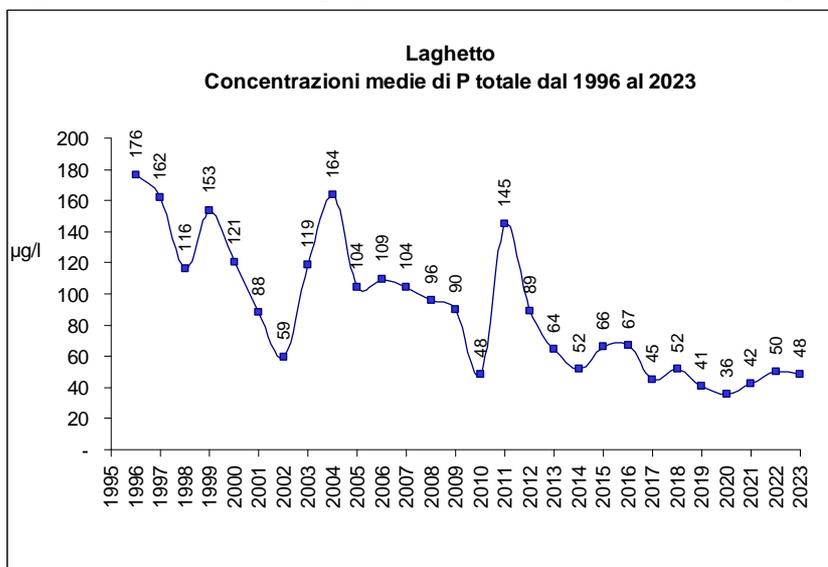
concentrazione media più elevata (79 µg/l) a partire dal 2000. Per quanto riguarda il 2013 è invece rilevabile un decremento del valore medio (54 µg/l), che ritorna sovrapponibile ai livelli del periodo 2010-2011.

Nel 2014 si conferma il ritorno alla normalità con una concentrazione media di P totale pari a 57 µg/l, dato sostanzialmente sovrapponibile a quello del 2015 che risulta pari a 61 µg/l. Nel 2016 è però rilevabile un ulteriore incremento che porta a 74 µg/l. Nel 2017 la concentrazione media di P totale risulta inferiore a 50 µg/l, ritornando sui valori del decennio precedente. Anche nel periodo 2018-2023 si conferma una condizione analoga con valori medi compresi tra 40 e 49 µg/l.

Laghetto o Molinatto

Per quanto riguarda la concentrazione media di P totale a partire dal 1996 al 2002 è evidenziabile una sostanziale tendenza al decremento della concentrazione media. In particolare dal 1999 al 2002 è riscontrabile una marcata diminuzione dei valori, che passano da 153 µg/l ad una media di soli 59 µg/l. Le campagne di rilevamento 2003 e 2004 mostrano invece un marcato incremento della concentrazione media, che ritorna su valori prossimi a quelli precedenti al 1999 (164 µg/l) ed interrompe l'evoluzione positiva del periodo precedente.

A partire dal 2005 è invece rilevabile una progressiva tendenza al decremento della concentrazione media, fino ad un minimo di 48 µg/l nel 2010. La campagna di rilevamento del 2011 segnala purtroppo un'inversione di tendenza con un marcato incremento della concentrazione media di P totale che sale a 145 µg/l e ciò rappresenta pertanto un segnale negativo per questo immissario. La causa del peggioramento è stata però rimossa e la concentrazione media del 2012 risulta nuovamente inferiore a 100 µg/l, anche se è ancora lontana dal minimo assoluto raggiunto nel 2010 (48 µg/l). Per quanto riguarda il 2013 si conferma un ulteriore decremento della

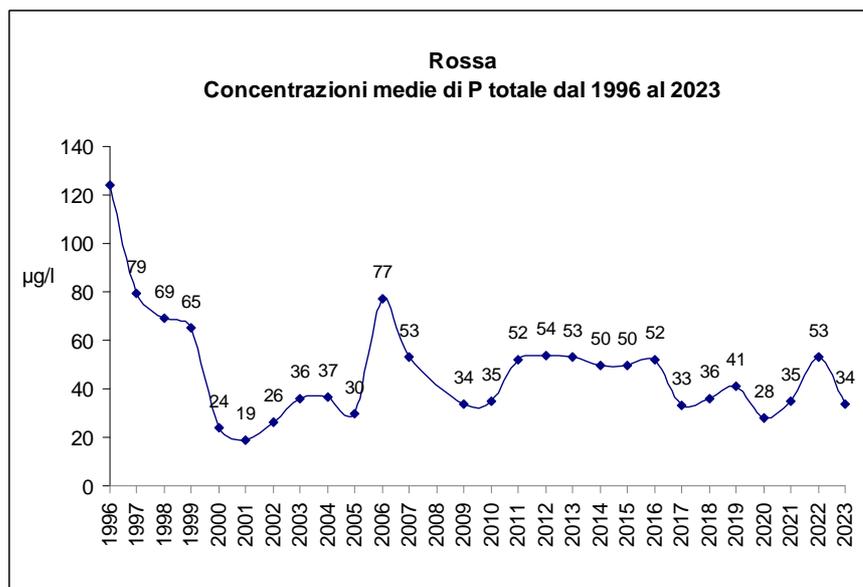


concentrazione media di P totale (64 µg/l), che rappresenta uno dei minimi storici per questo immissario. Il 2014 evidenzia un ulteriore decremento del valore medio che scende a 52 µg/l, mentre il dato relativo al 2015 (66 µg/l) risulta sovrapponibile a quello del 2013. Anche il valore medio del 2016 si mantiene a 67 µg/l. Nel 2017 è invece rilevabile un decremento con un minimo assoluto di 45 µg/l. Nel 2018 si conferma un valore sovrapponibile pari a 52 µg/l. Nel triennio 2018-2020 si riscontra una tendenza al decremento con valori medi che scendono da 52 a 36 µg/l, mentre nel triennio 2020-2022 si rileva un'inversione di tendenza che riporta la concentrazione media annuale da 36 a 50 µg/l. Nel 2023 si riscontra un valore sovrapponibile al 2022.

Rossa

Dal 1996 al 2001 il torrente Rossa segnala una chiara tendenza alla diminuzione della concentrazione media di fosforo totale. In realtà il decremento non è così marcato, in quanto il valore medio del 1996 è fortemente condizionato dal dato anomalo relativo al 30/4/96 (275 µg/l), probabilmente collegato ad un inquinamento di tipo occasionale. Il miglioramento rispetto alla fine degli anni '90 è comunque evidente, con valori medi di P totale più che dimezzati.

Nel periodo 2001-2004 il torrente Rossa sembrava però segnalare un leggero incremento della concentrazione media di P totale rispetto ai valori raggiunti nel periodo 2000-2002, passando da una media di 23 µg/l a 37 µg/l. Si consideri che anche in questo caso il dato del 2001 è sottostimato in seguito alle condizioni di magra durante l'intero periodo di campionamento. Dopo un fase negativa nel biennio 2006-2007 che segnala una concentrazione media più che raddoppiata rispetto alla norma di questo corso d'acqua, il dato del 2009 ritorna sui valori del periodo precedente. Si sottolinea che questo immissario nel 2009 ha evidenziato concentrazioni di P totale sempre inferiori a 50 µg/l. La campagna di rilevamento del 2010 conferma la situazione positiva di questo immissario che evidenzia ancora la minima concentrazione di P totale (35 µg/l) tra gli immissari del bacino est. Nel 2011 anche questo immissario segnala però un leggero peggioramento, con una concentrazione media che sale a 52 µg/l. La causa di questo peggioramento è in prevalenza collegata all'aumento dei valori durante le fasi di elevata portata idrica, indicando la probabile presenza di apporti inquinanti durante i periodi di piena. I dati del 2012 e del 2013 confermano questa tendenza con una concentrazione media di P totale che supera ancora i 50 µg/l. Si sottolinea comunque che l'incremento non è di particolare rilievo. Il valore medio relativo al periodo 2014-2016 (50-52 µg/l) indica una sostanziale stabilità con il triennio precedente. Si sottolinea che nel calcolo della concentrazione media del 2016 non è stato considerato il valore anomalo del 9/6/2016 (658 µg/l), situazione occasionale determinata da un temporaneo guasto al collettore principale. Nel 2017 si rileva il minimo assoluto dal 2006 con 33 µg/l, valore che si conferma nel 2018 con una media di 36 µg/l. Il dato medio del 2019 indica un valore leggermente superiore (41 µg/l), ma che rientra comunque nella norma, mentre nel 2020 si riscontra un decremento con una concentrazione media di soli 28 µg/l. Il 2021 indica un valore intermedio (35 µg/l), che rientra nell'intervallo di oscillazione degli ultimi 5 anni. Il dato relativo al 2022 (53 µg/l) segnala un ulteriore incremento della concentrazione media annuale. Va però considerato che l'incremento deriva principalmente dal valore anomalo del 14/7/2022 (266 µg/l). Il dato relativo al 2023 segnala un ritorno sui valori normali con 34 µg/l.



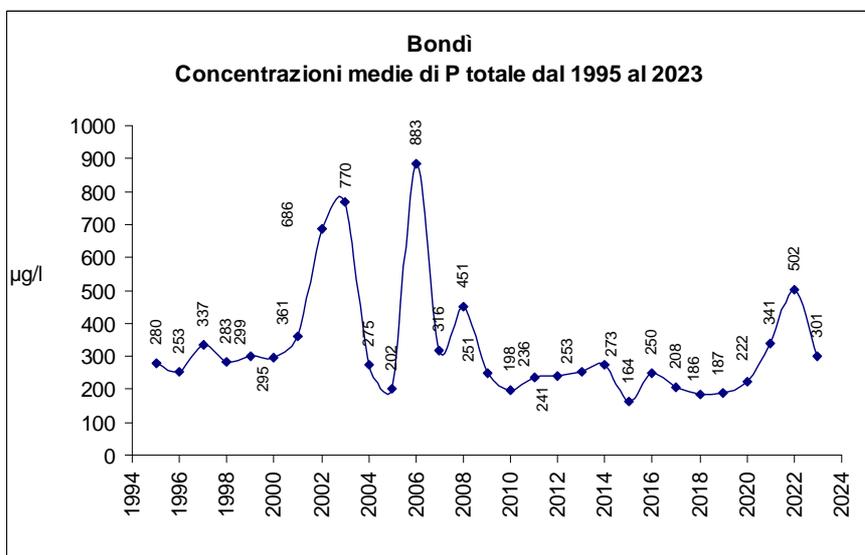
particolare rilievo. Il valore medio relativo al periodo 2014-2016 (50-52 µg/l) indica una sostanziale stabilità con il triennio precedente. Si sottolinea che nel calcolo della concentrazione media del 2016 non è stato considerato il valore anomalo del 9/6/2016 (658 µg/l), situazione occasionale determinata da un temporaneo guasto al collettore principale. Nel 2017 si rileva il minimo assoluto dal 2006 con 33 µg/l, valore che si conferma nel 2018 con una media di 36 µg/l. Il dato medio del 2019 indica un valore leggermente superiore (41 µg/l), ma che rientra comunque nella norma, mentre nel 2020 si riscontra un decremento con una concentrazione media di soli 28 µg/l. Il 2021 indica un valore intermedio (35 µg/l), che rientra nell'intervallo di oscillazione degli ultimi 5 anni. Il dato relativo al 2022 (53 µg/l) segnala un ulteriore incremento della concentrazione media annuale. Va però considerato che l'incremento deriva principalmente dal valore anomalo del 14/7/2022 (266 µg/l). Il dato relativo al 2023 segnala un ritorno sui valori normali con 34 µg/l.

Bondì o Ceppetto

Per quanto riguarda la concentrazione media di P totale non si evidenziano particolari tendenze evolutive fino al 2000, con una condizione di notevole stabilità ed una concentrazione media di P totale sempre prossima a 300 µg/l. La campagna del 2001 segnalava già un leggero incremento del valore medio, ma le condizioni di siccità del 2001 potrebbero falsare in negativo la concentrazione di P totale in quanto questo corso d'acqua mostra in genere un aumento dei valori durante i regimi di magra. I dati relativi al 2002 ed al 2003 mettevano invece in evidenza un notevole peggioramento di questo corso d'acqua, con una concentrazione media di P totale più che raddoppiata rispetto alle campagne precedenti. Gli appositi interventi messi in atto per rimuovere le cause del consistente apporto inquinante hanno riportato nel 2004 e nel 2005 questo corso d'acqua nelle condizioni di normalità, ma nel 2006 la campagna di indagine metteva in evidenza il valore medio più elevato

dell'intero periodo di rilevamento (883 µg/l), riproponendo un ritorno alle pessime condizioni del periodo 2002-2003. Appositi interventi di manutenzione del collettore fognario hanno riportato il Bondi in condizioni più prossime alla normalità nel periodo successivo. Il dato positivo è che nel 2010 questo immissario ha segnalato la concentrazione media più contenuta (196 µg/l) dell'intero periodo di indagine. Nel 2011 è rilevabile una concentrazione media di P totale intermedia rispetto all'ultimo biennio, indicando una sostanziale condizione di stabilità. La concentrazione media rilevata nel 2012 (241 µg/l) e nel 2013 (253 µg/l) è sostanzialmente sovrapponibile a quella del

Si consideri che il valore medio del 2013 è sovrastimato a causa del dato anomalo relativo al 12/12/2013 (628 µg/l). Questo immissario mostra valori piuttosto elevati di P totale pur non evidenziando la presenza di apporti fognari perlomeno nel tratto terminale, come risulta dai valori molto limitati di azoto ammoniacale. L'origine degli apporti di fosforo deriva quindi dalla zona a monte, come è stato verificato nel



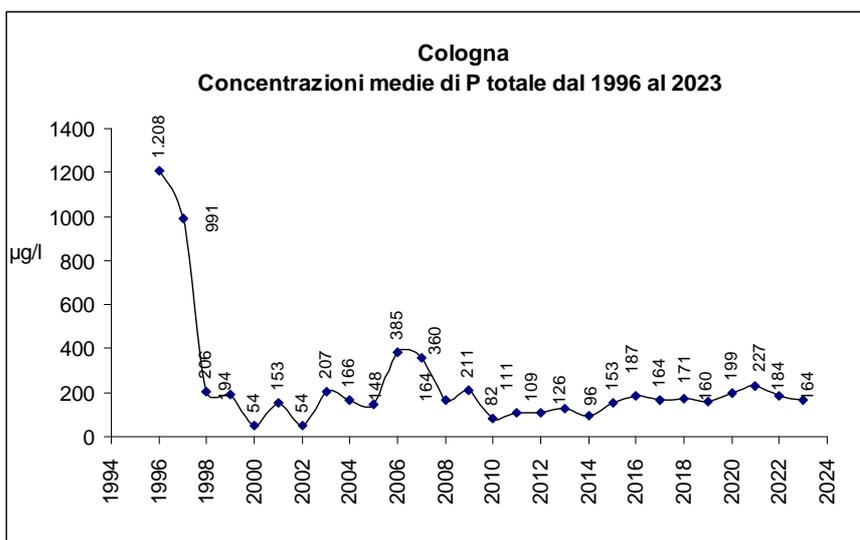
corso di un'apposita indagine effettuata nel 2012. La concentrazione media del 2014 segnala un leggero incremento (273 µg/l), che risulta però determinato principalmente dal valore anomalo del 12/8/2014 (798 µg/l). Nel 2015 viene invece riscontrato il minimo assoluto dell'ultimo ventennio, con una concentrazione media di 164 µg/l. La concentrazione media del 2016 (250 µg/l) ritorna invece in linea con le annate precedenti. Nel 2017 è rilevabile un nuovo parziale decremento con 208 µg/l, tendenza che si conferma nel 2018 e nel 2019 con una media rispettivamente di 186 e 187 µg/l. Il 2020 segnala invece un incremento con una concentrazione media di 222 µg/l. La tendenza negativa si conferma nel 2021 con un valore medio che sale a 341 µg/l, che rappresenta il dato più elevato dal 2010. Situazione in ulteriore peggioramento nel 2022, con una concentrazione media annuale che sale a 502 µg/l. Il dato relativo al 2023 indica un decremento, con una concentrazione che risulta comunque elevata (301 µg/l). Il marcato incremento dei valori di questo immissario nell'ultimo triennio richiede una verifica per individuare le cause e limitare l'impatto negativo sul bacino est.

Cologna

Questo corso d'acqua ha presentato un'evoluzione positiva dal 1995 al 2002, periodo in cui è riscontrabile una chiara tendenza evolutiva con una notevole diminuzione della concentrazione media di P totale che passa da 1208 µg/l del 1996 a soli 54 µg/l nella campagna 2002. L'indagine del 2001 mette invece in evidenza un incremento di P totale, con un valore medio che sale a 153 µg/l.

Tale peggioramento è però in parte collegato al regime di scarsa portata idrica, dato che il Giudici ha sempre evidenziato la presenza di carichi diretti. A conferma di questa ipotesi si consideri che la concentrazione media di P totale nel 2002 è perfettamente sovrapponibile a quella della campagna 2000 (54 µg/l). I dati relativi al periodo 2006-2007 sono invece decisamente negativi poichè, nonostante rappresentino condizioni con regime di portata idrica variabile, è rilevabile una marcata tendenza all'incremento dei valori fino ad un massimo di 385 µg/l. I dati relativi al 2008 e 2009 mostrano un miglioramento delle condizioni di questo corso d'acqua, anche se i valori sono ancora nettamente più elevati rispetto ai minimi raggiunti a inizio decennio. Anche questo immissario però

nel 2010 segnala la minima concentrazione di P totale (82 µg/l) a partire dal 2003. Il dato relativo al 2011 risulta leggermente più elevato e più del 50% dei valori supera ancora i 100 µg/l, indicando la presenza di apporti di probabile origine civile. La concentrazione media rilevata nel 2012 (109 µg/l) e nel 2013 (126 µg/l) è sostanzialmente sovrapponibile a quella del 2011. I valori più elevati coincidono in genere con le portate di magra. In questo caso è stata rilevata la presenza di carichi diretti nel tratto terminale. Il valore relativo al 2014 (96 µg/l) indicherebbe un leggero decremento, mentre il dato relativo al 2015 segnala un deciso incremento rispetto all'ultimo triennio. La concentrazione media del 2016 (187 µg/l) conferma questa tendenza negativa. Anche il 2017 indica una media piuttosto elevata (164 µg/l), che conferma l'incremento relativo all'ultimo triennio. Nell'ultimo biennio la situazione risulta stabile, con valori medi di P totale pari a 171 µg/l nel 2019 e 160 µg/l nel 2019. Nel 2020 si riscontra un leggero incremento con una concentrazione media di 199 µg/l, tendenza che si conferma nel 2021 con 227 µg/l. Il dato relativo al 2022 indica un parziale decremento (184 µg/l), ma si mantiene sostanzialmente in linea con i valori riscontrati dal 2016. Il 2023 indica una concentrazione leggermente inferiore (164 µg/l).

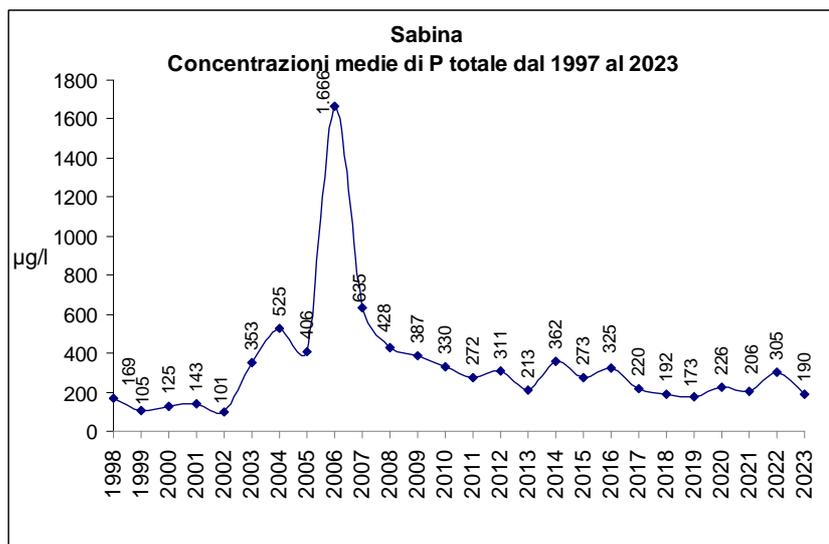


Scarico Sabina

Lo scarico in località Sabina segnala un notevole decremento della concentrazione media di P totale dal 1997 al 1999, mentre dal 1999 al 2002 è rilevabile una situazione di relativa stabilità, con valori medi compresi tra 101 e 143 µg/l. E' ancora importante sottolineare il notevole miglioramento rispetto ai primi due campionamenti del 1997, nei quali la Sabina evidenziava condizioni estremamente negative. Le campagne di rilevamento del 2003 ed in particolare del 2004 mettevano però in evidenza un notevole aumento della concentrazione media di P totale, passando da 101 µg/l nel 2002 a 525 µg/l nel 2004, ritornando quindi rapidamente sui valori iniziali degli anni '90. Anche la campagna di indagine del 2005 confermava purtroppo questa situazione, anche se il valore medio (406 µg/l) risulta leggermente inferiore rispetto al 2004. L'indagine del 2006 segnala un quadro ancora peggiore e mette in evidenza il valore più elevato dell'intero periodo di indagine (1.666 µg/l). Ciò dimostra che le operazioni di manutenzione di questo scarico risultano quindi di primaria importanza per il risanamento del bacino di Annone est.

A partire dal 2007 è rilevabile un costante decremento dei valori, che si mantengono però sui livelli prossimi a 300 µg/l e quindi ancora troppo elevati.

Le concentrazioni medie di P totale del biennio 2011-2012 indicano una condizione di relativa stabilità, con valori prossimi a 300 µg/l. I controlli relativi al 2013 indicherebbero un leggero miglioramento, con una concentrazione media di P totale che scende a 213 µg/l. In realtà i dati relativi ai primi mesi del 2014 evidenziavano



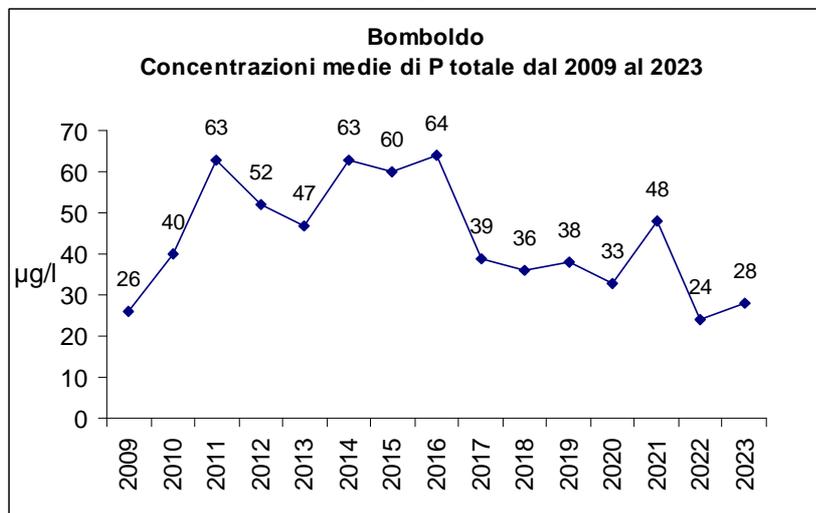
un marcato peggioramento di questo immissario, che è stato infatti confermato dalla concentrazione media annuale che risulta pari a 362 µg/l. Anche la situazione rilevata nel 2015 non mostra segnali di significativo miglioramento, con una concentrazione media di P che si mantiene elevata (273 µg/l). Il dato medio del 2016 segnala anzi un ulteriore incremento con 325 µg/l.

Positivo invece il dato relativo al 2017 (220 µg/l), che segnala un decremento consistente rispetto al 2016. Questa tendenza sembra confermata nel 2018 e nel 2019, con una concentrazione media rispettivamente di 192 µg/l e 173 µg/l. Il 2020 indica invece un'inversione di tendenza con un valore medio più elevato, pari a 226 µg/l. Il dato del 2021 (206 µg/l) è sostanzialmente in linea con il 2020. Nel 2022 si riscontra un marcato incremento della concentrazione media annuale che sale a 305 µg/l. I dati relativi al 2023 indicano un decremento della concentrazione media annuale di P totale che scende a 190 µg/l. Considerando l'elevata portata idrica di questo immissario la situazione attuale può comunque determinare un rilevante impatto negativo sul bacino est.

Bomboldo

Il monitoraggio di questo immissario ha avuto un inizio più recente e quindi l'analisi della tendenza evolutiva può partire dal 2009.

Per quanto riguarda la concentrazione media di P totale sembra evidenziabile una leggera tendenza all'incremento, in particolare rispetto al valore iniziale del 2009 (26 µg/l). Tutte le concentrazioni medie annuali risultano comunque inferiori a 63 µg/l, e ciò rappresenta pertanto un dato positivo.



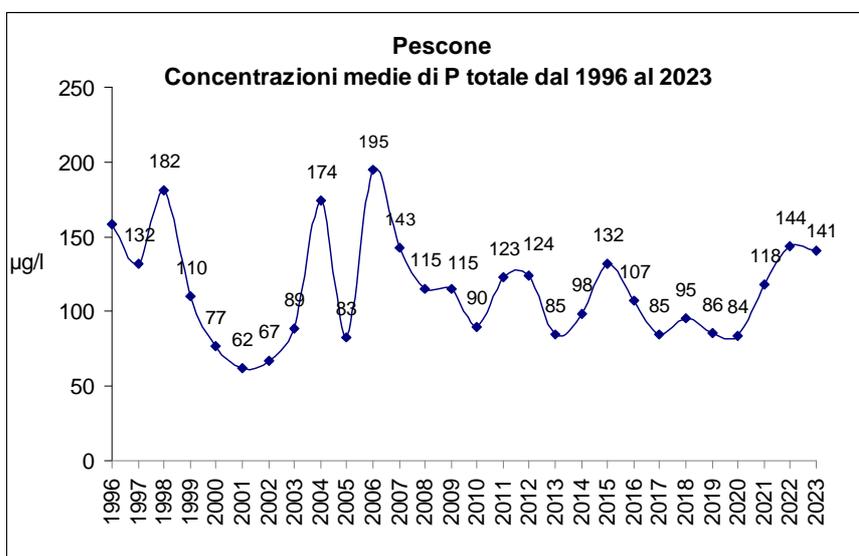
Nel periodo 2011-2016 le concentrazioni medie si mantengono piuttosto stabili, con valori compresi tra 47 e 64 µg/l. Il 2017 segnala invece un sensibile decremento (39 µg/l), ritornando sui livelli relativi al periodo 200-2010. Questa tendenza positiva è confermata nel 2018 e nel 2019, con una concentrazione media pari rispettivamente a 36 µg/l e 38 µg/l. Il 2020 indica una condizione di stabilità, con un valore medio di 33 µg/l, mentre

nel 2021 è rilevabile un leggero incremento (48 µg/l) con una media che si mantiene però inferiore a 50 µg/l. Nel 2022 si riscontra un minimo assoluto del periodo di rilevamento, con una concentrazione media annuale di soli 24 µg/l. Anche nel 2023 si conferma un valore molto contenuto con una media annuale pari a 28 µg/l.

Pescone

La concentrazione media di P totale evidenzia una chiara tendenza al decremento nel periodo 1996-2002, con una perdita media annuale di 14 µg/l e passando da una media di 158 µg/l del 1996 ai 67 µg/l nel 2002. Il valore più elevato relativo al 1998 è invece collegato ad un probabile inquinamento occasionale rilevato il 25/10/98 (395 µg/l) durante un regime di piena. Anche per questo corso d'acqua i dati relativi al 2003 ed in particolare al 2004 segnalavano però un marcato incremento che rappresenta un'inversione della tendenza mantenuta dal 1998. La campagna di indagine del 2005 indicava un temporaneo arresto di questa tendenza negativa, con un valore medio che ritornava su livelli prossimi al 2003, ma la campagna 2006 riporta invece la massima concentrazione media di P totale dell'intero periodo di indagine, passando da 83 µg/l del 2005 a 195 µg/l del 2006, con un incremento quindi di circa 100 µg/l.

A partire dal 2006 ha finalmente inizio una nuova fase di miglioramento che riporta la concentrazione media di P totale relativa al 2010 al di sotto dei 100 µg/l. Va però sottolineato che la concentrazione attuale risulta più elevata rispetto ai valori raggiunti nel periodo 2001-2002.



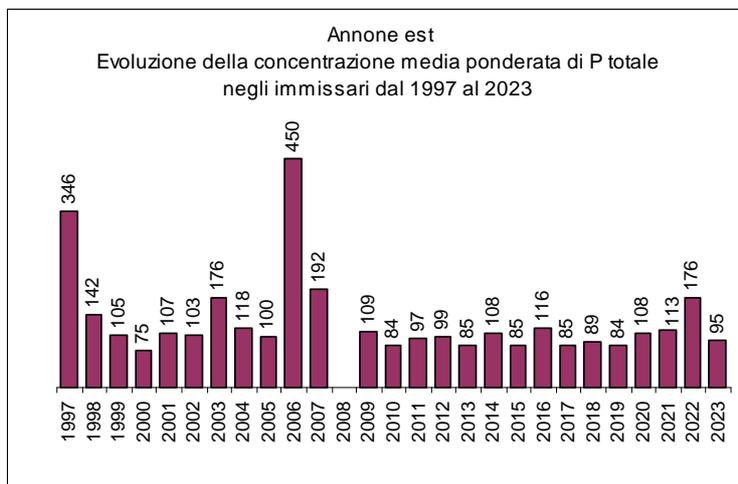
Il valore relativo al 2011 segnala però un marcato incremento, superando ampiamente i 100 µg/l. Il quadro è peggiorato dal fatto che i valori più elevati si riscontrano in prevalenza durante le fasi di piena, quindi con un notevole incremento del carico di P. La concentrazione media relativa al 2012 (124 µg/l) è analoga a quella del 2011 e conferma pertanto che questo valore rappresenta l'attuale situazione del Pescone. Il dato relativo al 2013 (85 µg/l) rappresenta un segnale positivo per questo corso d'acqua che ritorna sotto la soglia dei 100 µg P/l. Il dato relativo al 2014 mostra però un incremento (98 µg/l), che risulta ancora più evidente nel 2015 (132 µg/l). Il valore medio relativo al 2016 risulta inferiore (107 µg/l). Considerando però che il Pescone rappresenta l'immissario con la maggiore portata idrica è auspicabile che la concentrazione media annuale si mantenga su valori inferiori a 100 µg/l.

Positivo quindi il dato relativo al 2017 che indica una concentrazione media di P totale pari a 85 µg/l, evidenziando una chiara tendenza al decremento nell'ultimo triennio. Purtroppo il dato relativo al 2018 mostra invece un'inversione di tendenza, con una concentrazione media pari a 95 µg/l. Nel 2019 si rileva un valore sovrapponibile al 2017 con 86 µg/l, che viene confermato anche nel 2020 con 84 µg/l. Nel 2021 è invece rilevabile un incremento (118 µg/l) che dopo quattro anni porta nuovamente la concentrazione media annuale sopra i 100 µg/l. Il dato relativo al 2022 segnala un ulteriore incremento con un valore medio annuale che sale a 144 µg/l. Questo dato si conferma anche nel 2023 con una concentrazione media pari a 141 µg P/l. Considerando l'elevata portata idrica di questo immissario del bacino ovest sarebbe opportuno mantenere la concentrazione media sotto i 100 µg/l.

3.5.9 Quadro evolutivo generale

Un ultimo dato importante che rappresenta l'efficacia degli interventi realizzati per ridurre il carico esterno di fosforo è l'evoluzione della concentrazione media ponderata negli immissari. Poiché lo scarico Sabina è stato introdotto nel 1997 non è possibile effettuare un confronto con i dati antecedenti a tale anno. Analizzando comunque i valori relativi al bacino est, è chiaramente rilevabile la consistente riduzione del carico esterno realizzata dal 1997 al 2002, passando da una concentrazione media di ben 346 µg/l nel 1997 a 103 µg/l, che in altri termini corrisponde ad una riduzione del 70%.

Si sottolinea che in questo caso nel calcolo della concentrazione media sono stati esclusi gli apporti del bacino ovest, al fine di rappresentare la sola situazione degli immissari del bacino est. Le campagne di indagine del 2001 e del 2002 segnalano però un incremento della concentrazione media ponderata di P totale rispetto all'anno 2000, in cui è stato rilevato un minimo di 75 µg/l. La causa di questo segnale negativo è da attribuire in prevalenza al peggioramento delle condizioni del



torrente Bondi. La campagna del 2003 mostra invece un sostanziale peggioramento rispetto al triennio precedente e la perdita dell'obiettivo raggiunto. La causa principale resta ancora il Bondi, ma anche gli immissari Cologna e Sabina rappresentano un apporto importante alla determinazione del consistente aumento del carico di fosforo. In particolare le condizioni dello scarico Sabina, immissario che presenta una discreta portata idrica, possono incidere sensibilmente sulla concentrazione media ponderata di P totale. Il monitoraggio del 2004 indicava già un sostanziale miglioramento rispetto al 2003, grazie in particolare agli interventi di ripristino effettuati sui torrenti Bondi e Molinatto. La concentrazione media ponderata di P totale scende a 118 µg/l, ma resta comunque superiore all'obiettivo di risanamento. Il dato relativo alla campagna del 2005 segnalava finalmente il ritorno nei limiti previsti dagli obiettivi di risanamento: la concentrazione media ponderata di P totale risulta infatti pari a 100 µg/l, ma questo dato rappresenta un falso segnale di miglioramento. Le condizioni rilevate nel 2006 sono infatti le peggiori dell'intero arco di indagine, con una concentrazione media ponderata di P totale che raggiunge i 450 µg/l. Le cause di questo notevole incremento sono collegate in primo luogo alle pessime condizioni dello scarico Sabina e del Bondi, ma anche altri immissari (Cologna e Rossa) segnalano un aumento del carico di fosforo rispetto al passato. Non è stato quindi inatteso il marcato peggioramento delle condizioni generali del bacino est, il cui stato di qualità è ovviamente collegato a quello delle acque immissarie.

Ciò conferma ancora una volta che il mantenimento degli obiettivi raggiunti richiede un monitoraggio frequente dello stato di qualità degli immissari. Si consideri peraltro che le condizioni dell'autunno 2006 non hanno rappresentato campionamenti in regime di elevata portata idrica, e quindi il dato reale potrebbe essere anche peggiore.

Nel 2007 è ancora rilevabile una concentrazione media troppo elevata, pari a 192 µg/l. In base al modello internazionale dell'OECD (1982),

$$P_i = 1.55 [P_e / (1 + \sqrt{\tau w})]^{0.82}$$

P_i = concentrazione annuale media di fosforo totale nel lago (mg/m³)

P_e = concentrazione media di fosforo totale negli apporti idrici annuali (mg/m³)

τw = tempo teorico di ricambio (anni)

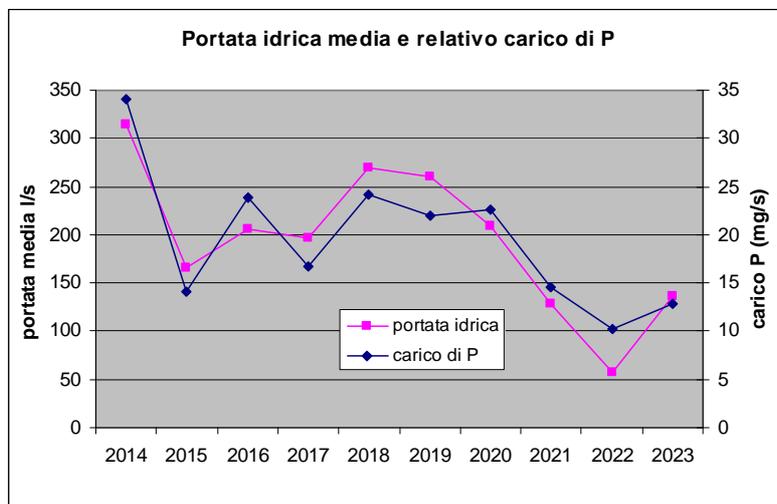
per ottenere una concentrazione all'equilibrio nel bacino lacustre pari a 35 µg/l (valore teorico considerabile come obiettivo del risanamento) la concentrazione media di P totale negli immissari deve risultare pari a circa 100 µg/l. Nel 2008 non sono stati effettuati rilevamenti sulle portate idriche. Il dato relativo al monitoraggio del 2009 (109 µg/l) segnala finalmente un ritorno a condizioni migliori, sovrapponibili a quelle di inizio decennio ed il valore relativo al 2010 scende sotto i 100 µg/l, raggiungendo l'obiettivo previsto dal piano di risanamento. Ovviamente perché sia possibile ottenere un riscontro dello stato di qualità del bacino lacustre questo dato deve essere mantenuto. Il 2011 indica una concentrazione media ponderata di P totale pari a 97 µg/l, valore che risulta ancora inferiore a 100 µg/l ma che segnala un incremento rispetto al dato del 2010. Anche nel 2012 è rilevabile una concentrazione media pari a 99 µg/l, sovrapponibile a quella del 2011, che si mantiene quindi sotto il limite dei 100 µg/l. Il valore relativo al 2013 (85 µg/l) segnala un decremento rispetto alle due annate precedenti e ritorna sui livelli del 2010. Questa riduzione è da attribuire principalmente al miglioramento dello scarico Sabina, che purtroppo non sembra però mantenuto nel 2014. Infatti la concentrazione media di P totale nelle acque immissarie sale a 108 µg/l, con un incremento del 27% rispetto al 2013.

Le cause di questo incremento sono principalmente collegate al marcato peggioramento dello scarico Sabina nel primo semestre. Indicazione positiva per quanto riguarda invece il 2015, con concentrazione media di P totale pari a 85 µg/l e quindi un ritorno alla situazione rilevata nel 2014. Purtroppo nel 2016 è invece da rilevare un parziale incremento della concentrazione media con 116 µg/l, che rappresenta il valore più elevato dal 2009. La causa principale resta sempre lo scarico Sabina, ma anche altri immissari (Cologna, Bondi) hanno evidenziato un peggioramento rispetto al 2015. Si sottolinea che nel calcolo della concentrazione media del 2016 non è stato considerato il valore anomalo dell'immissario Rossa il 9/6/2016 (658 µg/l), situazione occasionale determinata da un temporaneo guasto al collettore principale.

Il dato relativo al 2017 ritorna invece sovrapponibile a quello del 2015 con 85 µg/l, segnalando quindi un miglioramento rispetto ai 116 µg/l del 2016. Nel 2018 si conferma un valore analogo, con una concentrazione media nelle acque immissarie pari a 89 µg/l. Anche nel 2019 non sono rilevabili variazioni di rilievo, con una concentrazione media ponderata pari a 84 µg P/l. Il valore relativo al 2020 indica purtroppo un incremento della concentrazione media, che sale da 84 µg/l del 2019 a 108 µg/l. La causa di questo dato negativo deriva dal peggioramento delle condizioni di alcuni immissari, in particolare di Cologna, Bondi e Sabina come già evidenziato nel paragrafo 3.5.8.

Anche i dati relativi al 2021 confermano una tendenza all'incremento della concentrazione di P totale, con un valore di 113 µg/l che risulta quindi sovrapponibile al 2020.

La situazione relativa al 2022 mostra un marcato incremento della concentrazione media di P totale, che sale a 176 µg/l. Un valore analogo era rilevabile nel 2003, quindi un ventennio fa quando



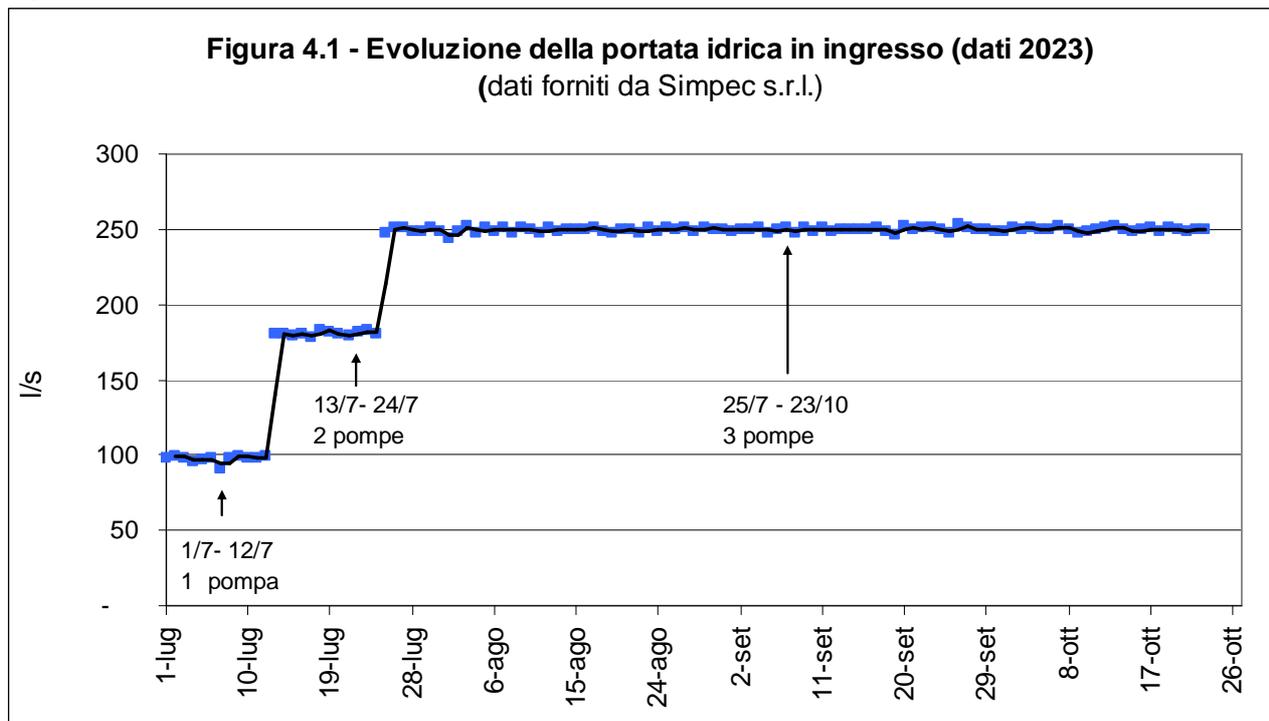
la condizione trofica del bacino est era decisamente peggiore rispetto a quella attuale. Questo dato rappresenta dunque un segnale di allarme che non deve essere sottovalutato perchè potrebbe determinare un peggioramento dello stato di qualità lentamente raggiunto nel bacino est. Le cause di questo incremento delle concentrazioni in ingresso sono sostanzialmente due: in primo luogo va considerato il peggioramento dei due immissari Bondi e Sabina, mentre una parte di incremento deriva dalla minore

portata idrica complessiva in seguito ai prolungati periodi con assenza di precipitazioni nel 2022. Se si analizza infatti la portata idrica media annuale, relativa alle date di campionamento, appare evidente che nell'ultimo biennio si è verificato un marcato decremento della portata idrica complessiva, che passa da una media di circa 200 l/s nel periodo 2016-2020 a 129 l/s nel 2021 e a soli 58 l/s nel 2022. Il minore effetto di diluizione dei carichi di fosforo può avere quindi determinato un aumento della concentrazione media. All'aumento delle concentrazioni medie di P sembra anzi corrispondere un decremento dei carichi, come conseguenza della minore portata idrica. In realtà la dinamica dei carichi di P è più complessa perchè la diminuzione della portata idrica in ingresso comporta anche un decremento dei carichi di P in uscita dall'emissario. Una valutazione più precisa richiede pertanto l'analisi del bilancio di massa del fosforo nel capitolo 7. Dalla figura risulta però evidente che il decremento del carico di P nel 2022 non segue la proporzionalità con la portata idrica relativa al 2020 e 2021, e ciò confermerebbe quindi che l'aumento della concentrazione media di P nelle acque immissarie nel 2022 non deriva soltanto dalla riduzione della portata idrica ma anche da un effettivo aumento del carico esterno. Per quanto riguarda il 2023 risulta una concentrazione media ponderata di P totale pari a 95 µg/l, valore inferiore rispetto all'ultimo triennio. Ciò deriva in parte dal maggiore apporto idrico annuale che risulta pari a 136 l/s, valore sovrapponibile a quello rilevato nel 2021. Parte di questo miglioramento è però da attribuire anche ad un'effettiva diminuzione del carico in ingresso di fosforo totale, pari a 12,9 mg P/s. Dal grafico si osserva infatti che, dopo tre anni in cui si presentava la situazione contraria, la portata idrica torna ad assumere un valore superiore rispetto al dato relativo al carico di P in ingresso nel bacino. Appare evidente che il controllo dello stato di qualità di questi corsi d'acqua risulta di fondamentale importanza per il risanamento del lago di Annone. Il problema del carico interno di P non è quindi l'unico aspetto da prendere in considerazione per raggiungere l'obiettivo del risanamento del lago di Annone.

4. BILANCIO DELL'ATTIVITÀ DELL'IMPIANTO

4.1 Asportazione di fosforo

L'obiettivo principale dell'attività di prelievo ipolimnico è l'asportazione del carico interno di P totale. Nel bacino di Annone est il fosforo rappresenta infatti il fattore limitante della crescita algale e pertanto è necessario agire su questo elemento. Per quantificare la massa di P asportata nel periodo di attività dell'impianto è necessario definire alcune parametri del sistema, in primo luogo le portate idriche in uscita dal sistema.



Per quanto riguarda le pompe il calcolo è semplice poiché le portate sono ovviamente costanti. La ditta Simpec s.r.l. ha rilevato quotidianamente i valori di portata delle pompe, che sono evidenziati nella figura 4.1. Si consideri innanzitutto che dal 1/7 al 12/7 è stata attivata una sola pompa, mentre dal 13/7 al 24/7 sono state attivate due pompe. A partire dal 25/7 è stata inserita anche la 3a pompa. Le tre pompe sono rimaste in funzione fino al 23/10 quando, raggiunte le condizioni di circolazione termica completa del bacino est, l'attività di aspirazione è stata interrotta.

Dalla figura risultano evidenti i tre periodi attività: la portata media di aspirazione nel periodo con una sola pompa in funzione è pari a circa 98 l/s, mentre nel periodo con due pompe sale a circa 180 l/s. Nel periodo con tre pompe la portata idrica media è pari a 250 l/s. Si sottolinea inoltre che le oscillazioni giornaliere dei valori di portata sono collegate all'ora di rilevazione del dato che non è costante.

Un secondo parametro di fondamentale importanza è la portata idrica del deflusso superficiale del lago. Questo parametro è soggetto a maggiore variabilità sia per le regolazioni effettuate sulla soglia sia per l'oscillazione del livello del lago. In questo caso per il calcolo della portata idrica sono stati utilizzati i valori di conducibilità elettrica e i dati di concentrazione di azoto ammoniacale come controllo. La portata idrica complessiva in uscita dal lago è costituita dall'impianto, di cui si conoscono sia portata che conducibilità (o concentrazione), e dal deflusso di cui si conosce la conducibilità (o concentrazione). La risultante delle due uscite è la conducibilità rilevata nel Rio torto a miscelazione completa, avendo come unica incognita la portata di deflusso superficiale.

In altri termini.

$$C_3 = [(P_i * C_1) + (P_d * C_2)] / (P_i + P_d) \text{ dove,}$$

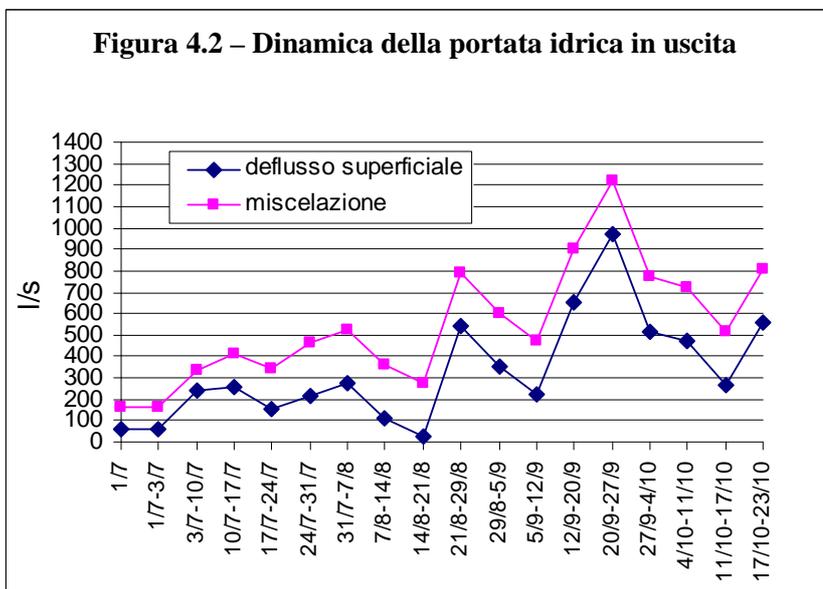
C_1 = valore di conducibilità elettrica (o concentrazione) in uscita dall'impianto

C_2 = valore di conducibilità elettrica (o concentrazione) in uscita dal lago (deflusso superficiale)
 C_3 = valore di conducibilità elettrica (o conc.) rilevato nel Rio torto a miscelazione completa
 P_i = portata idrica in uscita dall'impianto
 P_d = portata idrica del deflusso superficiale

In base alla suddetta relazione è quindi possibile calcolare la portata idrica del deflusso superficiale durante l'intero periodo di attività dell'impianto.

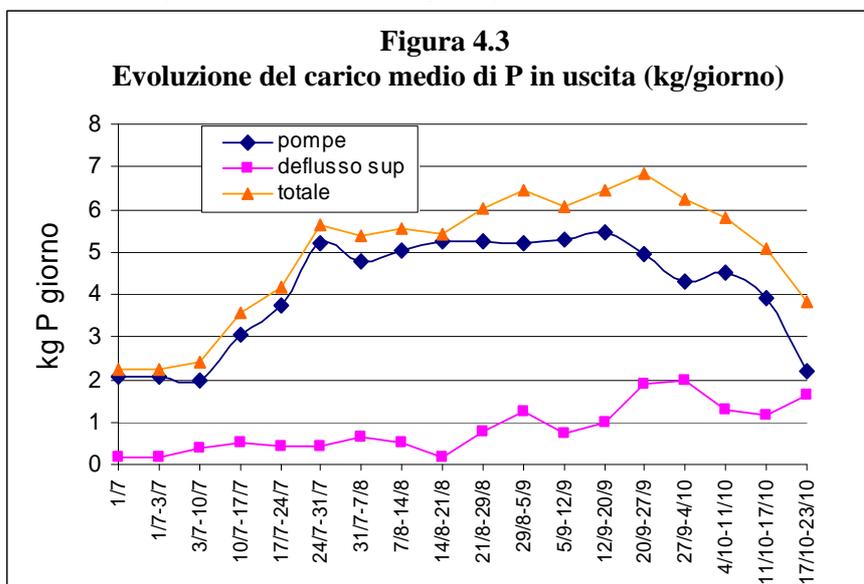
La figura 4.2 mostra l'evoluzione della portata idrica in uscita durante il periodo di attività, suddivisa tra deflusso superficiale (lago) e complessiva alla miscelazione (lago + impianto).

Quest'ultima corrisponde ovviamente alla portata dell'emissario Rio torto. Per quanto riguarda il deflusso superficiale si evidenzia che, a differenza dell'annata precedente, nel 2023 non si sono verificati rilevanti condizioni di scarsità idrica. Durante l'intero



periodo di controllo il deflusso superficiale ha registrato oscillazioni importanti in relazione alle precipitazioni atmosferiche, con un valore minimo di 27 l/s il 21/8 ed un massimo di 968 l/s il 27/9. In particolare nel mese di luglio le portate di deflusso superficiale risultano comprese tra un minimo di 63 l/s ed un massimo di 278 l/s. In questo periodo la portata idrica del Rio torto è costituita mediamente per il 49% dallo scarico dell'impianto. L'assenza di precipitazioni nella 3a settimana di

mese di agosto portano ad un marcato decremento del deflusso superficiale, aumentando di conseguenza al 90% l'incidenza dello scarico dell'impianto sulla portata dell'emissario. A partire dal mese di settembre è presente una fase di incremento della portata di deflusso superficiale, che raggiunge i 968 l/s il 27/9. La portata media del deflusso superficiale durante l'intero periodo di controllo è pari a 334 l/s contro i 32 l/s del 2022 e i 345 l/s del 2021.

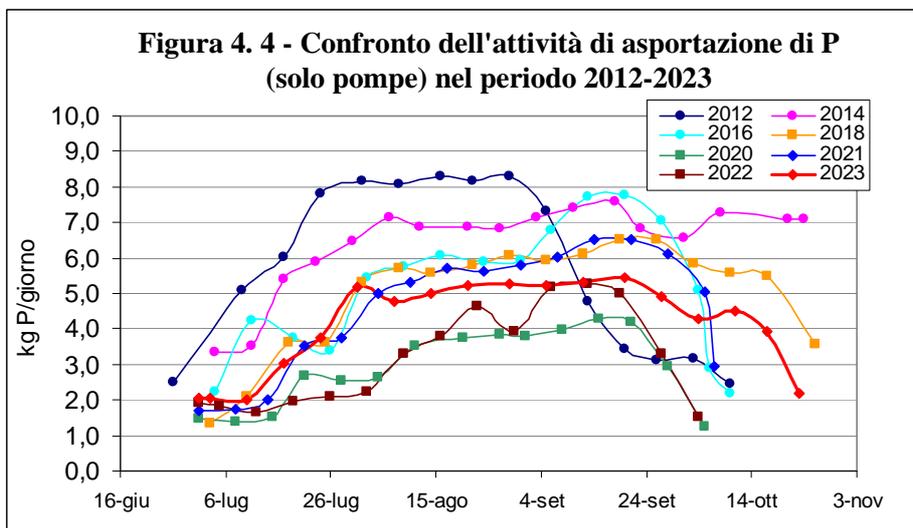


Per quanto riguarda la portata del Rio torto nel punto di miscelazione è rilevabile un andamento sostanzialmente parallelo, poiché viene addizionata la portata delle pompe che è una costante. Partendo dai valori di portata e concentrazione è quindi possibile calcolare i carichi giornalieri di fosforo in uscita alle singole date di rilevamento, riportati nella figura 4.3. Per quanto riguarda l'impianto di prelievo ipolimnico si evidenzia un graduale incremento dei carichi di P in uscita nel mese di luglio, fino ad un massimo di 5,20 kg/giorno dal 24/7 al 31/7 con tre pompe in funzione. A

differenza dell'annata precedente il carico di P in uscita si è mantenuto su livelli elevati per l'intero mese di agosto per le cause già evidenziate in precedenza. Il repentino decremento nella seconda metà di settembre è determinato da circolazioni termiche parziali in seguito ad eventi meteorologici negativi. In questa fase si verifica un marcato decremento del livello di P asportato fino ad un minimo di 3,93 kg/giorno nella seconda settimana di ottobre.

Per quanto riguarda invece il deflusso superficiale (lago) è rilevabile un'incidenza più limitata, con valori compresi tra un minimo di 0,18 kg/giorno ed un massimo di 1,96 kg/giorno alla fine del mese di settembre. Ciò è determinato in parte da un incremento della portata di deflusso superficiale, in parte all'aumento della concentrazione di fosforo nelle acque di superficie in seguito ai fenomeni di circolazione termica.

Nella figura 4.4 è invece visualizzato il confronto tra la dinamica complessiva dei carichi giornalieri di P in uscita dall'impianto di aspirazione negli ultimi dieci anni di attività.

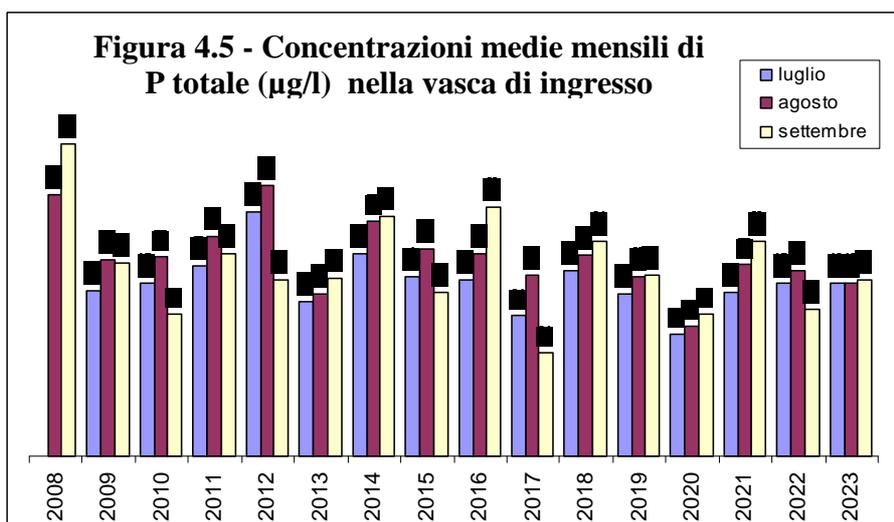


Il 2012 mostra valori elevati che si mantengono prossimi ad 8 kg/giorno per l'intero mese di agosto.

Se si analizza la figura 4.5 risulta nel periodo luglio-agosto effettivamente le concentrazioni in ingresso all'impianto erano più elevate rispetto al triennio precedente, con un incremento medio del 25%. La causa di ciò è certamente la notevole stabilità meteorologica dell'estate 2012 che ha determinato condizioni di marcata stratificazione termica, senza circolazioni parziali che tendono ad abbassare le concentrazioni ipolimniche di fosforo. La fase di accumulo nell'ipolimnio, sommatoria delle dinamiche di rilascio e di sedimentazione, è

proseguita pertanto senza pause per oltre due mesi.

Per quanto riguarda il 2013 è invece rilevabile un marcato decremento della massa di P totale asportato rispetto alle annate precedenti, con valori che si mantengono compresi tra 4-5 kg/giorno per l'intero periodo agosto-settembre



contro gli 8 kg/giorno del 2012. Se si analizza la dinamica dell'asportazione di P durante il periodo di attività del 2014 appare piuttosto evidente un marcato incremento rispetto al 2013, con valori che si mantengono prossimi a 7 kg/giorno per l'intero periodo agosto-ottobre, contro i 4 kg del 2013. La causa di questo sensibile incremento può essere individuata principalmente in due fattori. Il primo è rappresentato dai diversi imprevisti al sistema fognario riscontrati nel periodo tra l'autunno 2013 e la primavera 2014 (peggioramento dello stato di qualità di alcuni immissari, rottura del collettore principale e conseguente sversamento). Ciò ha certamente determinato un incremento del carico

esterno di fosforo e quindi un conseguente apporto come carico interno. Un secondo fattore è collegato al notevole apporto del dilavamento superficiale a causa delle continue ed intense precipitazioni dell'estate 2014. Ciò ha certamente determinato un elevato apporto di sostanza organica che, in seguito ai normali processi di sedimentazione e mineralizzazione, ha prodotto nella zona ipolimnica un consistente accumulo di nutrienti in forma inorganica.

I dati relativi al 2015 indicano valori nettamente inferiori rispetto al 2014, con circa 4 kg/giorno nel periodo luglio-agosto ed una media di 4,7 kg/giorno in settembre. La diminuzione del carico in uscita si collega in parte al numero di pompe in funzione (solo due fino al 27/8) ed in parte alla minore concentrazione ipolimnica di fosforo, come rilevabile dalla figura 4.5.

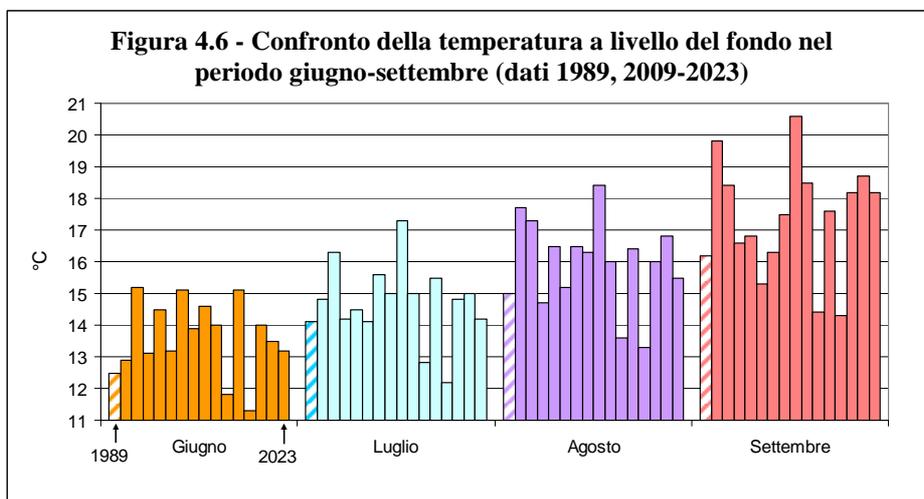
Per quanto riguarda il 2016 è da rilevare un marcato incremento rispetto al 2015, con una media di 5,8 kg/giorno nel mese di agosto ed una media di 7,3 kg/giorno in settembre. L'aumento è collegato alla partenza anticipata della 3a pompa ed all'assenza di imprevisti all'impianto di aspirazione.

Nel 2017 è invece da rilevare un nuovo decremento rispetto al 2016, con una media di 4,8 kg/giorno nel mese di agosto ed una media di soli 3,3 kg/giorno in settembre. La perdita di carico in uscita si collega in parte ad un'effettiva diminuzione delle concentrazioni ipolimniche di P, mentre per quanto riguarda il mese di settembre a fenomeni di circolazione termica precoce.

Nel 2018 si evidenzia il più esteso periodo di attività dell'impianto (118 giorni), grazie alle favorevoli condizioni di stabilità meteorologica di fine estate ed al marcato gradiente termico presente sulla colonna d'acqua. L'assenza di episodi meteorologici violenti durante la stagione estiva ha limitato i fenomeni di circolazione termica parziale ed ha favorito l'accumulo di maggiori concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio rispetto al 2017 (fig.4.5).

Nel 2019 si riscontra un normale periodo di attività dell'impianto (102 giorni), grazie alle favorevoli condizioni di stabilità meteorologica di fine estate. Anche in questo caso l'assenza di episodi meteorologici violenti durante la stagione estiva ha limitato i fenomeni di circolazione termica parziale ed ha favorito l'accumulo di maggiori concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio (fig.4.5). La minore asportazione media giornaliera nel mese di agosto (3,74 kg P /giorno) rispetto alle annate precedenti deriva dal guasto alla terza pompa di fine luglio.

Per quanto riguarda il 2020 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione giornaliera di P totale, con valori prossimi a 4 kg/giorno solo nel periodo compreso tra l'11/8 ed il 21/9. La causa di questo decremento è certamente da ricercare nelle inferiori concentrazioni di P totale nell'ipolimnio, con valori medi in ingresso



all'impianto che non hanno mai raggiunto i 200 µg/l, come evidenziato dalla figura 4.5. Il quadro relativo al 2021 è sovrapponibile alla dinamica rilevata nel 2018, con valori che nel periodo agosto-settembre risultano prossimi a 6 kg P/giorno. E quindi da segnalare un nuovo incremento dopo il quadro anomalo del 2020, collegato in parte alle temperature ipolimniche inferiori alla media. Per quanto riguarda il 2022 è da rilevare una dinamica simile al 2020, con asportazioni giornaliere inferiori alle annate precedenti. In questo caso però la causa principale è l'attivazione ritardata della seconda pompa per interventi di riparazione e della terza pompa per carenza di acqua di diluizione superficiale. Nel 2023 si riscontra un incremento dei carichi in uscita che nel periodo agosto-settembre si mantengono superiore a 5 kg/giorno. In particolare è da segnalare uno dei periodi più

estesi di funzionamento dell'impianto, per un totale di 115 giorni dal 1/7 al 23/10. La concentrazione media di P in ingresso all'impianto si è mantenuta piuttosto stabile per l'intero periodo estivo, prossima a 240 µg/l.

L'analisi delle variazioni annuali mette però in evidenza che le dinamiche termiche giocano un ruolo non secondario nel determinare le concentrazioni ipolimniche di P totale. Per quanto riguarda ad esempio il 2013, annata in cui si è riscontrata un'anomala diminuzione dell'accumulo ipolimnico di fosforo durante la fase anossica, l'analisi delle temperature a livello del fondo nel periodo giugno-settembre indica valori inferiori alle altre annate (figura 4.6). La maggiore attività batterica conseguente all'incremento della temperatura determina ovviamente una più rapida mineralizzazione del materiale organico sedimentato e quindi della formazione di fosforo in forma solubile.

Il 2018 rappresenta un'eccezione, con valori di temperatura a livello del fondo nettamente inferiori rispetto a tutte le annate precedenti. In particolare a giugno si rilevano 11,8°C, a luglio 12,8°C e ad agosto 13,6°C, in pratica in ogni mese la temperatura del fondo è stata di oltre 2°C inferiore alla norma. Ciò ha quindi contribuito a prolungare il periodo di attività dell'impianto di aspirazione fino alla fine di ottobre. Le cause di questa apparente anomalia sono da ricercare nell'assenza di fenomeni atmosferici violenti durante la stagione estiva, in particolare la mancanza di episodi ventosi che innescano circolazioni termiche parziali riscaldando di conseguenza l'ipolimnio.

Nel 2020 si evidenziano le temperature minime assolute dell'intero periodo di indagine, con soli 11,3°C nel mese di giugno e 12,2°C nel mese di luglio. Le limitate concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio potrebbe quindi derivare dalla minore attività batterica in seguito alle anomale temperature rilevate sul fondale. Al contrario nel 2021 si registrano invece temperature piuttosto elevate già a partire dal mese di giugno (14°C) e questa potrebbe essere la causa principale dell'aumento delle concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio rispetto al 2020.

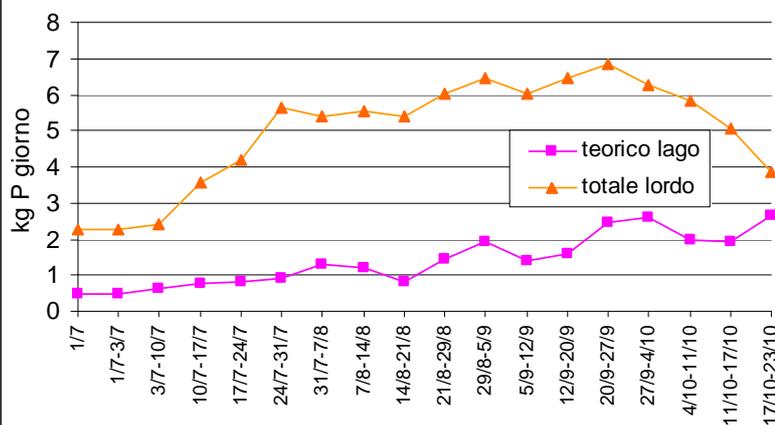
Nel 2022 la dinamica della temperatura sul fondale risulta sovrapponibile a quella del 2021, con valori elevati durante l'intera stagione estiva. Nel periodo giugno-agosto del 2023 le temperature del fondo risultano leggermente inferiori rispetto al biennio precedente, mentre nel mese di settembre i valori sono sovrapponibili.

Sulla base delle concentrazioni medie di P totale e delle portate medie rilevate nei singoli intervalli di tempo, è possibile calcolare i carichi totali di fosforo in uscita dall'ecosistema lacustre durante l'intero periodo di intervento.

L'asportazione totale di P conseguente alla sola attività di prelievo ipolimnico risulta pari a 498 kg, mentre dal deflusso superficiale nello stesso periodo sono usciti solamente 103 kg. Il prelievo complessivo di P dal 01/07/23 al 23/10/23 è stato pertanto pari a 601 kg.

E' però evidente che tale valore non rappresenta la rimozione netta di P determinata dall'attività di prelievo ipolimnico, poichè devono essere considerate le perdite naturali di P, cioè l'uscita naturale di P che si sarebbe verificata in assenza dell'impianto di aspirazione. In altri termini è necessario quantificare le uscite di P nel caso che la portata idrica complessiva del periodo considerato fosse riconducibile al solo deflusso superficiale. Per ricavare questo dato è sufficiente moltiplicare le concentrazioni medie di P totale rilevate nell'acqua di deflusso superficiale per le portate idriche complessive

Figura 4.7 - Confronto del carico medio di P in uscita (kg/giorno) a parità di portata idrica complessiva



nei singoli intervalli di tempo. La sommatoria indica un totale di 171 kg di P. Questo valore rappresenta quindi la perdita naturale di P a parità di portata idrica. Il guadagno netto in termini di asportazione di P, ricavabile dalla differenza tra la perdita totale lorda e la perdita naturale teorica, risulta dunque pari a 430 kg di P.

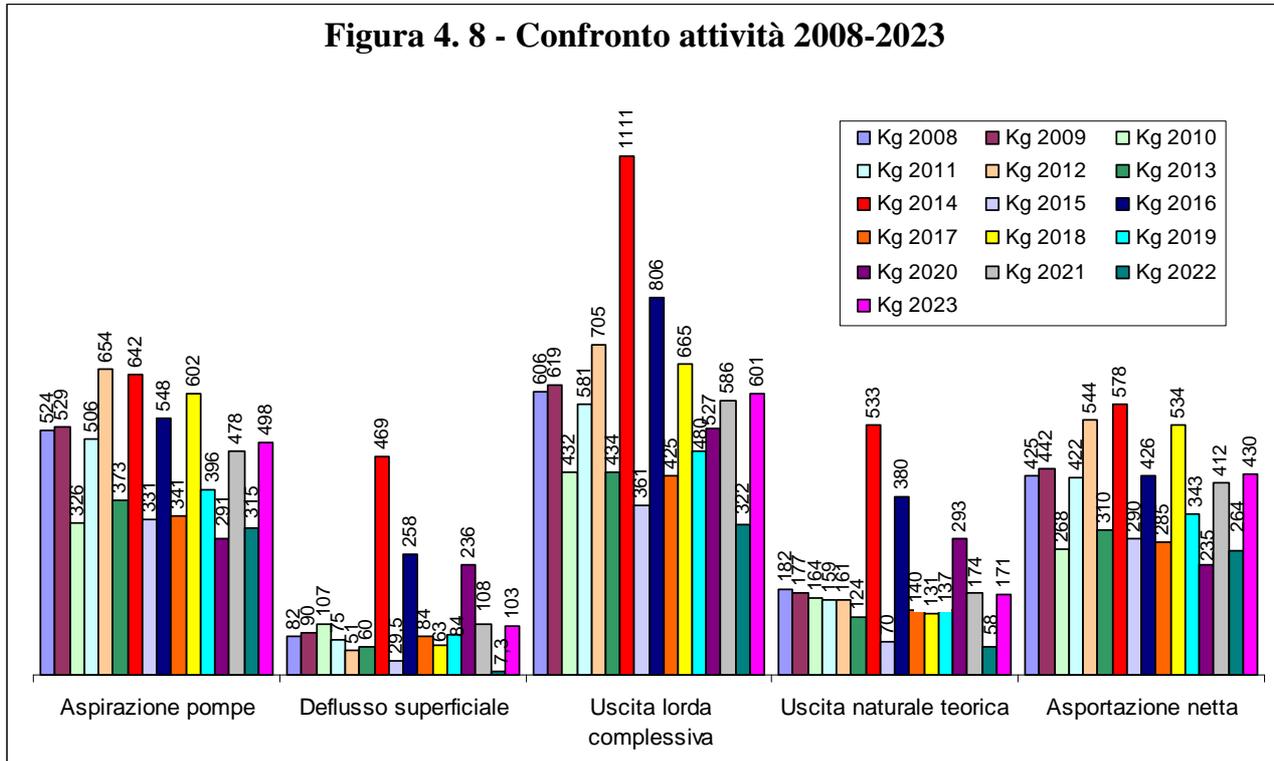
Vengono di seguito riassunti i dati principali dell'attività di aspirazione ipolimnica.

2023	Aspirazione pompe	Deflusso superficiale	Uscita lorda complessiva	Uscita naturale teorica	Asportazione netta
Kg P totali	498	103	601	171	430

Nella figura 4.7 è infine illustrato in dettaglio il confronto tra le uscite complessive di P durante il periodo di attività dell'impianto e quelle che sarebbero state le uscite di P nello stesso periodo in condizioni naturali. Risulta evidente la notevole differenza tra le uscite naturali, che si sarebbero mantenute in prevalenza sotto 3 kg P/giorno con un massimo di 2,6 kg/giorno nella 2a metà di settembre, e le uscite determinate dall'attività di prelievo ipolimnico, che risultano in prevalenza comprese tra 2 e 7 kg/giorno, con un massimo di 6,8 kg/giorno nella seconda parte di settembre.

4.2 Confronto attività 2008-2023

Nella figura 4.8 è visualizzato il confronto tra i dati di asportazione di fosforo relativi all'attività di aspirazione ipolimnica nel periodo 2008-2023. Appare piuttosto evidente che nel 2009, nonostante il più esteso periodo di attività (113 giorni contro 84 giorni) ed il maggiore volume prelevato, la massa di P asportata non si differenzia di molto da quella del 2008. Come già indicato in precedenza la causa di questa ridotta variazione è collegata alla minore concentrazione di fosforo nella zona ipolimnica del bacino est.



Per quanto riguarda invece l'attività del 2010 è rilevabile un marcato decremento della massa di P asportata dall'impianto, che scende a 326 Kg, contro i 524 kg del 2008 e 529 kg del 2009.

Le cause di questo dato negativo del 2010 sono i guasti alle pompe durante la fase di attività dell'impianto e la circolazione termica precoce (settembre). Nel 2011 viene ristabilita la massima potenzialità dell'impianto di aspirazione, ritornando sui livelli del 2009 con 506 kg di P asportati dalle sole pompe. Nel 2012 si evidenzia il risultato migliore delle sei annate, con un'aspirazione che raggiunge i 654 kg dalle sole pompe ed un massimo di asportazione netta pari a 544 kg. Come già indicato in precedenza la causa principale di questo incremento è collegata alla notevole stabilità delle condizioni meteorologiche durante il periodo luglio-agosto, che ha favorito una marcata stratificazione termica e l'assenza di circolazione termiche parziali. Ciò a sua volta ha determinato un lungo periodo di accumulo ipolimnico di fosforo derivante sia da fenomeni di rilascio che dai processi di sedimentazione. Un secondo fattore che ha contribuito è la maggiore portata idrica delle pompe stesse, conseguente alle recenti opere di manutenzione. Nel 2013 risulta evidente un marcato decremento della massa di P asportata, che in questo caso non è imputabile a interruzioni conseguenti a guasti all'impianto come nel 2010, ma ad un'effettiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale.

Il quadro relativo al 2014 evidenzia la totale anomalia rispetto alle annate precedenti, con un carico in uscita da deflusso superficiale che è pari a circa 6 volte la media del periodo 2008-2013. Ciò determina ovviamente un notevole incremento dell'uscita lorda complessiva, che nel 2014 risulta pari a 1111 kg P. Per quanto riguarda invece l'asportazione di P derivante dalla sola attività dell'impianto è da rilevare il secondo valore in ordine di grandezza dal 2008 (642 kg contro i 654

kg del 2012). Il risultato dell'attività dell'impianto appare quindi positivo, in parte derivante dal prolungato periodo di prelievo (115 giorni, il più esteso in assoluto dal 2008), a sua volta collegato alla circolazione termica tardiva (24 ottobre).

L'attività del 2015 mostra un dato di asportazione quasi dimezzato rispetto al 2014, sovrapponibile al quadro relativo al 2010 e 2013. Come indicato in precedenza ciò deriva da più fattori.

Il primo è l'attivazione obbligatoria di due sole pompe nel periodo luglio-agosto, causata dalla totale assenza di precipitazione e quindi dalla ridottissima disponibilità di acqua di deflusso superficiale da utilizzare a scopo di diluizione. Il secondo è la circolazione termica precoce, avvenuta già entro il mese di settembre (25/9), che ha ridotto la durata di attività dell'impianto (86 giorni contro 115 giorni nel 2014). Un terzo fattore è la minore concentrazione di fosforo nelle acque ipolimniche, come rilevabile dalla figura 4.5. Un ultimo elemento negativo è legato allo spegnimento dell'impianto nel periodo 10/9-16/9 in seguito all'accumulo di aria nel collettore principale. L'insieme di questi fattori ha quindi determinato una riduzione del carico di P asportato.

Per quanto riguarda infine il 2016 è da rilevare un marcato incremento (65%) rispetto al 2015, con un'uscita lorda complessiva che rappresenta il secondo valore in ordine di grandezza dopo il 2014. Come già indicato in precedenza ciò è determinato principalmente dalla partenza anticipata della 3a pompa, dall'assenza di imprevisti alle strutture dell'impianto ed al periodo piuttosto esteso di aspirazione (101 giorni).

I dati relativi al 2017 indicano un quadro più simile al 2015, con un marcato decremento dei valori rispetto al 2016. Il periodo di funzionamento dell'impianto è in realtà analogo al 2016 (101 giorni), ma le circolazioni termiche precoci nel mese di settembre e le concentrazioni inferiori di fosforo nell'ipolimnio hanno determinato una riduzione della massa di P asportato.

Il 2018 evidenzia uno dei valori più elevati in termini di massa di P asportato dalle pompe (602 kg). Ciò si collega principalmente al più esteso periodo di attività dell'impianto (118 giorni) grazie al prolungato periodo di stratificazione termica.

Nel 2019 non si replica il quadro con il massimo del 2018 in termini di massa di P asportato dalle pompe, con un valore intermedio pari a 396 kg. Ciò deriva principalmente dal guasto che si è riscontrato sulla 3a pompa alla fine di luglio, imprevisto che ha limitato a due pompe il prelievo nel mese di agosto.

Il quadro relativo al 2020 mostra il minimo assoluto di asportazione diretta da pompe (291 kg). Il deflusso superficiale indica al contrario un incremento (236 kg) rispetto all'ultimo triennio, da cui si ricava un'uscita lorda complessiva di 527 kg di P. Analizzando l'asportazione netta si riscontra anche in questo caso il valore minimo dell'intero periodo considerato (235 kg). Come già evidenziato in precedenza, la causa è da ricercare principalmente nella riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale che non hanno mai superato i 200 µg P/l.

Nel 2021 si rileva invece un nuovo incremento della massa di fosforo prelevata dall'ipolimnio, con un valore che risale a 478 kg. Il deflusso superficiale indica al contrario un decremento (108 kg) rispetto al 2020, da cui si ricava un'uscita lorda complessiva di 586 kg di P. Analizzando l'asportazione netta si riscontra un valore di 412 kg, sovrapponibile al 2016. Questo incremento è in parte collegato alle temperature più elevate dell'ipolimnio, in parte alla partenza anticipata della terza pompa. I dati relativi al 2022 mettono innanzitutto in evidenza un minimo assoluto di deflusso superficiale di P, pari solamente a 7,3 kg. Come già indicato in precedenza ciò deriva dal prolungato periodo di siccità estiva che ha determinato una drastica riduzione della portata idrica del deflusso naturale. Anche il dato relativo all'aspirazione da pompe (315 kg) segnala un valore inferiore rispetto al 2021. In questo caso la riduzione deriva da guasti alle pompe nella fase iniziale e alla scarsa disponibilità di acqua di diluizione nella fase successiva, con un conseguente ritardo nell'attivazione della 3a pompa. Nel 2023 il livello di asportazione ritorna su valori elevati, sovrapponibili a quelli del 2021, pari a 430 kg come asportazione netta. Ciò è determinato in parte dal prolungato periodo di funzionamento dell'impianto (115 giorni) grazie alla stabilità meteorologica, all'assenza di guasti dell'impianto di aspirazione e all'aumento della portata di deflusso superficiale rispetto al 2022.

La differenza tra le annate risulta evidente anche se si considerano non le quantità assolute ma il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P.

Nel 2008 il rapporto è pari a 3,3 nel 2009 risulta pari a 3,5 mentre nel 2010 è pari a 2,6. In altri termini ciò significa che nel 2008 e nel 2009, grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica, la quantità di fosforo persa dal lago è stata rispettivamente pari a 3,3 e 3,5 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali, mentre nel 2010 la quantità di P scende a 2,6 volte l'uscita naturale. Nel 2011 è stato raggiunto un risultato ancora migliore con un rapporto pari a 3,7, cioè la quantità di fosforo prelevata dal lago è stata pari a 3,7 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Nel 2012 è stato ottenuto un ulteriore incremento con un rapporto pari a 4,4, cioè la quantità di fosforo prelevata dal lago nel periodo di funzionamento dell'impianto è stata pari a 4,4 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Come già indicato in precedenza, questo ottimo risultato è collegato all'esteso periodo di attività (112 giorni), all'assenza di guasti durante la fase operativa ed alle condizioni meteorologiche notevolmente stabili nel periodo luglio - agosto. Nel 2013 il rapporto tra aspirazione e teorico si assesta nuovamente a 3,5, con un valore quindi sovrapponibile al 2009. Nel 2014 si ricava un rapporto pari a 2,1, che rappresenta il minimo assoluto dal 2008. Ciò non rappresenta ovviamente un dato negativo, ma deriva semplicemente dal valore anomalo di carico in uscita come deflusso superficiale che, come indicato in precedenza è circa sei volte il dato medio del periodo 2008-2013.

anno	kg P asportati			teorico lago	asp.netta	periodo	asp.media	rapporto
	lago	pompe	totale	kg	kg	giorni	kg/giorno	tot.lordo/teorico
2008	82	524	606	182	425	84	6,2	3,3
2009	90	529	619	177	442	113	4,7	3,5
2010	107	326	432	164	268	87	3,7	2,6
2011	75	506	581	159	422	109	4,6	3,7
2012	51	654	705	161	544	112	5,8	4,4
2013	60	373	434	124	310	102	3,7	3,5
2014	469	642	1111	533	578	115	5,6	2,1
2015	29,5	331	361	70	290	86	3,8	5,2
2016	258	548	806	380	426	101	5,4	2,1
2017	84	341	425	140	285	101	3,4	3,0
2018	62	602	665	131	534	118	5,1	5,1
2019	84	396	480	137	343	102	3,9	3,5
2020	236	291	527	293	235	97	3,0	1,8
2021	108	478	586	174	412	99	4,8	3,4
2022	7,3	315	322	58	264	96	3,3	5,6
2023	103	498	601	171	430	115	4,3	3,5
media annuale	119	460	579	191	388	102	4,47	3,5

Nonostante la resa minore in termini relativi, nel 2014 si evidenzia infatti un'asportazione netta di P pari a 578 kg, che rappresenta il massimo assoluto dal 2008. Nel 2015 il quadro è completamente diverso. Il rapporto tra aspirazione e teorico risulta infatti pari a 5,2, che rappresenta il valore più elevato dal 2008. In altri termini nel 2015 l'attività dell'impianto ha prodotto un'asportazione di fosforo pari a circa cinque volte quella che sarebbe stata l'uscita naturale. Ciò è ovviamente collegato al prolungato periodo di siccità estivo che ha ridotto ai minimi termini il deflusso superficiale. Questo dato è quindi molto positivo: nonostante la minore asportazione in termini assoluti nel 2015 l'incidenza dell'attività di aspirazione rispetto alle condizioni naturali è stata notevole. Nel 2016 risulta un'asportazione netta di 426 kg P con un rapporto tra aspirazione e teorico pari a 2,1. Questo dato, sovrapponibile al 2014, è uno dei più contenuti e si collega al maggiore deflusso superficiale unitamente alla maggiore concentrazione epilimnica di P totale in seguito alle frequenti circolazioni parziali causate da episodi ventosi durante la stagione estiva.

Nel 2017 si rileva un'asportazione netta di soli 285 kg P con un rapporto tra aspirazione lorda e teorica pari a 3,0. Anche in termini di rapporto tra asportazione lorda e teorica il 2018 mostra il secondo valore più elevato (5,1) dopo il 2015 (5,2) che però in termini assoluti era nettamente

inferiore per il limitato periodo di funzionamento dell'impianto (solo 86 giorni). Per quanto riguarda i risultati dell'attività dell'impianto il 2018 è stato quindi uno degli anni migliori.

Nel 2019 si evidenziano valori intermedi, con un rapporto tra asportazione lorda e teorica pari a 3,5. Come già indicato, sulla resa finale dell'attività ha influito negativamente il guasto di una pompa alla fine di luglio che ha di conseguenza limitato il volume prelevato nel mese di agosto.

Nel 2020 risulta un'asportazione netta di 235 kg P con un rapporto tra aspirazione e teorico pari a 1,8. Questo dato è uno dei più contenuti e si collega al maggiore deflusso superficiale, unitamente alla minore concentrazione ipolimnica di P totale durante la stagione estiva.

Per quanto riguarda il 2021 è da rilevare un dato migliore, con un rapporto tra aspirazione e teorico che risale a 3,4. Questo valore indica pertanto che la massa di P asportata dall'impianto è circa 3,5 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Nonostante la minore asportazione netta di P, nel 2022 si evidenzia il massimo valore del rapporto tra aspirazione e teorico che risulta pari a 5,6.

Ciò indica che la massa di P asportata dall'impianto è circa 5,6 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. E' peraltro evidente che la maggiore resa dell'attività dell'impianto deriva dalla notevole riduzione del deflusso superficiale a causa della prolungata assenza di precipitazioni. Nel 2023 il rapporto tra uscita lorda e teorica è pari a 3,5, quindi è stato prelevato un quantitativo 3,5 volte superiore rispetto alla condizione naturale.

Il volume ipolimnico totale prelevato nel 2010 è pari a 1.393.891 m³ contro 1.859.069 m³ del 2011, 2.310.478 m³ nel 2012, 1.787.594 m³ nel 2013 e 2.419.625 m³ nel 2014. Il volume prelevato nel 2014 mostra quindi un incremento del 35% rispetto a quello prelevato nel 2013 e risulta sovrapponibile al dato del 2012. Ciò conferma pertanto che il notevole incremento rilevato nel 2014 in termini di asportazione di P è collegato, oltre all'aumento delle concentrazioni ipolimniche di P, anche al maggiore volume aspirato. Per quanto riguarda il 2015 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.257.552 m³. Risulta evidente che, per i motivi già esposti in precedenza, il volume è circa la metà prelevato rispetto al 2014 e ciò spiega pertanto il dimezzamento del carico di P asportato. Nel 2016 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.995.947 m³. Risulta quindi evidente l'incremento di volume rispetto al 2015 e ciò spiega pertanto il corrispondente aumento del carico di P asportato.

Per quanto riguarda il 2017 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.753.502 m³. Risulta quindi un limitato decremento di volume rispetto al 2016 e ciò indica pertanto che il minore volume d'acqua prelevato non rappresenta la causa principale della diminuzione del carico di P asportato. Va però evidenziato che, nonostante i valori assoluti, nel 2017 il rapporto l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta maggiore rispetto al 2016. In pratica nel 2017 è uscita una massa di P pari a 3 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali, contro le 2,1 volte del 2016.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2018 è pari a 2.224.356 m³, segnalando un sensibile incremento rispetto al volume prelevato nel 2017. Ciò spiega in parte la maggiore massa di P asportato nel 2018 rispetto alle annate precedenti. Il dato relativo al 2019 indica un valore sovrapponibile al 2017, con 1.788.428 m³ con un analogo periodo di funzionamento.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2020 è pari a 1.771.453 m³, segnalando un valore sovrapponibile al volume prelevato nel 2019.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2021 è pari a 1.867.039 m³, segnalando un incremento di circa centomila metri cubi rispetto al volume prelevato nel 2020. Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2022 è pari a 1.484.664 m³, pari al 80% rispetto al volume prelevato nel 2021. Ciò spiega pertanto in parte la riduzione in termini di kg di P asportati dalle pompe. Nel 2023 il volume totale prelevato è pari a 2.244.396 m³, segnalando un valore sovrapponibile al 2018 ed un marcato incremento rispetto al 2022. Ciò corrisponde ad un aumento del 51% che spiega in parte la maggiore asportazione di P nel 2023.

4.3 Asportazione di riducenti

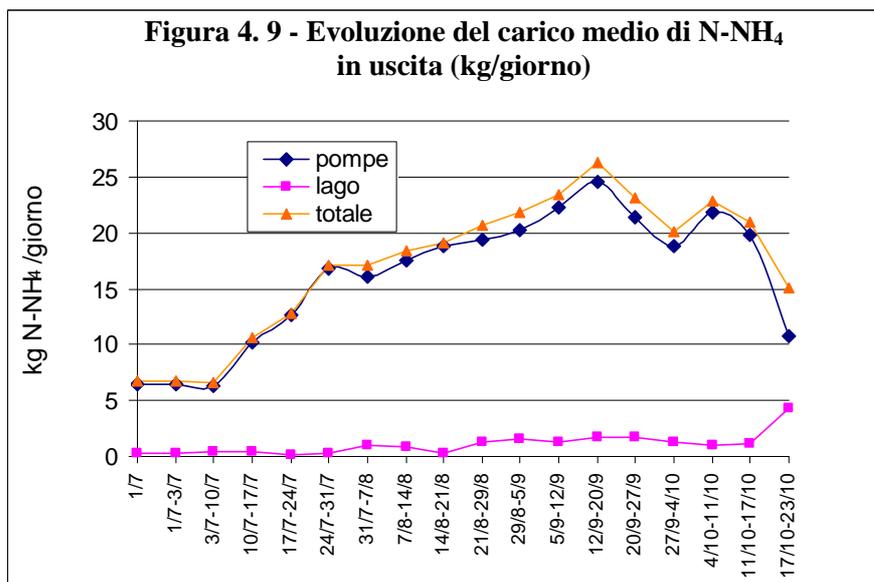
4.3.1 Azoto ammoniacale

Un altro aspetto importante collegato all'attività di prelievo ipolimnico è l'asportazione dei riducenti accumulati nell'ipolimnio, cioè di quei composti che durante i successivi processi di ossidazione tendono a consumare le riserve di ossigeno presenti nel lago. Questi composti sono rappresentati in particolare da ammoniaca sottoforma di ione ammonio (N-NH_4^+) ed idrogeno solforato (H_2S). In particolare quest'ultimo ha rappresentato in passato il principale fattore di rischio di morie ittiche, in quanto ossidabile per via chimica e quindi in grado di consumare ingenti riserve di O_2 disciolto nel breve periodo. L'azoto ammoniacale presenta invece un'ossidazione di tipo biochimico, molto più lenta e con effetti quindi in parte compensabili dall'attività fotosintetica.

L'azoto ammoniacale è inoltre direttamente assimilabile dal popolamento algale. Anche questo composto presenta però potenziale tossicità nei confronti della fauna acquatica e quindi un intervento di riduzione ha certamente risvolti positivi.

La valutazione della quantità di azoto ammoniacale asportato grazie all'attività di prelievo ipolimnico si basa sulla stessa metodica già utilizzata per il fosforo, utilizzando i valori di portata e le concentrazioni relative alla vasca di entrata dell'impianto ed al deflusso superficiale.

I dati relativi all'asportazione di azoto ammoniacale sono riportati nella figura 4.9. Le dinamiche dei carichi in



uscita sono parzialmente sovrapponibili a quelle già evidenziate per il P totale. Per quanto riguarda l'impianto di prelievo ipolimnico si evidenzia un graduale incremento dei carichi in uscita dalla fase iniziale dell'attività (6,27 kg/giorno) fino ad un massimo di 24,60 kg/giorno nella seconda settimana di settembre. Tale incremento è determinato dal peggioramento delle condizioni dell'ipolimnio nel bacino lacustre. A partire da metà settembre è invece rilevabile un parziale decremento del carico di N-NH_4 in uscita, con 18,79 kg/giorno nella prima settimana di ottobre.

Per quanto riguarda invece il deflusso superficiale (lago) nel periodo luglio-agosto è rilevabile un'oscillazione più contenuta, con valori compresi tra un minimo di soli 0,18 kg/giorno ed un massimo di 1,75 kg/giorno alla fine del mese di agosto. Si riscontra anche un massimo di 4,26 kg/giorno il 23/10 in corrispondenza della circolazione termica totale. Valori così contenuti rispetto all'acqua ipolimnica derivano dalla limitata concentrazione di azoto ammoniacale nelle acque superficiali. Le concentrazioni di azoto ammoniacale nell'epilimnio sono infatti molto contenute ($<0,1$ mg/l) e quindi la variazione della massa in uscita dal lago è collegata in prevalenza alla portata idrica del deflusso superficiale.

Sulla base delle concentrazioni medie rilevate nei singoli intervalli di tempo, è possibile calcolare i carichi totali di azoto ammoniacale in uscita dall'ecosistema lacustre durante l'intero periodo di intervento.

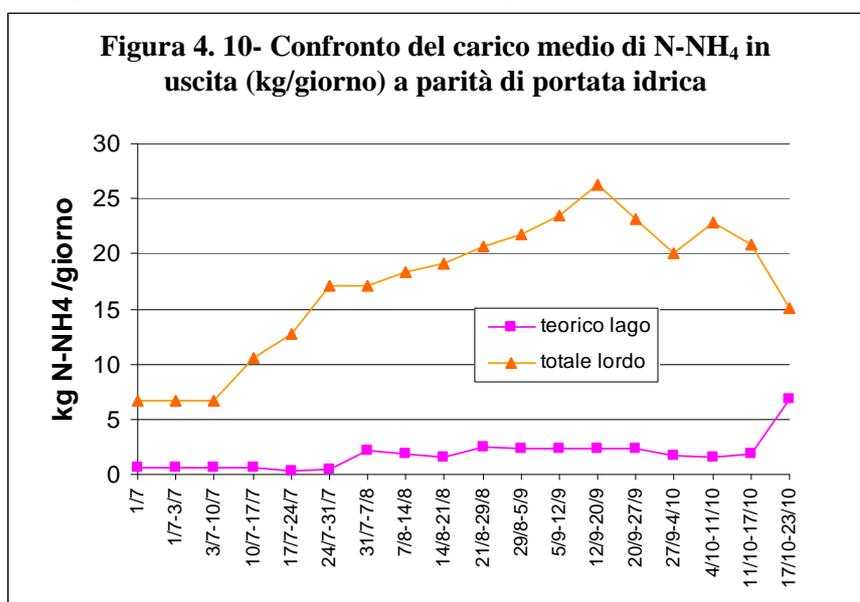
L'asportazione totale di N-NH_4 conseguente alla sola attività di prelievo ipolimnico risulta pari a 1.972 kg, mentre dal deflusso superficiale nello stesso periodo sono usciti 130 kg. Il prelievo complessivo di N-NH_4 dal 01/07/23 al 23/10/23 è stato pertanto pari a 2.102 kg.

Come già evidenziato per il fosforo, è però evidente che tale valore non rappresenta la rimozione netta determinata dall'attività di prelievo ipolimnico, poichè devono essere considerate le perdite naturali di N-NH₄, cioè la fuoriuscita che si sarebbe verificata in assenza dell'impianto di aspirazione. In altri termini è necessario quantificare le uscite di N-NH₄ nel caso che la portata idrica complessiva del periodo considerato fosse riconducibile al solo deflusso superficiale.

Per ricavare questo dato è sufficiente moltiplicare le concentrazioni medie rilevate nell'acqua di deflusso superficiale per le portate idriche complessive nei singoli intervalli di tempo. La sommatoria indica un totale di 220 kg. Questo valore rappresenta quindi la perdita naturale di N-NH₄ a parità di portata idrica. Il guadagno netto in termini di asportazione, ricavabile dalla differenza tra la perdita totale lorda e la perdita naturale teorica, risulta dunque pari a 1.882 kg di N-NH₄. Vengono di seguito riassunti i dati principali dell'attività di aspirazione ipolimnica

2022	Aspirazione pompe	Deflusso superficiale	Uscita lorda complessiva	Uscita naturale teorica	Asportazione netta
Kg N-NH ₄	1.972	130	2.102	220	1.882

Nella figura 4.10 è illustrato in dettaglio il confronto tra le uscite complessive di N-NH₄ durante il periodo di attività dell'impianto e quelle che sarebbero state le uscite di N-NH₄ nello stesso periodo in condizioni naturali. Risulta evidente la notevole differenza tra le uscite naturali, che sarebbero risultate quasi sempre inferiori a 2 kg/giorno, e le uscite lorde determinate dall'attività di prelievo ipolimnico, che raggiungono anche i 26 kg/giorno. In particolare si distingue una prima fase, compresa tra il 01/7 ed il 12/7, che



rappresenta la fase con una sola pompa in funzione. A partire dal 13/7 l'inserimento della 2a pompa e l'aumento delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale determinano un progressivo incremento fino a circa 17 kg/giorno. La successiva attivazione della 3a pompa porta rapidamente ad un massimo di 26 kg/giorno.

Le circolazioni termiche parziali nella seconda metà di settembre comportano un rapido decremento delle concentrazioni superficiali di N-NH₄ e quindi del carico in uscita.

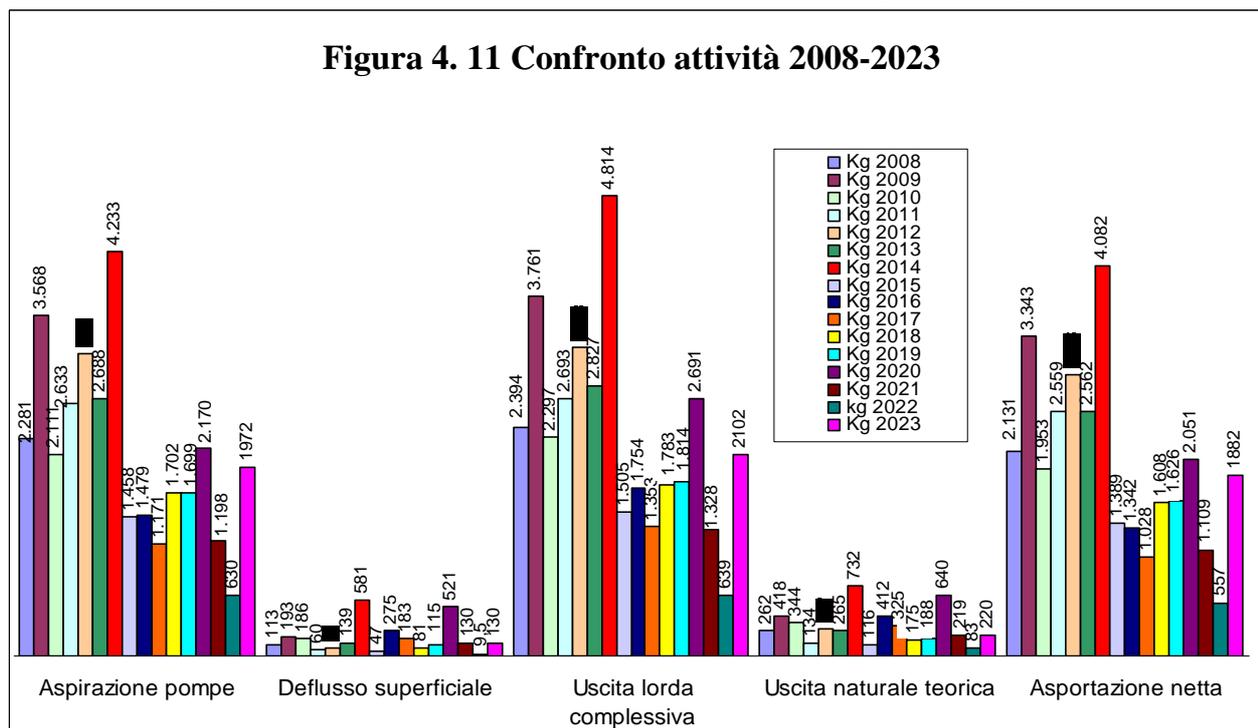
Si consideri che il risparmio indiretto di ossigeno corrispondente alla fase di ossidazione dell'azoto ammoniacale (4,57 mg/l di ossigeno per ogni mg/l di N-NH₄) è pari a circa 8,6 tonnellate, che trasformate in termini di concentrazione corrispondono a circa 0,37 mg/l di ossigeno al termine della circolazione termica autunnale. In realtà il risparmio netto di ossigeno è inferiore, perché una parte dell'azoto ammoniacale viene direttamente assimilato dal popolamento algale.

Un secondo aspetto positivo è collegato alla rimozione diretta dell'azoto ammoniacale, composto che può presentare potenziali tossicità nei confronti della fauna acquatica. L'asportazione ipolimnica di 1972 kg di N-NH₄ corrisponde ad una riduzione di circa 0,085 mg/l sulla colonna d'acqua alla circolazione termica totale. Il decremento in termini di concentrazione può quindi contribuire ad un miglioramento complessivo dell'ecosistema lacustre anche se, grazie alla

progressiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale, gli effetti positivi sono attualmente meno rilevanti.

4.3.2 Confronto attività 2008-2023

Nella figura 4.11 è visualizzato il confronto tra i dati di asportazione di azoto ammoniacale relativi all'attività di aspirazione ipolimnica nel periodo 2008-2023. La massa di N-NH₄ asportata nel 2009 risulta nettamente superiore a quella del 2008, con un incremento del 57%. Quest'ultimo è determinato in parte al più esteso periodo di attività (113 giorni contro 84 giorni) ed in parte al maggiore volume prelevato nel 2009. Per quanto riguarda il 2010 è invece da rilevare, come per il P totale, un decremento dell'attività di asportazione rispetto al dato del 2009. L'asportazione netta risulta infatti pari al 58%, con un diminuzione di 1390 Kg. I dati del 2010 sono molto prossimi a quelli relativi al 2008. La cause di resa minore ottenuta nel 2010 sono già state elencate per il P totale e sono in primo luogo collegate ad una riduzione del volume ipolimnico prelevato.



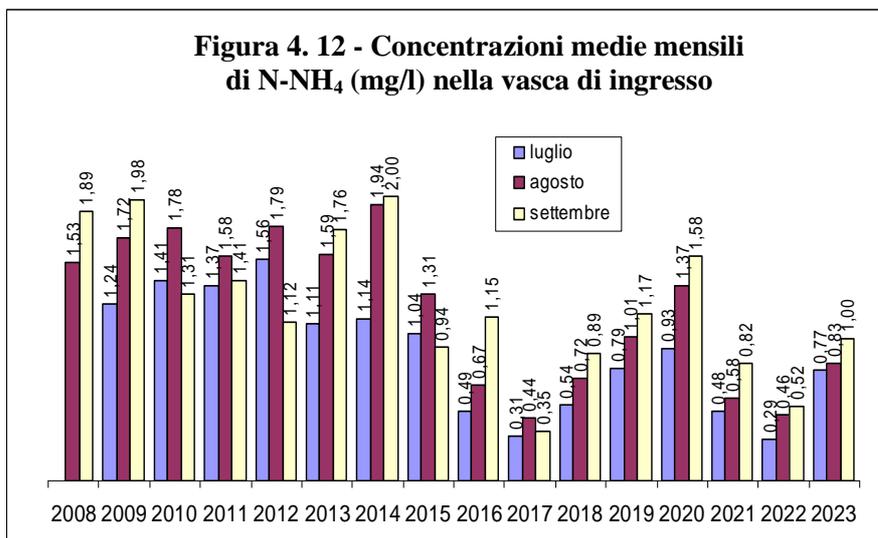
I dati relativi al 2011 mostrano invece un incremento dell'asportazione rispetto al 2010, con valori inferiori solo al 2009. Il periodo di funzionamento dell'impianto (109 giorni) è sovrapponibile al 2009, la minore asportazione sembra più collegata ad un'effettiva diminuzione delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale.

I dati relativi al 2012 evidenziano un ulteriore incremento della massa di N-NH₄ asportata rispetto al biennio precedente, con un aumento percentuale del 15% in termini di asportazione netta rispetto al 2011. Le cause di questo risultato sono da ricercare, come già indicato per il P totale, in una serie di fattori quali la notevole stabilità termica del periodo luglio-agosto, la durata del periodo di aspirazione (112 giorni) e la maggiore efficienza delle pompe. Le concentrazioni di azoto ammoniacale in ingresso all'impianto non evidenziano incrementi di rilievo nel 2012 rispetto alle annate precedenti, come verificabile dalla figura 4.12.

Nel 2013 è rilevabile un decremento rispetto al 2012 ed una situazione sovrapponibile a quella del 2011. Anche il periodo di funzionamento dell'impianto (102 giorni) è simile al 2011 (109 giorni) ed i valori sono quindi confrontabili. Per quanto riguarda il 2014 è da rilevare un marcato incremento rispetto alle annate precedenti, con il massimo assoluto dell'intero periodo di attività (4814 kg come uscita lorda). Le cause di questo incremento sono da ricercare principalmente in due fattori: il maggiore accumulo ipolimnico di azoto ammoniacale, come dimostra la figura 4.12, ed il prolungato periodo di attività dell'impianto (115 giorni). Il primo fattore, che non rappresenta

ovviamente un segnale positivo, è probabilmente collegato al maggiore apporto di sostanza organica proveniente dal dilavamento superficiale in seguito al prolungato periodo di precipitazioni atmosferiche durante la stagione estiva. Nel 2015 è invece rilevabile un netto decremento del carico di azoto ammoniacale in uscita, con un valore più che dimezzato rispetto al 2014. Le cause sono ricollegabili a quelle già segnalate per il P totale, in particolare la minore durata di funzionamento dell'impianto ed il minore volume idrico prelevato. Anche la minore concentrazione ipolimnica di N-NH₄ ha contribuito alla riduzione del carico in uscita, come evidenziato dalla figura 4.12.

Per quanto riguarda il 2016 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione netta che scende a 1342 kg, valore di poco inferiore rispetto al 2015. Considerando però che il volume di acqua ipolimnica prelevato è maggiore (+65%), ne deriva che a parità di volume il quantitativo asportato nel 2016 è sensibilmente inferiore. La spiegazione di questa variazione è ricavabile dalla figura 4.12, che nel 2016 mette in evidenza il marcato decremento dell'azoto ammoniacale nell'acqua prelevata dall'ipolimnio.



Nel 2017 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione netta che scende a 1028 kg, valore di poco inferiore rispetto al 2016. Considerando però che il volume di acqua ipolimnica prelevato è di poco inferiore (-12%), ne deriva che anche a parità di volume il quantitativo asportato nel 2017 risulta inferiore. La spiegazione di questa variazione è ricavabile dalla figura 4.11, che nel 2017 mette in evidenza il marcato decremento dell'azoto ammoniacale nell'acqua prelevata dall'ipolimnio.

Nel 2018 la massa di azoto ammoniacale prelevata risulta maggiore rispetto alle tre annate precedenti. Come già indicato in precedenza, la causa principale deriva dal più esteso periodo di funzionamento dell'impianto. Rispetto al 2017 è però rilevabile un incremento delle concentrazioni in ingresso all'impianto, in particolare nel mese di settembre grazie all'assenza di circolazioni termiche parziali di fine estate

Nel 2019 la massa di azoto ammoniacale prelevata risulta sovrapponibile a quella del 2018. Nonostante il minore volume prelevato, nel 2019 si raggiunge un quantitativo analogo al 2018 in seguito alla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come si evidenzia nella figura 4.12.

Il quadro relativo al 2020 mette in evidenza un incremento di rilievo sia del quantitativo di azoto ammoniacale asportato dalle pompe (2170 kg) sia dell'uscita come deflusso superficiale (521 kg). Come rilevabile dalla figura 4.12, dal 2017 era in atto una tendenza all'incremento delle concentrazioni ipolimniche di N-NH₄ in ingresso all'impianto, con valori che nel periodo agosto-settembre hanno superato 1 mg/l. Nel 2021 si osserva invece un'inversione di tendenza, con un marcato decremento della massa di azoto ammoniacale asportato dalle pompe (1198 kg). Anche il deflusso superficiale (130 kg) risulta nettamente inferiore rispetto al 2020. La diminuzione della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva direttamente dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio e rappresenta pertanto un segnale positivo.

Il quadro relativo al 2022 mette in evidenza i valori minimi assoluti in termini di asportazione di azoto ammoniacale, con un ulteriore decremento della massa di azoto ammoniacale asportato dalle

pompe (630 kg). Anche il deflusso superficiale (130 kg) segnala il minimo assoluto del periodo di rilevazione, con soli 9,5 kg. La diminuzione della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva direttamente dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come verificabile dalla figura 4.12, e ciò rappresenta pertanto un segnale positivo. La riduzione del deflusso superficiale deriva come già indicato dal prolungato periodo di siccità che ha limitato le portate naturali in uscita. Nel 2023 il quantitativo di azoto ammoniacale asportato evidenzia un netto incremento rispetto all'annata precedente, sia nella rimozione diretta effettuata tramite le pompe (1972 kg) che in quella derivante dal deflusso superficiale (130 kg). L'aumento della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva in parte dall'aumento del volume aspirato, ma soprattutto dalla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come verificabile dalla figura 4.12. La differenza tra le annate risulta evidente anche se si considerano non le quantità assolute ma il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P (vedi seguente tabella).

anno	kg N-NH ₄ asportati			teorico lago	asp.netta	periodo	asp.media	rapporto
	lago	pompe	totale	kg	kg	giorni	kg/giorno	tot.lordo/teorico
2008	113	2281	2394	262	2.131	84	27,2	9,1
2009	193	3568	3761	418	3.343	113	31,6	9,0
2011	60	2633	2693	134	2.559	109	24,2	20,1
2012	83	3151	3233	287	2.946	112	28,1	11,2
2013	139	2688	2827	265	2.562	102	26,4	10,7
2014	581	4233	4814	732	4.082	115	36,8	6,6
2015	47	1458	1505	116	1.389	86	17,0	13,0
2016	275	1479	1754	412	1.342	101	14,6	4,3
2017	183	1171	1353	325	1.028	101	11,6	4,2
2018	81	1702	1783	175	1.608	118	14,4	10,2
2019	115	1699	1814	188	1.626	102	16,7	9,6
2020	521	2170	2691	640	2.051	97	22,4	4,2
2021	130	1198	1328	219	1.109	99	12,1	6,1
2022	9,5	630	639	83	557	96	6,6	7,7
2023	130	1972	2102	220	1882	115	17,1	9,6
media annuale	177	2136	2313	298	2014	103	20,4	9,0

Nel 2008 il rapporto è pari a 9,1 e nel 2009 risulta pari a 9,0. In altri termini ciò significa che grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica, nel 2008 e nel 2009 la quantità di azoto ammoniacale persa dal lago è risultata pari a circa 9 volte quella che sarebbe stata l'uscita in condizioni naturali. Il dato relativo al 2010 è invece inferiore, pari a 6,7. La causa di questa variazione è rappresentata dal maggiore volume di deflusso superficiale in rapporto al volume prelevato dall'impianto. Il dato relativo al 2011 risulta nettamente il più elevato, con un rapporto pari a 20,1. Ciò significa che la quantità di azoto ammoniacale persa dal lago grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica è risultata pari a circa 20 volte quella che sarebbe stata l'uscita in condizioni naturali. Questo notevole risultato è determinato, oltre che dal lungo periodo di aspirazione, dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nel deflusso superficiale.

La concentrazione media di N-NH₄ nel 2011 risulta infatti pari a soli 0,03 mg/l, contro 0,14 mg/l nel 2010 e 0,10 mg/l nel 2009. Nel 2012 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta pari a 11,2, un valore più prossimo a quelli rilevati nel 2008 e nel 2009. La concentrazione media di N-NH₄ nel deflusso superficiale, pari a 0,08 mg/l, risulta quindi più elevata nel 2012 rispetto al 2011 e ciò spiega la differenza del rapporto tra uscita totale lorda e uscita teorica.

Nel 2013 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta pari a 10,7, sovrapponibile al valore del 2012.

Nel 2014 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P scende a 6,6, ed è sovrapponibile al valore del 2010. Il significato è però molto diverso. Mentre nel 2010 il valore limitato deriva da problemi di funzionamento delle pompe e dal periodo limitato di attività dell'impianto (87 giorni) in seguito alla circolazione termica precoce. Al contrario nel 2014 il periodo di attività è il più lungo in assoluto (115 giorni) e il valore limitato del rapporto tra uscita lorda e teorica deriva principalmente

dal valore anomalo del carico in uscita dal deflusso superficiale, pari a circa 5 volte la media degli anni precedenti. Di seguito viene chiaramente evidenziato questo aspetto.

Nel 2015 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P sale a 13. Ciò deriva dal valore del deflusso superficiale teorico che, a causa della prolungata assenza di precipitazioni, con 116 kg indica il minimo assoluto dal 2008. In questo caso l'effetto positivo dell'impianto di aspirazione è reso ancora più evidente.

Nel 2016 è rilevabile il rapporto minimo dall'inizio dell'attività, pari a 4,3. Come già indicato in precedenza, questo valore deriva principalmente dalla marcata riduzione delle concentrazioni di N-NH₄ a livello del fondale durante la stagione estiva.

Discorso analogo per quanto riguarda il 2017 che indica un rapporto tra uscita totale lorda e uscita teorica pari a 4,2, valore che rappresenta il minimo assoluto dal 2008.

Nel 2008 e nel 2009 l'asportazione di N-NH₄ derivante dal solo deflusso superficiale rappresenta rispettivamente circa il 5% del prelievo totale, mentre nel 2010 tale valore sale all'8%. Nel 2011 la percentuale di N-NH₄ in uscita dal deflusso superficiale rappresenta solo il 2% dell'uscita totale e nel 2012 sale al 3%. Nel 2013 il deflusso superficiale torna a costituire il 5% delle uscite totali di azoto ammoniacale e questa percentuale è certamente un indicatore importante per quanto riguarda l'utilità dell'attività di prelievo ipolimnico. In seguito alle condizioni meteorologiche anomale della stagione estiva, nel 2014 il deflusso superficiale rappresenta il 12% delle uscite totali di azoto ammoniacale, valore nettamente più elevato dell'intero periodo di attività. Nel 2015 la situazione torna alla normalità con un'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ pari solamente al 3% delle uscite totali. Nel 2016 l'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ risulta pari al 15%, che rappresenta il valore più elevato dall'inizio dell'attività di aspirazione. Anche nel 2017 si riscontra una percentuale di uscite naturali di N-NH₄ pari al 13%, che conferma l'aumento rispetto alle prime fasi dell'attività di aspirazione. Ovviamente l'incremento percentuale delle uscite naturali deriva dalla diminuzione dell'accumulo ipolimnico di azoto ammoniacale.

Nel 2018 l'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ risulta pari solamente al 5% sul totale, da cui deriva che il 95% dell'asportazione di azoto ammoniacale proviene dall'impianto di aspirazione ipolimnica. Anche nel 2019 il rapporto tra uscita lorda e teorica è pari a circa 10, quindi l'attività dell'impianto ha determinato una perdita di azoto ammoniacale 10 volte maggiore rispetto al quantitativo che sarebbe uscito in condizioni naturali. Il 96% dell'asportazione di azoto ammoniacale proviene dall'impianto di aspirazione ipolimnica.

Nel 2020 il deflusso superficiale rappresenta il 19% delle uscite totali di azoto ammoniacale, valore elevato che abbassa il rapporto tra uscita lorda e teorica a 4,2, dato che risulta sovrapponibile al 2017. Nel 2021 si evidenzia un aumento del rapporto tra uscita lorda e teorica che sale a 6,1, con un deflusso superficiale che rappresenta il 10% delle uscite totali. In pratica l'attività dell'impianto aumenta di 6 volte le perdite di azoto ammoniacale rispetto alla condizione naturale.

Nel 2022 si riscontra un ulteriore aumento del rapporto tra uscita lorda e teorica che sale a 7,7, con un deflusso superficiale che rappresenta solamente l'1,5% delle uscite totali. In pratica l'attività dell'impianto aumenta di quasi 8 volte le perdite di azoto ammoniacale rispetto alla condizione naturale. Nel 2023 si rileva un ulteriore incremento del rapporto tra uscita lorda e teorica, che sale a 9,6, ciò si traduce in una asportazione quasi 10 volte superiore a quella che sarebbe stata l'uscita naturale del bacino lacustre. come già accennato in precedenza, ciò deriva in gran parte da un marcato incremento della concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio.

4.3.3 Solfuri

Un altro composto potenzialmente tossico per la fauna acquatica è l'idrogeno solforato (H₂S). In natura si forma per decomposizione batterica delle proteine contenenti zolfo. Durante la fase di stratificazione termica questo composto si accumula nella zona ipolimnica in seguito ai processi decompositivi in condizioni di anossia.

Il calcolo dei quantitativi di solfuri asportati dall'attività di prelievo ipolimnico risulta però difficoltosa a causa della instabilità di questo composto, in particolare dell' H_2S che in quanto gas tende ad evaporare. Le concentrazioni misurate nella vasca di ingresso dell'impianto sono risultate nettamente inferiori ai valori rilevati nell'ipolimnio, anche in seguito ai già citati fenomeni di ricircolo tra le vasche dell'impianto. Un calcolo dei quantitativi dei solfuri rimossi dall'impianto sarebbe dunque possibile solo tramite i valori rilevati direttamente nella zona ipolimnica, a 9 metri di profondità (individuata come zona di aspirazione).

Una stima approssimativa della massa di solfuri prelevati dall'impianto può essere ricavata dalla concentrazione media di solfuri durante il periodo di aspirazione. I dati rilevati nei campionamenti sul bacino lacustre dal 11/07/2023 al 10/10/2023 indicano una concentrazione media a livello del fondo pari a 0,37 mg/l. Considerando che il volume totale prelevato dall'impianto nell'intervallo complessivo di funzionamento si ricava per via teorica che la massa di solfuri prelevata dall'ipolimnio sarebbe pari a 694 kg. Questo valore risulta nettamente inferiore rispetto 2020 che indicava un prelievo di 1824 kg. La causa di questa differenza è in parte collegata alla presenza più precoce nel 2023 del solfobatterio *Thiopedia rosea*. Questo batterio utilizza l' H_2S per l'attività fotosintetica riducendone la concentrazione nell'ipolimnio.

E' però da segnalare un marcato incremento rispetto al 2022, che indicava un'asportazione complessiva pari a soli 58 kg. La causa è da ricercare in un sensibile aumento delle concentrazioni ipolimniche di solfuri nel 2023. Si sottolinea però che questo dato è sovrastimato perchè la profondità di campionamento dell'impianto è posizionata a circa 9 metri di profondità, e non corrisponde pertanto con i dati relativi alla massima profondità (~10 metri).

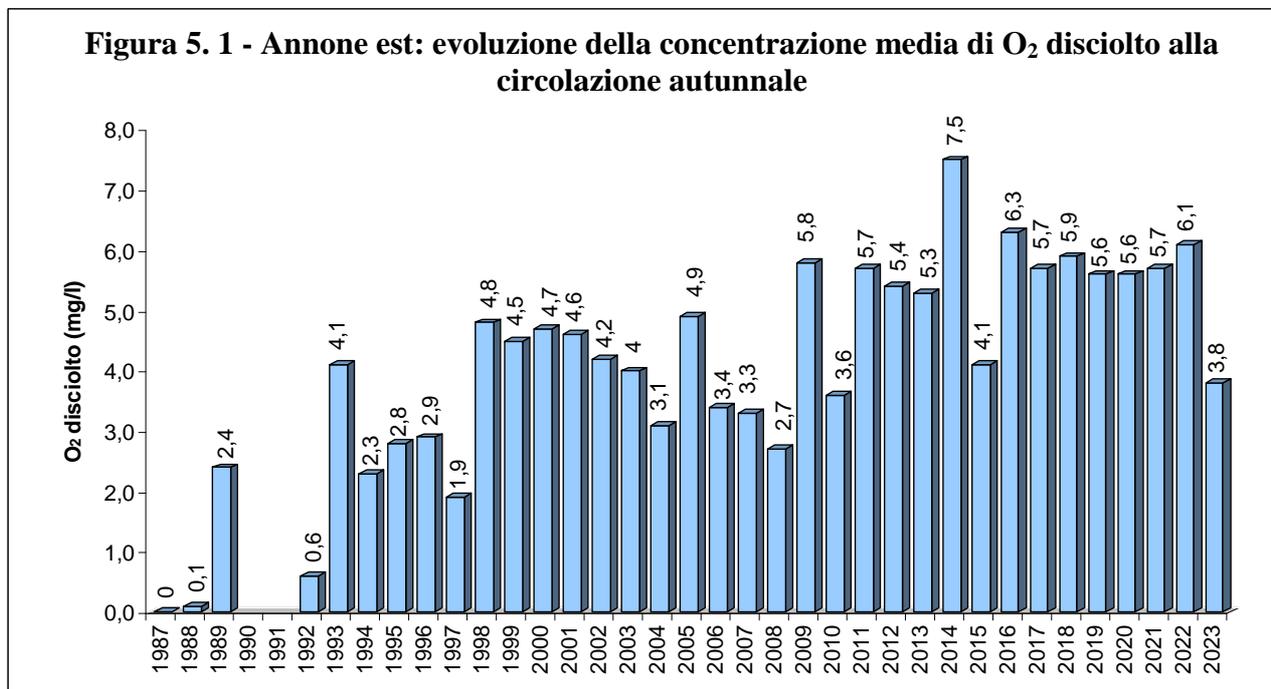
5. VERIFICA DI EVENTUALI EFFETTI PRODOTTI NEL BACINO EST

Dopo le considerazioni precedenti è importante verificare eventuali variazioni dei principali parametri nel bacino lacustre prodotti dall'attività di prelievo ipolimnico. Il momento migliore per valutare eventuali variazioni delle condizioni trofiche del bacino est è l'evento di circolazione termica totale dopo il periodo di stratificazione termica estiva. In questa fase di rimescolamento della massa d'acqua i valori sulla colonna d'acqua risultano in genere omogenei nell'intero bacino lacustre. A tale scopo verranno quindi utilizzati i dati del campionamento effettuato nel bacino est in data 23/10/2023, al conseguimento delle condizioni di circolazione termica totale.

Un primo parametro di confronto è rappresentato dalla concentrazione media di O₂ disciolto. Nella figura 5.1 sono visualizzate le concentrazioni medie di O₂ disciolto relative alle circolazioni termiche autunnali dal 1987 al 2023. Il dato relativo al 2014 rappresenta il valore più elevato dell'intero periodo di rilevamento, con 7,5 mg/l.

Va però segnalato che nel 2014 la risalita dello strato anossico è avvenuta in due fasi, con una prima circolazione termica parziale già nel mese di settembre che ha eliminato una parte del debito ipolimnico. Questo dato potrebbe essere quindi falsato in positivo rispetto alle annate in cui la risalita del debito ipolimnico avviene in un'unica fase.

Anche il dato del 2009 è falsato in positivo in quanto la circolazione termica completa si è verificata in una fase di intensa attività fotosintetica che ha migliorato il bilancio dell'ossigeno disciolto sulla colonna d'acqua. La variazione della concentrazione di ossigeno disciolto prodotta dall'attività di prelievo ipolimnico avrebbe potuto non essere così sostanziale come risulta dalla figura 5.1. Quanto indicato nel 2009 è stato quindi confermato nel 2010: la concentrazione media di O₂ disciolto alla circolazione totale ritorna infatti su un valore più realistico (3,6 mg/l). Viene anche confermata l'inversione di tendenza rispetto al preoccupante periodo compreso tra il 2005 ed il 2008. La concentrazione media relativa alla circolazione termica del 2011 risulta pari a 5,7 mg/l, segnalando



il terzo valore assoluto sovrapponibile al dato del 2009. Anche il 2012 conferma un'evoluzione positiva con una concentrazione media di O₂ disciolto alla circolazione totale ancora superiore a 5 mg/l. Nel 2013 con 5,3 mg/l si riscontra un dato sovrapponibile al 2012, ma il significato dei due valori è diverso. Anche nel 2012 la risalita dello strato anossico è infatti avvenuta in due fasi, con una prima circolazione termica parziale già nel mese di settembre che ha eliminato una parte del debito ipolimnico. Nel 2013 la circolazione termica è invece avvenuta in un solo episodio, in

seguito a forti raffiche di vento tra il 9 e 10 ottobre. Il lago ha “pagato” il debito di ossigeno in un’unica rata, con una condizione quindi peggiore rispetto al 2012.

Per quanto riguarda il 2015 è da rilevare un decremento rispetto alle annate precedenti, con una concentrazione media di O₂ disciolto pari a 4,1 mg/l. Questo dato, che rappresenta il valore minimo dal 2011, è solo in apparenza negativo. La circolazione termica del 2015 è stata infatti rapida e precoce (settembre) e non ha quindi consentito i normali processi di recupero di O₂ disciolto conseguenti alle circolazioni termiche parziali di fine estate.

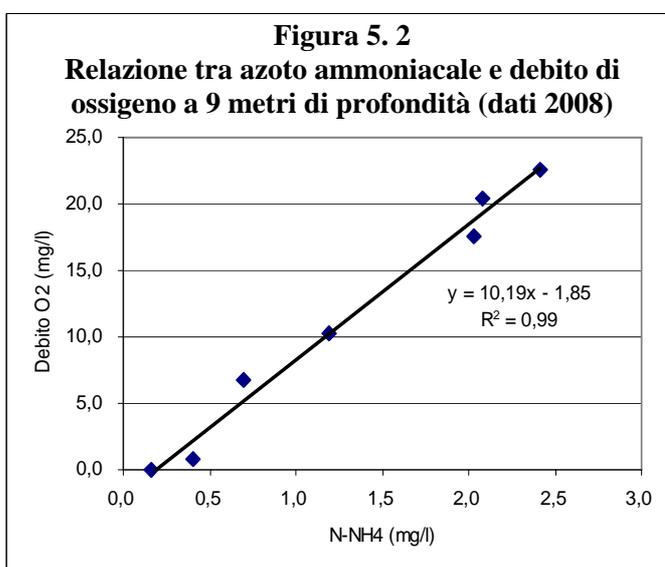
Come infatti già indicato, la concentrazione relativa alla circolazione termica completa in alcuni casi può falsare il reale quadro evolutivo, in quanto è condizionata dalle dinamiche delle singole circolazioni annuali. Le annate che presentano circolazioni termiche più rapide sono ad esempio svantaggiate rispetto alle annate in cui la circolazione termica risulta molto lenta e quindi la colonna d’acqua ha il tempo per recuperare con l’attività fotosintetica le perdite di ossigeno collegate alla graduale risalita dei riducenti. Annate con circolazioni parziali precoci di fine agosto rappresentano un altro caso di anomalia del valore finale di ossigeno, in quanto una parte del debito ipolimnico viene smaltito già nel mese di settembre. Il dato relativo alla singola annata non va quindi interpretato in senso assoluto.

La concentrazione media di O₂ disciolto relativa al 2016 risulta pari a 6,3 mg/l, che rappresenta il secondo valore in ordine di grandezza dell’intero periodo analizzato.

Il dato relativo al 2017 indica un valore di 5,7 mg/l, segnalando quindi una leggera flessione rispetto all’annata precedente. Si consideri però che la circolazione termica nel 2017 è stata rapida e precoce, senza quindi le possibilità di recupero dei consumi di ossigeno che sono invece presenti nel caso di circolazioni termiche parziali intervallate da pause.

Per quanto riguarda la concentrazione media di O₂ disciolto relativa alla circolazione termica del 2018 si riscontra un valore pari a 5,9 mg/l, simile al 2017. Nel triennio 2019-2021 la concentrazione media di O₂ disciolto relativa alla circolazione termica autunnale indica un valore medio stabile pari a 5,6-5,7 mg/l, mentre nel 2022 il valore alla circolazione sale a 6,1 mg/l. Si conferma comunque la tendenza all’incremento dei valori alla circolazione autunnale nella fase post impianto rispetto a quella precedente. Il dato relativo al 2023 segnala invece un marcata diminuzione del livello di O₂ disciolto alla circolazione autunnale, con una concentrazione media di soli 3,8 mg/l. Questo dato appare più negativo se si considera che nel 2023 il volume di riducenti aspirato è risultato superiore agli anni precedenti.

L’incremento atteso di ossigeno disciolto alla circolazione totale può essere calcolato sulla base dei valori di debito ipolimnico a 9 metri di profondità. Il debito ipolimnico rappresenta il consumo di O₂ disciolto nell’arco di 7 giorni, in pratica un dato di B.O.D. che comprende però il debito di ossigeno legato alle sostanze che si ossidano anche chimicamente, quali l’H₂S. I dati di debito ipolimnico sono però relativi al periodo settembre-ottobre (dati Consorzio Lago di Annone). Poiché esiste una stretta correlazione tra la concentrazione di riducenti ed il debito di ossigeno, è possibile calcolare i valori di debito tramite i dati relativi ai riducenti. Il parametro rilevato in modo più affidabile è in questo caso l’azoto ammoniacale. Nella figura 5.2 è riportata la correlazione tra la concentrazione di azoto ammoniacale a 9 metri di profondità (punto di prelievo dell’impianto) ed il corrispondente debito ipolimnico. La correlazione è di tipo lineare e risulta elevata ($r^2=0,99$), ed è quindi utilizzabile per

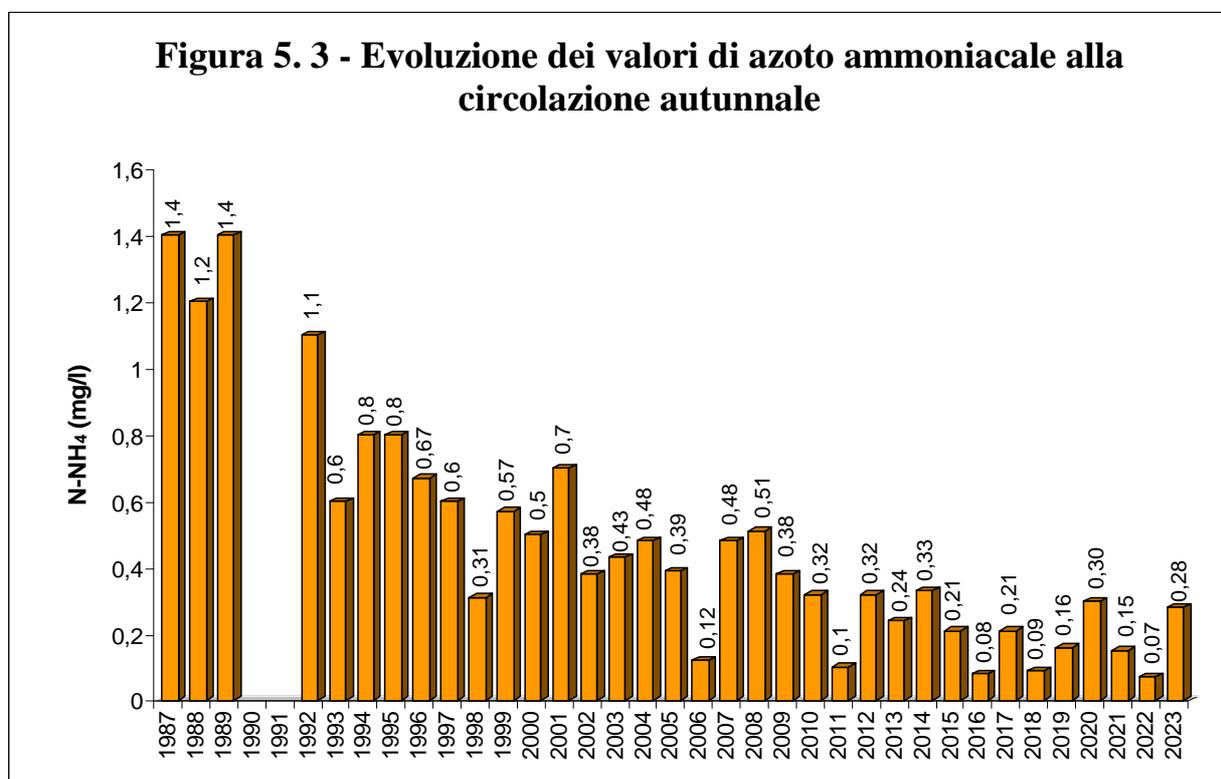


calcolare i valori di debito sulla base delle concentrazioni di azoto ammoniacale misurate nella zona anossica nel periodo luglio-agosto.

Mese	N-NH ₄ conc.media a 9 m (mg/l)	Debito medio ossigeno (mg/l)	Volume prelevato (m ³)	Attività pompe (giorni)	Rimozione debito (kg)
1/07-31/07	0,77	6,0	430.852	31	2.585
31/07-29/8	0,83	6,6	625.098	30	4.126
29/8-27/9	1,00	8,3	625.829	29	5.194
Totale					11.905

Risulta pertanto che il debito di ossigeno rimosso complessivamente sottoforma di riducenti accumulati nell'ipolimnio durante il periodo di attività dell'impianto corrisponde a circa dodici tonnellate. Questo valore dovrebbe quindi corrispondere al risparmio teorico medio di O₂ disciolto al termine della risalita autunnale degli strati anossici, cioè alla circolazione completa. Sulla base del volume totale del bacino est è quindi calcolabile l'incremento medio atteso di O₂ disciolto, che risulterebbe pari a circa 0,52 mg/l. L'incidenza teorica dell'impianto di aspirazione ipolimnica sul valore finale di O₂ disciolto è quindi limitata, ma rappresenta comunque un contributo al miglioramento delle condizioni del lago durante la fase autunnale.

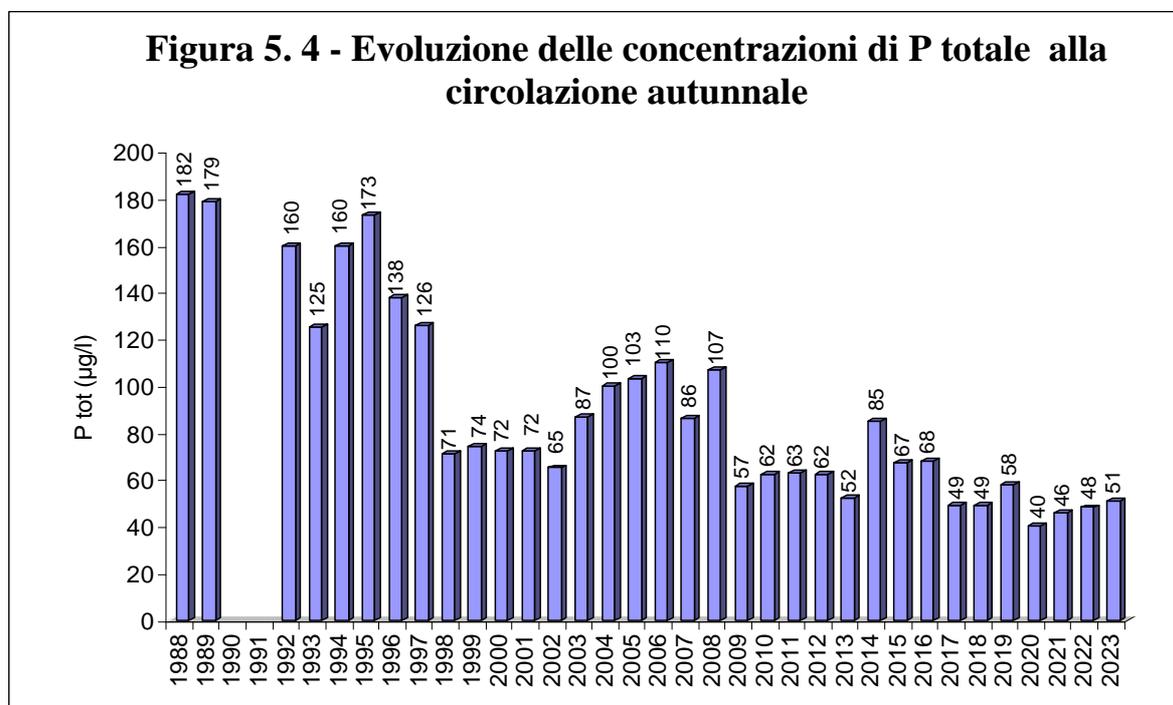
Un secondo valido parametro di riferimento è la concentrazione media ponderata di azoto ammoniacale alla circolazione termica completa, che al 23/10/2023 risulta pari a 0,28 mg/l. Anche in questo caso è indicativo il confronto del valore relativo alla circolazione 2023 con i dati pregressi, illustrato nella figura 5.3. La concentrazione media del 2023 segnala un consistente incremento rispetto al 2022 con un valore sovrapponibile al 2020. Ciò rappresenta quindi un segnale negativo nel recente periodo. L'evoluzione a lungo termine conferma comunque un costante e marcato decremento rispetto agli anni '80.



Il dato anomalo del 2006 è collegato alla imponente fioritura di *Glenodinium sp.* che ha determinato una rapida assimilazione dei nutrienti provenienti dall'ipolimnio sia sottoforma di azoto

ammoniacale che di ortofosfato. Un fenomeno analogo si è verificato nel 2011 collegato ad un'altra specie algale (*Coelosphaerium sp.*).

Il decremento della concentrazione media di N-NH₄ rispetto agli anni '80 e '90 è comunque notevole, con valori che superavano regolarmente 1 mg/l. Anche la riduzione dell'azoto ammoniacale è in parte direttamente collegata all'attività di aspirazione ipolimnica.

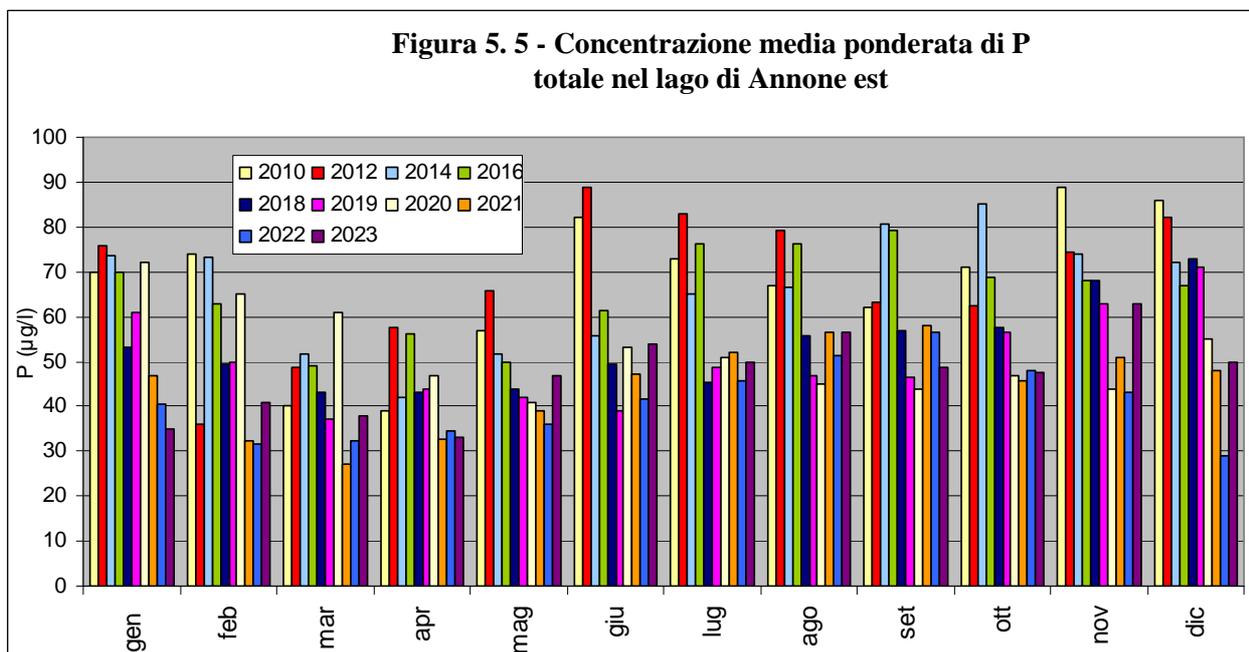


Un terzo parametro di confronto, certamente il più importante, è la concentrazione media di P totale alla circolazione termica completa che avviene in genere al termine della stagione estiva. Sulla base dei dati relativi al 23/10/2023 si ricava un valore medio sulla colonna pari a 51 µg P/l, con un leggero incremento rispetto al 2022 (48 µg/l). E' però da sottolineare che dal 2020 sembra in atto una tendenza all'aumento della concentrazione di P totale alla circolazione autunnale, e ciò rappresenta un segnale negativo da monitorare. Anche in questo caso risulta indicativo il confronto del valore relativo al 2023 con i dati pregressi, illustrato nella figura 5.4.

I dati relativi al 2017 e 2018 indicavano per la prima volta un valore inferiore a 50 µg/l alla circolazione termica autunnale, mentre nel 2019 risultava una concentrazione leggermente superiore (58 µg/l). Il dato relativo al 2020 conferma invece la diminuzione in atto con il valore minimo assoluto (40 µg/l) rilevato nel mese di ottobre dal 1988. Anche il dato del 2021 rappresenta il secondo minimo assoluto con 46 µg/l e conferma pertanto la tendenza in atto e l'uscita dalle condizioni di eutrofia anche nel periodo autunnale. Si sottolinea comunque che il dato del 2009 si dimostrerà poi sottostimato rispetto al successivo livello trofico del periodo autunnale che risulterà compreso tra 70 - 75 µg/l. Una valutazione analoga è relativa al dato del 2010, che già nel campionamento di novembre raggiungeva i 90 µg/l. La concentrazione media ponderata dell'ottobre 2013 mostra una riduzione più rilevante e con 52 µg/l rappresenta il valore minimo assoluto dal 1988. Il valore relativo al 2014 segnala purtroppo un sensibile incremento, con una concentrazione media che supera nuovamente gli 80 µg/l.

Le cause di questa evoluzione negativa sono diverse. In primo luogo è necessario evidenziare che nel corso del 2014 si sono verificati una serie di incidenti sulla rete fognaria che hanno determinato un conseguente incremento del carico esterno di P. In particolare l'immissario Sabina nel periodo febbraio-maggio 2014 ha evidenziato concentrazioni di P totale comprese tra 380 e 1580 µg/l (vedi par. immissari). Anche l'immissario Bondi ha segnalato periodiche alterazioni. Inoltre nel novembre 2013 si è verificata una rottura del collettore principale in località Rossa, con il conseguente travaso di una notevole quantità di liquame fognario che ha raggiunto il bacino lacustre sia direttamente che indirettamente con il successivo dilavamento superficiale. Quest'ultimo

rappresenta una seconda causa di aumento del carico esterno di P. La stagione estiva del 2014 è risultata particolarmente piovosa, con frequenti ed intense precipitazioni nel periodo luglio-agosto. Ciò ha certamente determinato un aumento del carico esterno di P derivante dal dilavamento superficiale del bacino imbrifero ed al conseguente carico organico che sedimenta nel bacino lacustre. Una terza causa, ma probabilmente non secondaria in termini di importanza, è l'anticipo dei fenomeni di rilascio carbonatico. È stato più volte evidenziato che, nel mese successivo alla circolazione termica autunnale, si verifica generalmente un incremento repentino e consistente della concentrazione di P totale che tende a controbilanciare il decremento di P durante il periodo primaverile. Questo fenomeno avviene in tutte le annate dopo la circolazione termica totale (ottobre). In particolare nel periodo ottobre-novembre 2013 è riscontrabile un apporto di P che supera gli 800 kg. Le cause di questo marcato incremento sono individuabili nelle dinamiche dei carbonati. Nel 2014 sembra che questo fenomeno sia avvenuto in anticipo come conseguenza della circolazione termica parziale della seconda metà di settembre.



Questa dinamica è facilmente evidenziabile dalla figura 5.5, che indica l'evoluzione mensile nelle diverse annate della concentrazione media ponderata di P totale. Dalla figura emerge chiaramente che nelle annate precedenti nel campionamento di novembre si verificava un marcato incremento della concentrazione di P totale, legata ai già citati fenomeni di rilascio carbonatico.

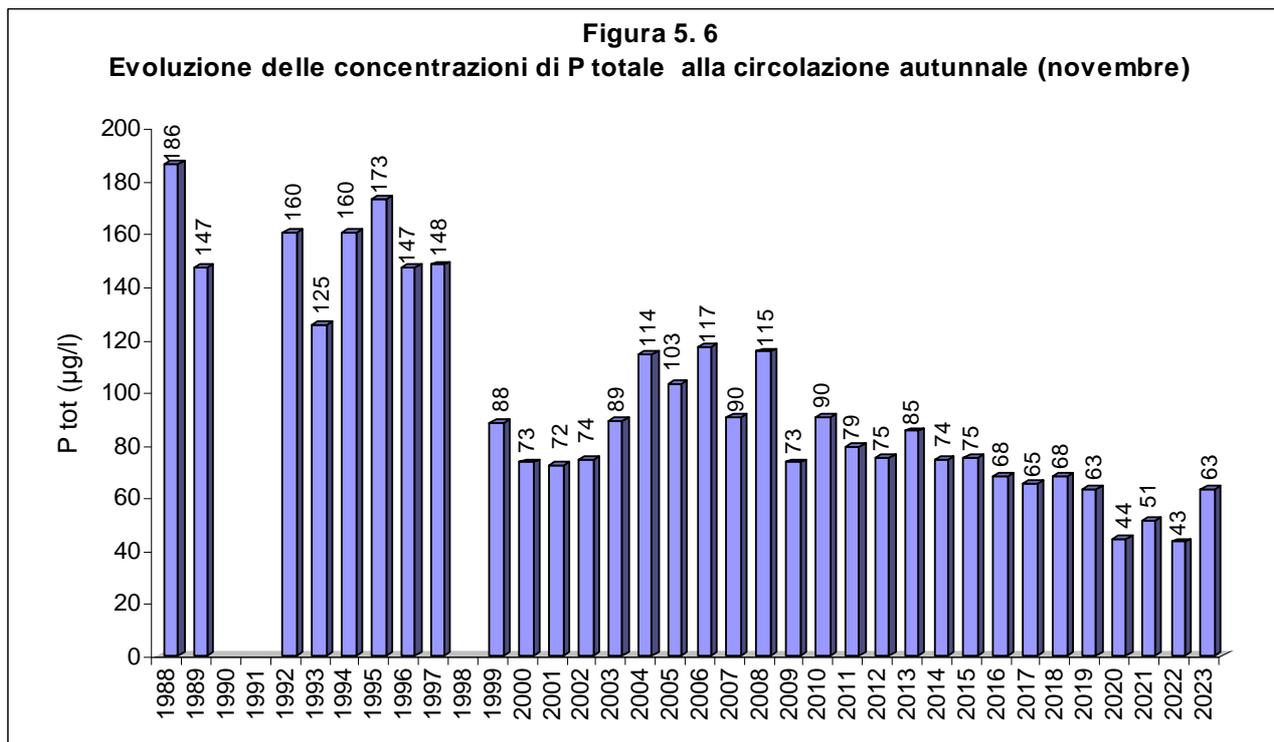
Per quanto riguarda il 2014 questo fenomeno non è riscontrabile nel mese di novembre, che mostra al contrario un decremento dei valori, ma appare anticipato al periodo settembre-ottobre. Ciò sembra quindi collegarsi alla circolazione parziale della 3a settimana di settembre che, in seguito alla riduzione dei valori di O₂ disciolto (<6,9 mg/l) e di pH (<8,2) anche nella zona epilimnica, potrebbe avere innescato il rilascio carbonatico. A conferma di questa ipotesi la concentrazione media ponderata di CaCO₃ passa da 130 mg/l del 18/8 a 138 mg/l del 23/9. Il successivo incremento di P nella zona ipolimnica è probabilmente collegato a fenomeni di riprecipitazione chimica.

Per quanto riguarda il 2015 è da rilevare una concentrazione alla circolazione termica (25/9) pari a 67 µg/l. Questo dato ritorna quindi sovrapponibile al periodo 2010-2012 e nel periodo autunnale il bacino est indica ancora condizioni di eutrofia. Come nelle annate precedenti si osserva un marcato decremento della concentrazione di P totale nel periodo invernale, che porta ad un minimo assoluto di 33 µg/l nel mese di marzo. Segue un progressivo incremento fino ad un massimo di 74 µg/l nel mese di novembre. Nel 2016 si riscontra un incremento delle concentrazioni medie, in particolare durante la stagione estiva, mentre il 2017 indica in prevalenza un decremento dei valori rispetto alle annate precedenti. Nel 2018 si conferma il decremento dei valori durante la stagione estiva, mentre nel mese di novembre sembra rilevabile un leggero incremento probabilmente collegato anche alle

intense precipitazioni atmosferiche e quindi ad un incremento degli apporti esterni. Nel 2019 è rilevabile una dinamica simile alle due annate precedenti, però con minimi assoluti di 47 e 46 $\mu\text{g P/l}$ rispettivamente in agosto e settembre. I dati relativi al 2020 evidenziano un quadro positivo, con valori medi di P totale inferiori a 52 $\mu\text{g/l}$ ed un minimo assoluto di 40 $\mu\text{g/l}$ alla circolazione totale nella prima settimana di ottobre. Nel 2021 è rilevabile un quadro analogo con valori inferiori a 58 $\mu\text{g/l}$ ed una concentrazione di 46 $\mu\text{g/l}$ alla circolazione totale di ottobre. Questa evoluzione annuale è sovrapponibile anche al 2022, con valori inferiori a 57 $\mu\text{g/l}$ ed una concentrazione di 48 $\mu\text{g/l}$ alla circolazione totale di ottobre. Il quadro relativo al 2023 segnala invece un peggioramento del livello trofico del bacino est. Già nel periodo primaverile si riscontra un incremento delle concentrazioni di P totale, con 54 $\mu\text{g/l}$ nel mese di giugno. Durante la stagione estiva i valori risultano sovrapponibili alle ultime annate, ma nel periodo autunnale si evidenzia un marcato incremento, con un massimo di 63 $\mu\text{g/l}$ nel mese di novembre. Le cause di questo peggioramento sono da ricercare in parte nel notevole aumento del carico esterno in seguito ad un periodo di intense precipitazioni e in parte ad un probabile rilascio carbonatico causato dalla riduzione dei valori di pH dopo la circolazione termica totale.

Le dinamiche del fosforo nel corso annuale sono quindi rilevanti e portano il bacino est da condizioni di mesotrofia nel periodo primaverile ad una condizione nuovamente di eutrofia nel periodo autunnale. L'analisi di queste dinamiche verrà approfondita in seguito.

L'apparente incremento della concentrazione di P totale rilevata alla circolazione termica autunnale del 2014 sembra in realtà derivare da una diversa dinamica del bacino lacustre piuttosto che da un reale incremento del livello trofico. A conferma di questa ipotesi è opportuno analizzare le concentrazioni medie ponderate di P totale relative al mese di novembre, cioè dopo gli eventi di rilascio carbonatico (figura 5.6).



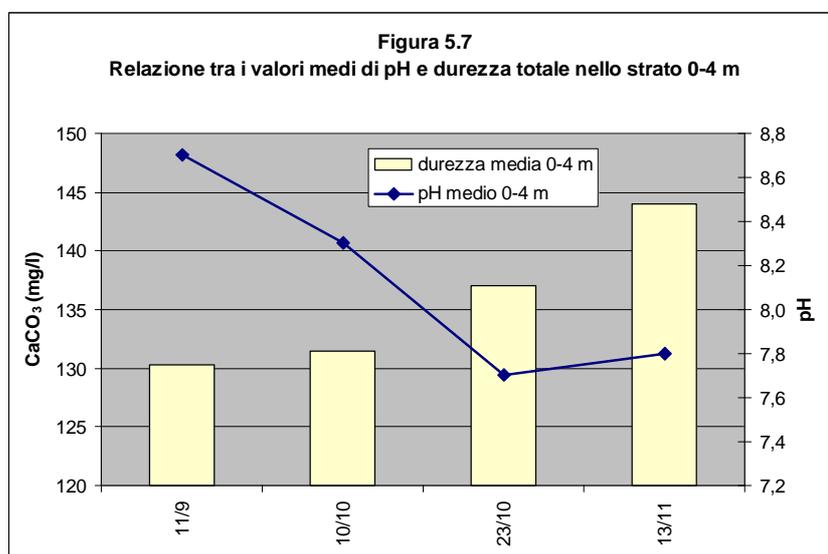
In questo caso il quadro evolutivo assume un altro significato. Il dato relativo al 2014 appare in linea con i valori dell'ultimo triennio e mostra anzi un decremento rispetto al dato del 2013. Ciò dimostra pertanto che l'incremento del livello trofico evidenziato dai valori relativi al mese di ottobre è solo apparente.

Il dato relativo al 2015 risulta sovrapponibile al 2014 e rientra ancora nei limiti dell'eutrofia (74 $\mu\text{g/l}$). Un segnale positivo è invece rilevabile dal valore relativo al 2017 (65 $\mu\text{g/l}$), che evidenzia la concentrazione minima assoluta dell'intero periodo di valutazione. Nel 2018 si conferma un valore inferiore a 70 $\mu\text{g/l}$ sovrapponibile all'ultimo biennio. La concentrazione autunnale sembra però

evidenziare una fase di stabilità. Va peraltro considerato che nel 2018 le notevoli precipitazioni del mese di novembre hanno certamente contribuito ad un incremento del carico esterno. Situazione leggermente migliore nel 2019 che indica un minimo parziale di 63 $\mu\text{g P/l}$. Nel 2020 è invece rilevabile un minimo assoluto di 44 $\mu\text{g/l}$, valore che indica una chiara tendenza al decremento confermata anche nel 2021 con 51 $\mu\text{g/l}$. Il dato relativo al 2022 (43 $\mu\text{g/l}$) conferma la tendenza al decremento e rappresenta la seconda annata con una concentrazione inferiore a 50 $\mu\text{g/l}$. Purtroppo il dato del 2023 indica un marcato incremento della concentrazione di P totale nel mese di novembre, con un valore che sale a 63 $\mu\text{g/l}$ contro i 43 $\mu\text{g/l}$ del 2022. Il dato attuale ritorna sovrapponibile al 2019 e interrompe la costante tendenza al decremento rilevata nell'ultimo decennio.

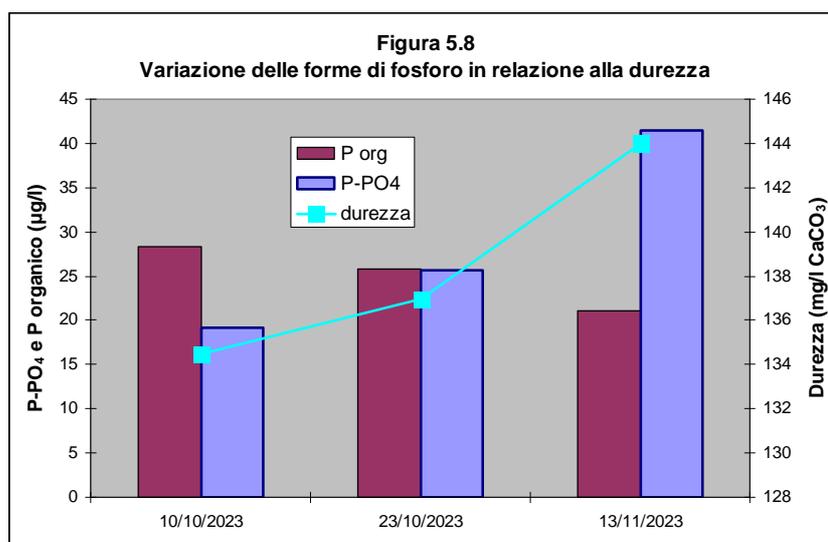
La causa di questo marcato incremento va ricercata nelle già citate dinamiche tra pH e durezza che influenzano i fenomeni di rilascio di fosforo nel periodo autunnale. In particolare se si analizza l'evoluzione dei valori di pH e durezza nello strato 0-4 metri nel periodo settembre-novembre del 2023 (figura 5.7) appare evidente che in corrispondenza della circolazione termica del 23/10 si verifica un repentino abbassamento dei valori di pH nello strato fotico con un parallelo incremento dei valori di durezza totale.

Analizzando le dinamiche tra le concentrazioni medie ponderate di durezza totale, ortofosfato e P organico nel fase di circolazione termica si riscontra un parallelo incremento dei valori di durezza e di P- PO_4 (figura 5.8). L'incremento della durezza totale non determina però un corrispondente aumento dei valori di P organico, calcolato come differenza tra P totale e P- PO_4 . Ciò dimostrerebbe che il repentino aumento del livello trofico non deriva principalmente da apporti esterni di fosforo, che in questo caso risulterebbe



prevalentemente in forma organica, ma piuttosto dalle dinamiche di rilascio legate ai carbonati con liberazione diretta di ortofosfato nello strato epilimnico.

Nonostante il dato negativo del 2023, dopo la fase iniziale di attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica è rilevabile una tendenza al decremento della concentrazione di P totale anche nel periodo autunnale. Notevole è il decremento rispetto al periodo compreso tra



il 2004 ed il 2008, in cui le concentrazioni medie risultavano quasi sempre superiori a 100 $\mu\text{g/l}$. In questo caso il risultato ottenuto appare quindi più che positivo, con una riduzione di circa il 50%.

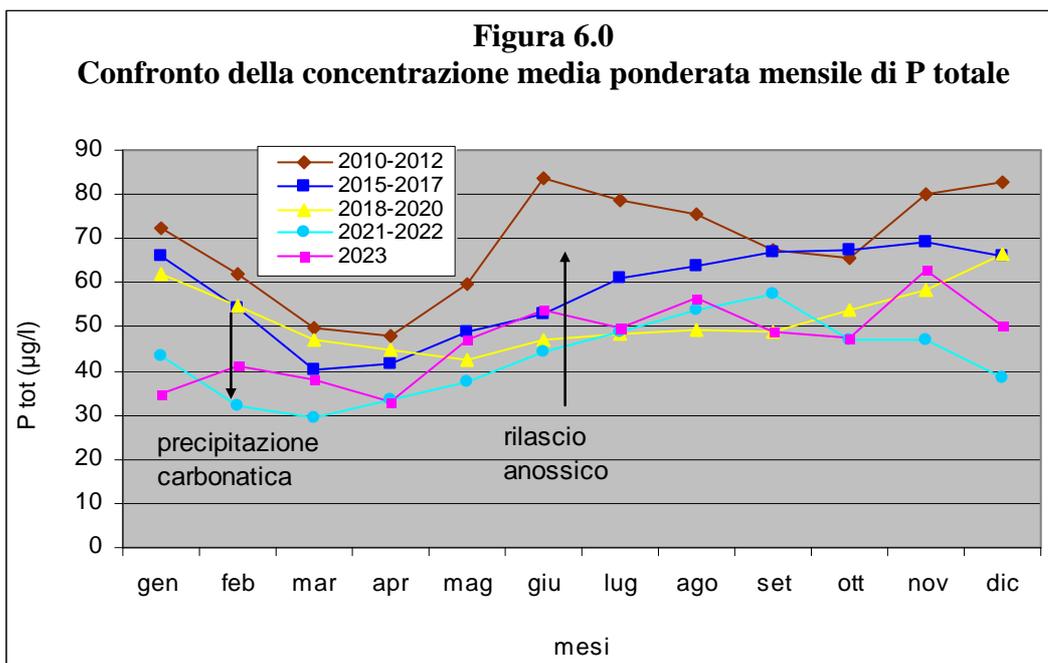
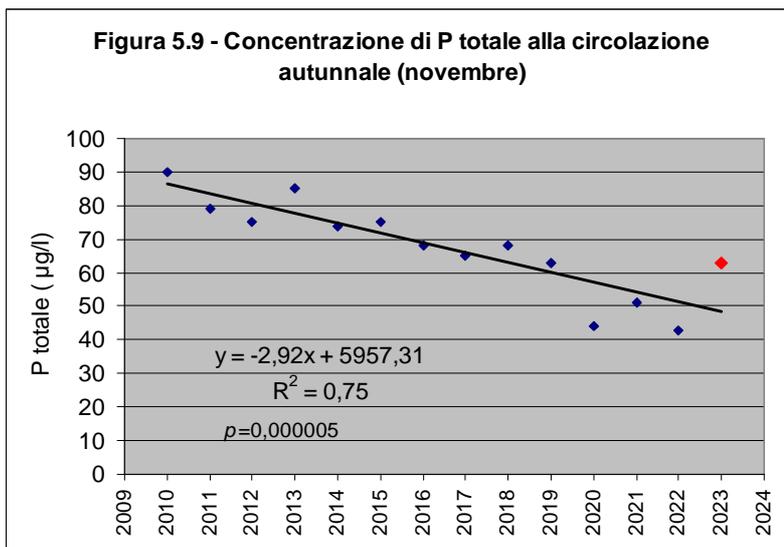
A partire dal 2010 è rilevabile una tendenza significativa al decremento ($r^2=0,75$, $p=0,000005$) anche della concentrazione di P totale alla circolazione autunnale, come rilevabile dalla figura 5.9.

Il dato relativo al 2023 interrompe la tendenza positiva che era in atto nel bacino est anche nel periodo più critico dell'anno.

Dal confronto tra il valore iniziale (90 $\mu\text{g/l}$) e finale (63 $\mu\text{g/l}$) è possibile ricavare una stima della quantità di fosforo rimosso dal bacino lacustre dal 2010 al 2023. Rapportando la differenza di -27 $\mu\text{g/l}$ al volume del lago si ricava una perdita di circa 600 kg.

Un'analisi più dettagliata della tendenza evolutiva della concentrazione media ponderata di P totale è illustrata nella figura 6.0.

Considerando in questo caso le medie mensili del triennio 2010-2012, 2015-2017, 2018-2020 e il biennio 2021-2022 confrontate con le dinamiche mensili del 2023.

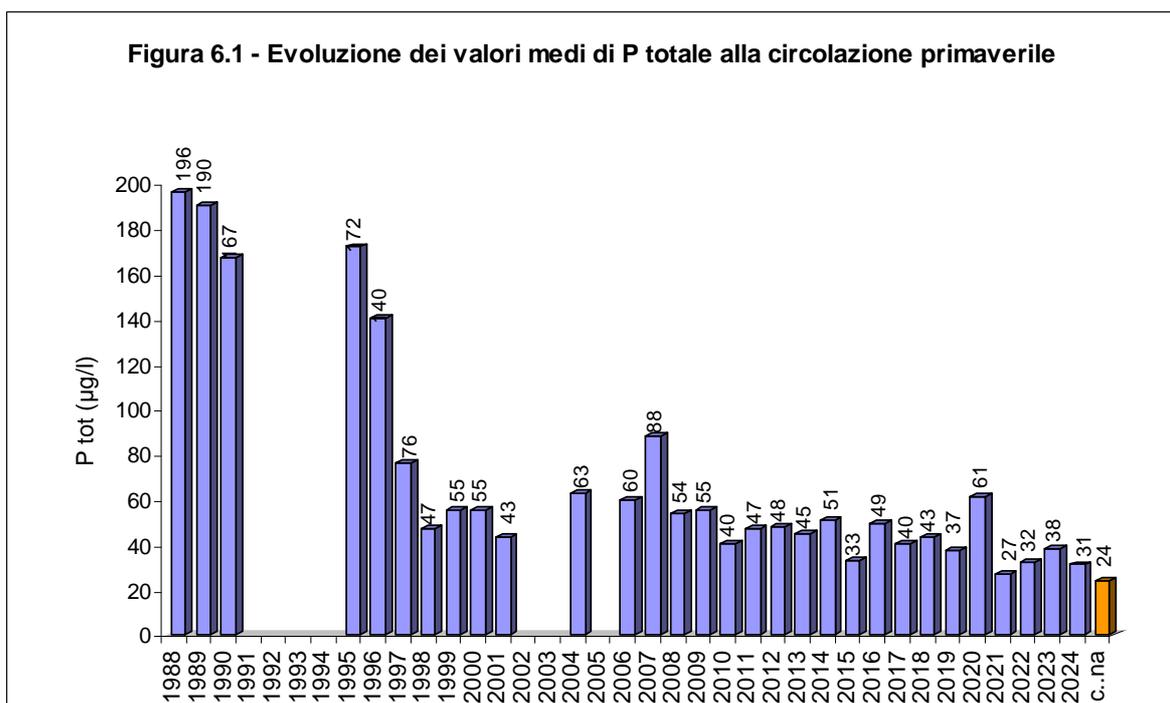


In questo caso si evidenzia una marcata diminuzione dei valori relativi al periodo estivo (giugno-agosto) che si identificano con il carico interno del periodo anossico estivo. Una riduzione più contenuta è rilevabile anche nel periodo primaverile (marzo-maggio), con l'eccezione del 2020 in seguito all'anomala e prolungata fioritura di *Coelosphaerium sp.* Anche nel periodo autunnale si evidenzia una marcata diminuzione rispetto al triennio iniziale, quando le concentrazioni medie di P totale superavano gli 80 $\mu\text{g/l}$. Fa eccezione il dato relativo al 2023 che nel mese di novembre segnala un marcato incremento che riporta la concentrazione di P totale a 63 $\mu\text{g/l}$. Le cause di questa anomalia sono già state evidenziate in precedenza. La diminuzione più evidente è però quella relativa al carico interno del periodo estivo durante la fase anossica, che rappresenta il punto centrale di intervento dell'attività di aspirazione ipolimnica.

Ad esempio il dato medio di giugno è passato da 84 $\mu\text{g/l}$ del primo triennio a 49 $\mu\text{g/l}$ nel 2018, a 39 $\mu\text{g/l}$ nel 2019, 53 $\mu\text{g/l}$ nel 2020, 47 $\mu\text{g/l}$ nel 2021, 42 $\mu\text{g/l}$ nel 2022 ma sale a 54 $\mu\text{g/l}$ nel 2023. Anche il dato medio di luglio passa da 79 $\mu\text{g/l}$ a 45 $\mu\text{g/l}$ nel 2018, 48 $\mu\text{g/l}$ nel 2019, 51 $\mu\text{g/l}$ nel 2020, 52 $\mu\text{g/l}$ nel 2021, 46 $\mu\text{g/l}$ nel 2022 ma sale a 50 $\mu\text{g/l}$ nel 2023. Per quanto riguarda il mese di agosto è rilevabile un sensibile decremento da 75 $\mu\text{g/l}$ a 56 $\mu\text{g/l}$ nel 2018, 47 $\mu\text{g/l}$ nel 2019, 45 $\mu\text{g/l}$ nel 2020 e 51 $\mu\text{g/l}$ nel 2022. Il dato relativo al 2023 evidenzia anche in questo caso un aumento (56 $\mu\text{g/l}$). Questo tipo di analisi mostra pertanto una variazione importante del livello trofico nel periodo primaverile-estivo. In particolare per quanto riguarda il periodo giugno-agosto il decremento della concentrazione media di P totale sarebbe collegata principalmente alla riduzione dell'attività di rilascio mediata dai composti ferrici, che alla circolazione termica tardo estiva riprecipitavano rapidamente in seguito al ritorno dell' O_2 disciolto nell'ipolimnio.

Più lenta e difficoltosa è invece la rimozione dell'apporto di P in autunno legato in prevalenza ai carbonati, anche perchè su questa fonte l'impianto di aspirazione non può intervenire direttamente. Nel triennio precedente era però rilevabile un marcato decremento anche di questa tipologia di apporto, tendenza purtroppo non confermata dal dato relativo al 2023 che con 63 $\mu\text{g/l}$ riporta il bacino est in condizioni di eutrofia.

La figura 5.9 mostra chiari segnali di miglioramento anche in questa direzione, con un marcato decremento delle concentrazioni di P totale anche nella fase autunnale. Confrontando infatti i valori relativi al mese di novembre si evidenzia il passaggio da 80 $\mu\text{g/l}$ del periodo 2010-2012 ai 43 $\mu\text{g/l}$ del 2022.



Un altro termine di valutazione della tendenza evolutiva trofica del bacino lacustre è rappresentato dalla concentrazione di P totale alla circolazione di fine inverno che, a differenza della circolazione autunnale, è meno soggetta all'influenza del carico interno. Questo si manifesta infatti durante la stratificazione termica estiva, in particolare quando sul fondo si instaurano condizioni di anossia. Durante i mesi primaverili possono invece prevalere fenomeni di precipitazioni chimica del fosforo legati alle dinamiche dei carbonati. I dati relativi a fine inverno (marzo) indicano quindi valori di P totale nettamente inferiori rispetto a quelli autunnali, come verificabile dalla figura 6.1.

Appare evidente il notevole decremento rispetto al ventennio '80 e '90. Il valore relativo al marzo 2015 (33 $\mu\text{g/l}$) risulta il più contenuto dal 1988 in poi e dimostra l'effettiva riduzione del livello trofico in questo periodo. Il dato relativo al 2011 è leggermente superiore (47 $\mu\text{g/l}$ il 18/4) e risulta sostanzialmente sovrapponibile al triennio successivo con valori compresi tra 45 e 51 $\mu\text{g/l}$ P/l,

indicando condizioni al limite dell'eutrofia nel periodo primaverile, contro la marcata ipertrofia degli anni '90.

Anche il dato relativo al 2016 (49 µg/l) indica una concentrazione di P totale che rientra nello stesso intervallo e conferma la presenza di condizioni di meso-eutrofia durante il periodo primaverile. Per quanto riguarda il 2017, 2018 e 2019 nel mese di marzo sono da rilevare rispettivamente concentrazioni di 40 µg P/l, 43 µg P/l e 37 µg P/l, che risultano tra le più contenute dell'ultimo decennio e confermano le attuali condizioni di meso-eutrofia presenti nel periodo primaverile.

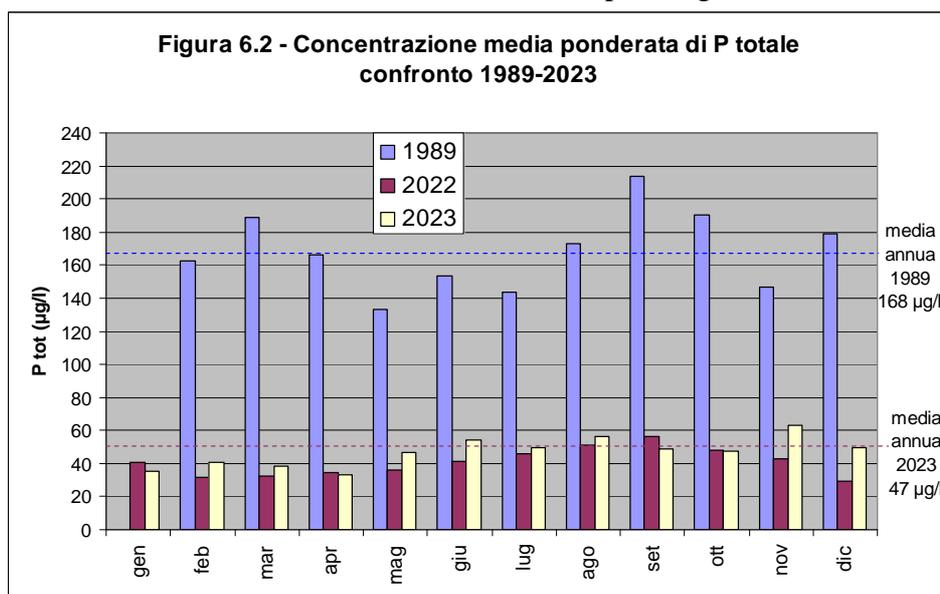
Negativo invece il dato relativo al 2020, che mostra un marcato incremento della concentrazione di P totale rilevata nel mese di marzo (61 µg/l). Le cause di questo valore anomalo sono collegate all'intensa e prolungata fioritura di cianobatteri sostenuta principalmente dal genere *Coelosphaerium*, favorita in parte dal grave stato di alterazione dell'immissario Sabina, nel quale nel mese di febbraio è stata riscontrata una concentrazione di P totale di ben 878 µg/l con una portata idrica di circa 48 l/s.

Al contrario il dato relativo al 2021 con 27 µg/l alla circolazione primaverile segnala il minimo assoluto dell'intero periodo di indagine, classificando per la prima volta il bacino est in una condizione di mesotrofia.

Nel 2022 si riscontra un valore leggermente superiore (32 µg/l), che si mantiene prossimo al limite superiore della mesotrofia. Il dato relativo al 2023 segnala un ulteriore incremento della concentrazione di P totale, che sale a 38 µg/l e confermerebbe una tendenza all'aumento del livello trofico primaverile nell'ultimo triennio. Nel 2024 è invece rilevabile una diminuzione della concentrazione di P totale che, con 31 µg/l, ritorna sovrapponibile al dato del 2022.

Una verifica più diretta della notevole riduzione del livello trofico rispetto agli anni '80 e '90 è

ricavabile dalla figura 5.10, che mostra il confronto tra le concentrazioni medie ponderate mensili relative al 1989 ed al 2022. La differenza appare più che evidente, con valori che nel 1989 superavano sempre i 130 µg/l con punte maggiori di 200 µg/l. Il lago di Annone est versava quindi in una permanente condizione di ipertrofia, con una concentrazione media



annuale di 168 µg/l. Nel 2022 le concentrazioni mensili risultano comprese tra un minimo di 32 µg/l ed un massimo di 57 µg/l, con una concentrazione media annuale pari a 42 µg/l. Nel 2023 le concentrazioni mensili risultano comprese tra un minimo di 33 µg/l ed un massimo di 63 µg/l, con una concentrazione media annuale pari a 47 µg/l. Il valore medio attuale è quindi pari a circa un quarto rispetto al passato, e ciò conferma il miglioramento del livello trofico nell'Annone est.

6. BILANCIO DI MASSA DEL FOSFORO

Il metodo più affidabile per stimare il flusso di fosforo tra i sedimenti e la colonna d'acqua è rappresentato dal bilancio di massa del fosforo del corpo idrico (O. Riding & W. Rast-Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. UNESCO 1993). Questa metodica è preferibile alle indagini di laboratorio, a causa della notevole variabilità di queste ultime. In particolare l'applicazione di prove di rilascio direttamente sulle carote di sedimento richiederebbe un numero elevato di campioni per ottenere un risultato affidabile, e questo presupposto fondamentale rende questa metodica difficilmente applicabile. In pratica la costruzione di un bilancio di massa del fosforo si basa sul monitoraggio a cadenza almeno mensile delle acque immissarie, del lago e delle acque emissarie, al fine quantificare nel breve periodo le dinamiche tra entrate ed uscite di fosforo e per differenza ricavare le dinamiche interne del bacino lacustre.

In pratica il calcolo nell'intervallo di tempo considerato si basa sulla seguente equazione:

$$\Delta TP_1 = TP_{in} - TP_{out} \pm TP_{sed} \quad \text{dove}$$

ΔTP_1 = variazione della massa di P nel lago nell'intervallo considerato

TP_{in} = afflussi esterni di P dalle acque immissarie nell'intervallo considerato

TP_{out} = uscite di P dalle acque emissarie nell'intervallo considerato

TP_{sed} = flussi di P acqua-sedimento nell'intervallo considerato

Questa metodica richiede ovviamente una consistente mole di lavoro, offrendo però la garanzia di un risultato attendibile. Si consideri inoltre che, tramite l'analisi del bilancio di massa, oltre alla valutazione del carico interno è possibile ricavare in parallelo una quantificazione del carico esterno di fosforo, aspetto che resta comunque prioritario nel piano di risanamento del lago di Annone.

La costruzione del bilancio di massa del fosforo richiede pertanto la definizione dei seguenti parametri:

1. Carico mensile di P in entrata dai singoli immissari
2. Carico mensile di P in uscita dall'emissario integrando l'attività di aspirazione ipolimnica
3. Evoluzione della massa mensile di P nel bacino lacustre

Per quanto riguarda l'eventuale carico di P derivante dagli apporti di falda, sulla base dell'indagine idrogeologica effettuata nel 1990 da V. Francani, è possibile concludere che risulta del tutto irrilevante. Gli apporti sono infatti molto modesti (pochi litri/s), inferiori a quelli degli altri laghi briantei per l'assenza di falde alimentate da un bacino ampio, in particolare per il bacino est. Il maggiore apporto di falda presente è comunque integrato nel Bosisolo, immissario che raccoglie l'acqua proveniente dalla zona di risorgive.

6.1. Carico mensile di P nelle acque immissarie

Per quantificare il carico esterno di fosforo è stato necessario procedere a campionamenti mensili nei singoli immissari valutando, parallelamente alla concentrazione di fosforo, anche la portata idrica. Da un singolo dato mensile non sarebbe però ricavabile una stima affidabile del carico esterno, in quanto la concentrazione ed il carico di P variano in funzione della portata idrica. Gli apporti di nutrienti durante periodi di intense precipitazioni possono aumentare in modo considerevole. Per ovviare a questo problema si è quindi scelto di ricavare una relazione teorica tra la portata idrica ed il carico di P nei singoli immissari, utilizzando anche i dati pregressi del Consorzio del Lago di Annone. In primo luogo è necessario ricavare la correlazione tra piovosità e portata idrica per i singoli immissari. A tale scopo sono stati richiesti i dati pluviometrici delle stazioni ARPA di Lecco via Sora, Valmadrera e Molteno dal 01/05/2022 al 31/05/2023 ed è stata calcolato il valore medio giornaliero di precipitazione nelle quattro stazioni considerate.

I dati di portata idrica degli immissari sono stati rilevati dal Consorzio del Lago di Annone dal 1994 al 2007 e sarebbero quindi utilizzabili per ricavare la correlazione richiesta. In realtà nel corso degli anni sono stati effettuati alcuni interventi (rimozione di infiltrazioni di acqua sorgiva nella rete fognaria, eliminazione di apporti inquinanti collegati ad errori di allacciamento) che hanno modificato, in alcuni casi in modo anche sensibile, la portata idrica degli immissari. Per tale motivo si è preferito limitare l'utilizzo dei dati pregressi di portata idrica al periodo 2000-2007. Per quanto riguarda il periodo 2009-2023 sono invece disponibili i dati mensili rilevati all'interno del programma di aspirazione ipolimnica richiesto dall'Amministrazione Provinciale di Lecco. Partendo dai dati pluviometrici si è quindi ricercata la migliore correlazione con i dati puntuali di portata idrica disponibili. I metodi classici di valutazione teorica della portata basati sui modelli applicati al bacino imbrifero non sono molto adattabili in questo caso, sia per la difficoltà di definizione di bacini imbriferi molto limitati, sia per la presenza di sfioratori di piena che possono determinare apporti idrici provenienti da bacini esterni. Appare però evidente che le precipitazioni nei giorni precedenti alla rilevazione hanno un ruolo principale nella determinazione della portata idrica, ma anche la piovosità mensile ha certamente un'incidenza non secondaria sul valore finale della portata idrica, in particolare per gli immissari che ricevono apporti di falda. Al fine di individuare l'impostazione in grado di garantire la correlazione più significativa tra le due variabili (pluviometria e portata idrica) sono state quindi presi in considerazione più intervalli temporali. In particolare sono stati utilizzati i valori pluviometrici cumulati di 1, 2, 3, 5, 7, 20 e 30 giorni precedenti alla data di campionamento. Applicando l'analisi di regressione multipla lineare con i dati di portata idrica rilevati direttamente sui singoli immissari è stato possibile ricavare la relazione che lega le precipitazioni alla portata. E' importante sottolineare che con questa metodica per ogni singolo immissario viene calcolata la migliore correlazione, scartando i coefficienti che non soddisfano le condizioni di significatività.

In termini generali la correlazione tra portata idrica P (l/s) e le singole variabili sarà espressa come:

$$P = a*Pc_{1g} \pm b*Pc_{2g} \pm c*Pc_{3g} \pm d*Pc_{5g} \pm e*Pc_{7g} \pm f*Pc_{20g} \pm g*Pc_{30g} \quad \text{dove}$$

Pc_{1g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nel giorno precedente al campionamento

Pc_{2g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 2 giorni precedenti al campionamento

Pc_{3g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 3 giorni precedenti al campionamento

Pc_{5g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 5 giorni precedenti al campionamento

Pc_{7g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 7 giorni precedenti al campionamento

Pc_{20g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 20 giorni precedenti al campionamento

Pc_{30g} = valore cumulato delle precipitazioni (mm) nei 30 giorni precedenti al campionamento

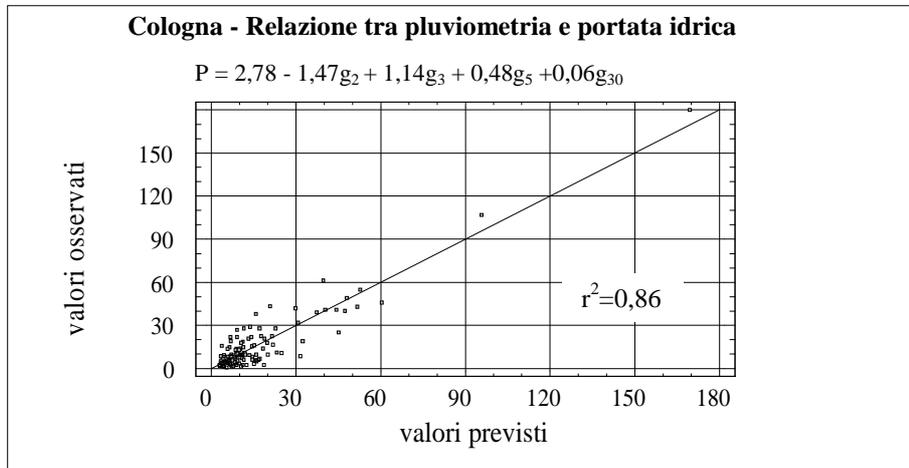
Tramite l'analisi di regressione lineare multipla è stato quindi possibile ottenere le correlazioni tra pluviometria e portata idrica per i singoli immissari e di seguito ricavare la portata idrica teorica giornaliera. Per calcolare il carico teorico di P è però necessario un altro passaggio, che metta in relazione la portata idrica con la concentrazione di P totale nei singoli immissari. Anche per questo tipo di analisi sono utilizzabili i dati decennali del Consorzio del Lago di Annone. Per una maggiore affidabilità delle correlazioni in questo caso si è però preferito utilizzare dati recenti, in particolare i dati mensili relativi al periodo 2009-2024 rilevati all'interno del programma di aspirazione ipolimnica richiesto dall'Amministrazione Provinciale di Lecco.

La relazione che lega queste due variabili è già stata più volte presa in considerazione per individuare la tipologia del carico inquinante che grava sui singoli immissari. I corsi d'acqua soggetti a carichi diretti evidenziano infatti una riduzione della concentrazione di P totale nei periodi di maggiore portata idrica, grazie ovviamente all'effetto di diluizione delle acque meteoriche. I corsi d'acqua su cui gravano gli apporti da sfioratori di piena mostrano invece una dinamica opposta, segnalando in genere un incremento della concentrazione di P totale durante i regimi di maggiore portata idrica.

Per ogni singolo immissario sono state quindi ricavate le relazioni tra portata e concentrazione di P totale. Combinando i dati giornalieri di portata idrica e di concentrazione di P totale è quindi possibile ricavare i valori teorici di carico giornaliero di P totale per ogni singolo immissario. Dai valori di carico giornaliero è infine possibile ricavare i dati di carico di P nell'intervallo compreso tra le singole date di campionamento nel bacino lacustre.

Cologna

Nella figura 1 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%

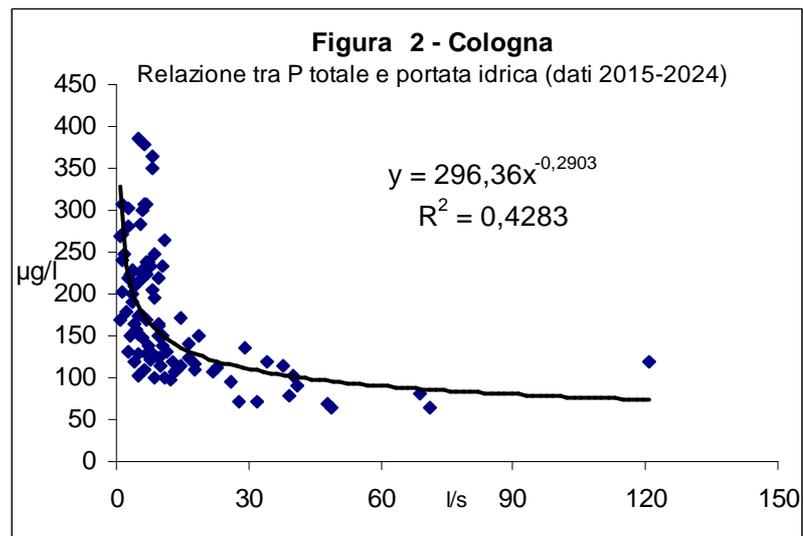


Nella figura 2 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. E' noto che il Cologna presenta apporti inquinanti collegati a carichi diretti, la cui concentrazione tende quindi ad aumentare durante le fasi di magra. Per tale motivo la relazione tra le due variabili risulta di tipo moltiplicativo. I dati utilizzati nella regressione

sono relativi al solo monitoraggio del 2015-2024 perché su questo immissario sono stati effettuati recenti opere di collettamento.

Partendo da queste due relazioni è quindi possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale del torrente Cologna nel periodo di rilevamento. Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Cologna sono illustrati nella seguente tabella.

Come evidenzia la tabella il carico giornaliero di P del Cologna risulta piuttosto variabile durante il periodo esaminato, con un minimo di 0,08 kg ed un massimo di 0,27 kg dal 14/2 al 14/03/2024. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,16 kg, da cui si ricava il carico medio mensile del periodo esaminato che risulta pari a 4,96 kg.



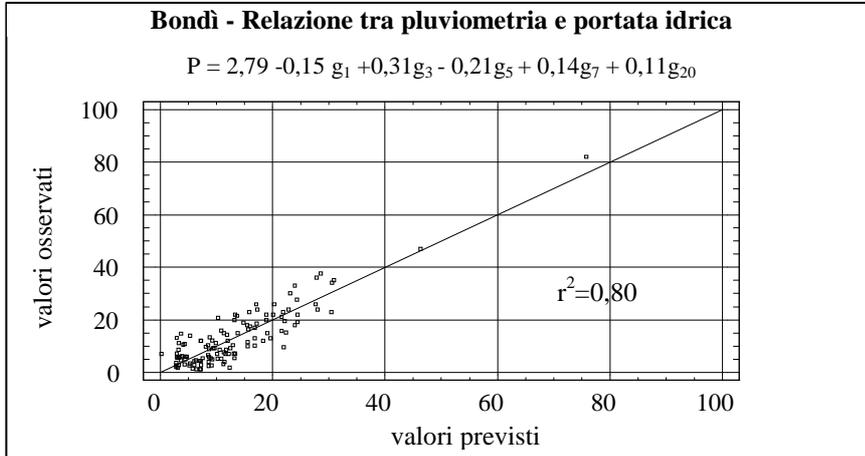
Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,16 kg, da cui si ricava il carico medio mensile del periodo esaminato che risulta pari a 4,96 kg.

data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	6,3	6,3	4,8	4,7	5,4	7,9	2,6	2,8	3,5	7,8	3,75	3,60	4,96
kg P/giorno	0,21	0,19	0,17	0,14	0,19	0,23	0,11	0,08	0,10	0,27	0,13	0,14	0,16

Bondì o Ceppetto

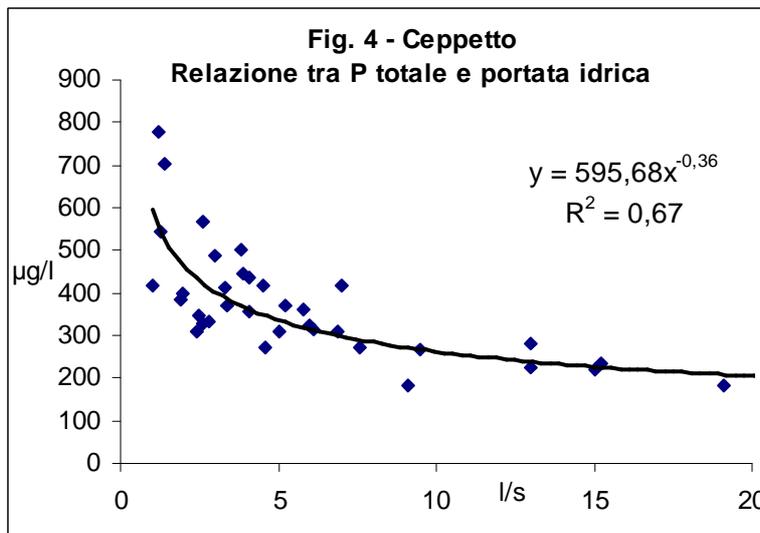
Nella figura 3 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%.

Nella figura 4 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. In



questo caso sono stati utilizzati esclusivamente i dati relativi alla campagna 2021-2024, in quanto nei dati pregressi è presente l'interferenza determinata dai frequenti blocchi del collettore principale ed alla conseguente entrata in funzione dello sfioratore di piena anche durante le fasi di magra. Per tale motivo in alcuni casi sono state rilevate concentrazioni di

P totale molto elevate. Durante le ultime campagne di indagine sono stati peraltro riscontrati valori superiori alla media delle annate precedenti. Per tale motivo per l'analisi di correlazione sono stati utilizzati i dati relativi al solo periodo 2021-2024.



Anche il Bondì mostra un incremento delle concentrazioni di P totale al diminuire della portata idrica, conseguente alla minore diluizione. La correlazione tra le due variabili è in questo caso rilevante ($r^2=0,67$) ed è quindi applicabile per il calcolo della concentrazione giornaliera di P. Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Bondì sono illustrati nella seguente tabella.

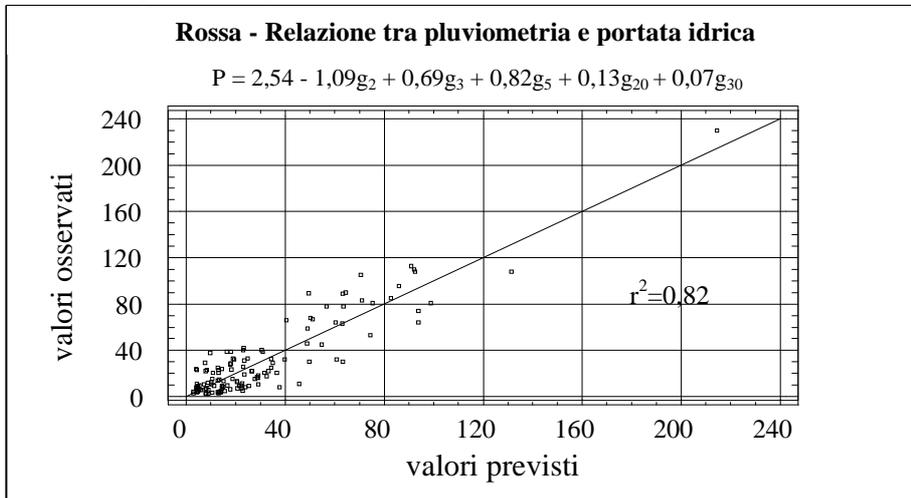
Come evidenzia la tabella anche il carico giornaliero di P del Bondì risulta piuttosto stabile durante il periodo esaminato, con un minimo di 0,19 kg dal 8/8 al 11/9/2023 ed un massimo di 0,37 kg dal 14/2 al 14/03/2024. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,26 kg, da cui si ricava il carico medio mensile che risulta pari a 7,93 kg.

data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	10,7	10,6	7,2	6,5	8,4	8,3	5,5	7,1	6,6	10,7	8,32	5,25	7,93
kg P/giorno	0,36	0,32	0,26	0,19	0,29	0,24	0,23	0,20	0,19	0,37	0,29	0,20	0,26

Rossa

Nella figura 5 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%

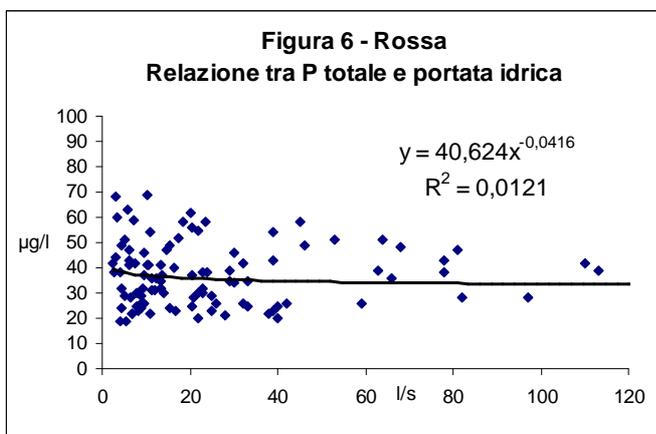
Nella figura 6 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. Anche in questo In questo caso sono stati utilizzati i dati relativi alla campagna 2015-2024.



Nel periodo considerato la quasi totalità dei valori è compresa tra 20 e 70 $\mu\text{g/l}$, indicando quindi condizioni di sostanziale stabilità. La correlazione tra le due variabili risulta quindi assente ($r^2=0,012$). In questo caso le concentrazioni giornaliere di P totale sono state quindi calcolate come media tra i due valori mensili. Partendo da

queste due relazioni è comunque possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale del torrente Rossa.

Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di



tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Rossa sono illustrati nella seguente tabella.

Come evidenzia la tabella anche il carico giornaliero di P del Rossa risulta piuttosto stabile durante il periodo esaminato, con un minimo di 0,05 kg dal 8/8 al 11/9/2023 ed un massimo di 025 kg dal 9/5 al 11/07/2023. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,14 kg, nettamente inferiore rispetto ai due immissari precedenti, da cui si ricava il carico medio mensile che risulta pari a 4,16 kg.

data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	7,59	8,32	3,78	1,77	2,73	4,38	1,87	1,84	3,95	5,77	4,53	3,44	4,16
kg P/giorno	0,25	0,25	0,14	0,05	0,09	0,13	0,08	0,05	0,12	0,20	0,16	0,13	0,14

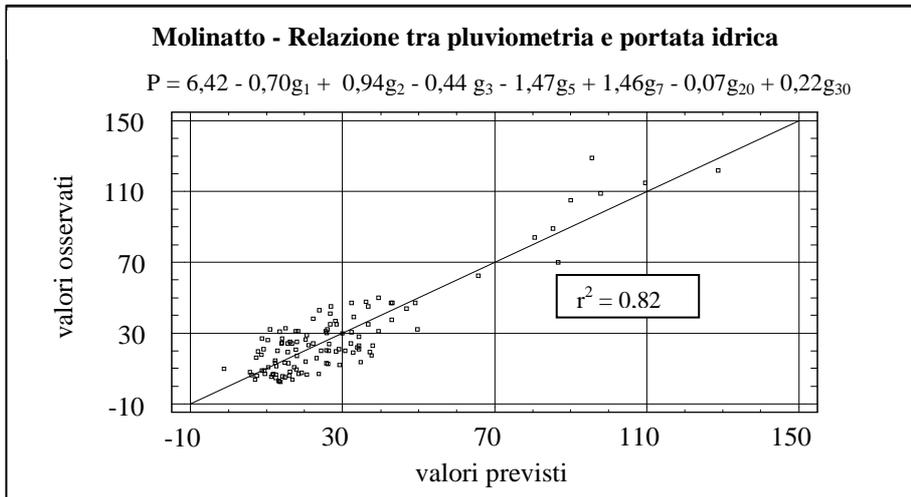
Laghetto o Molinatto

Nella figura 7 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%

Nella figura 8 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. In questo caso sono stati utilizzati solamente i dati a partire dal 2018, perchè in questo corso d'acqua

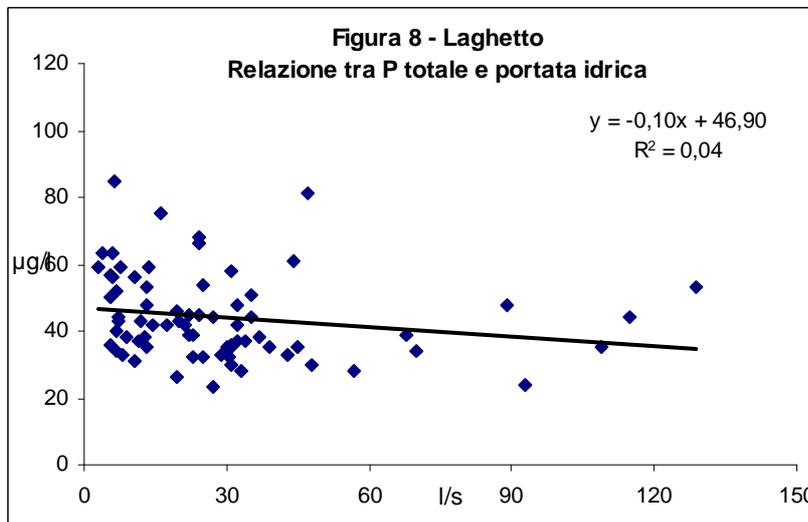
nel periodo compreso tra luglio 2011 e marzo 2012 si sono verificate alterazioni importanti in seguito alla rottura di un condotto fognario a monte del punto di controllo. Il problema è stato successivamente risolto e i valori sono rientrati nella normalità.

Nel periodo considerato la quasi totalità dei valori è compresa tra 20 e 90 $\mu\text{g}/\text{l}$, indicando quindi



condizioni di prevalente stabilità. La correlazione tra le due variabili risulta quindi assente ($r^2=0,04$). In questo caso le concentrazioni giornaliere di P totale sono state quindi calcolate come media tra i due valori mensili. Partendo da queste due variabili è possibile calcolare il carico medio

giornaliero di P totale del torrente Laghetto.



Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Laghetto sono illustrati nella seguente tabella.

Come evidenzia la tabella anche il carico giornaliero di P del Laghetto risulta piuttosto stabile durante il periodo esaminato, con un minimo di 0,08 kg P/giorno dal 11/1 al 14/02/2024 ed un

massimo di 0,26 kg P/giorno. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,15 kg/P e risulta sovrapponibile al triennio precedente. Il carico medio mensile risulta pari a 4,59 kg/P.

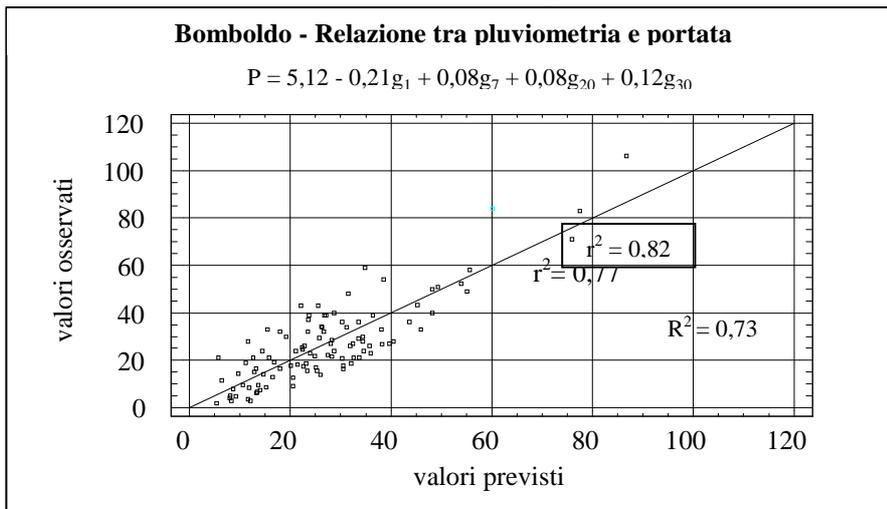
data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	6,85	8,63	3,50	2,93	3,10	3,43	2,50	3,21	2,85	5,67	7,61	4,77	4,59
kg P/giorno	0,23	0,26	0,12	0,09	0,11	0,10	0,10	0,09	0,08	0,20	0,26	0,18	0,15

Bomboldo

Nella figura 8a è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%. Si consideri però che questo immissario riceve periodici apporti di acqua di falda proveniente dalle pompe di calore utilizzate per riscaldare l'acqua del Centro Piscine di Oggiono. Ciò può determinare dunque oscillazioni di portata idrica nel breve periodo. Nella figura 8b è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. In questo caso sono stati utilizzati i dati relativi al periodo 2018-2024.

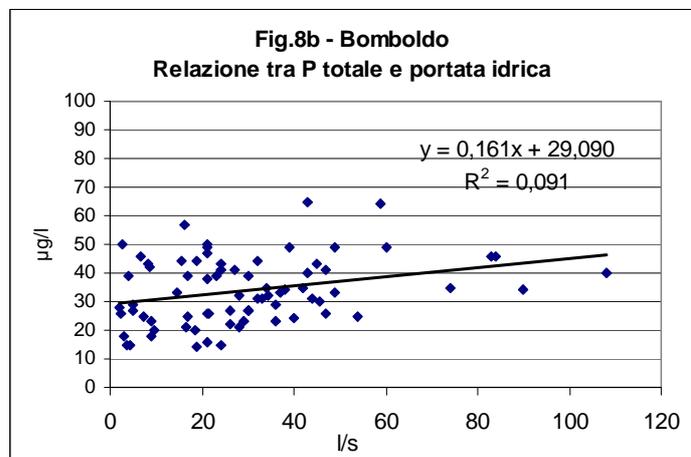
Il Bomboldo sembra evidenziare un graduale incremento della concentrazione di P totale all'aumentare della portata idrica, con valori comunque quasi sempre compresi tra 10 e 70 $\mu\text{g/l}$ e quindi piuttosto stabili. Per tale motivo non risultano correlazioni evidenti tra i due parametri ($r^2=0,09$).

In questo caso le concentrazioni giornaliere di P totale sono state quindi calcolate come media tra i due valori mensili. Partendo da queste due variabili è



possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale del torrente Bomboldo. Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Bomboldo sono illustrati nella seguente tabella.

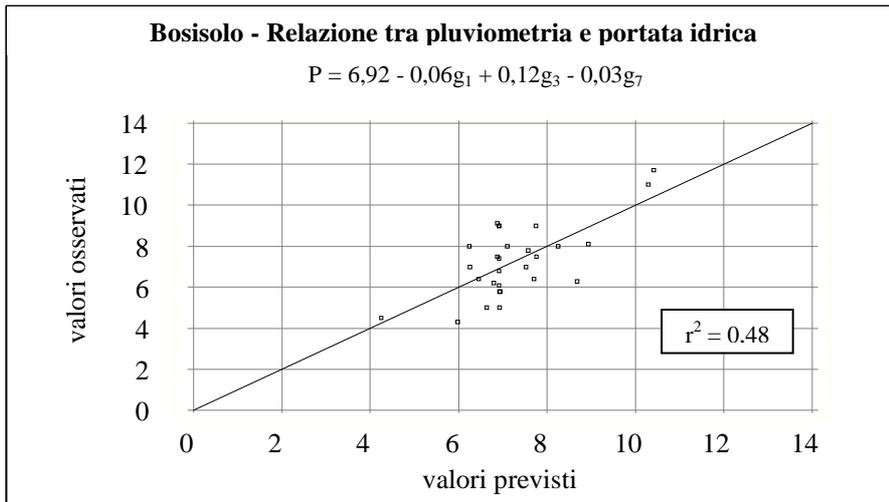
Come evidenzia la tabella anche il carico giornaliero di P del Bomboldo presenta una discreta stabilità durante il periodo esaminato, con valori compresi tra un minimo di 0,03 kg P/giorno ed un massimo di 0,17 kg P/giorno. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,08 kg/P, da cui si ricava il carico medio mensile che risulta pari a 2,49 kg/P.



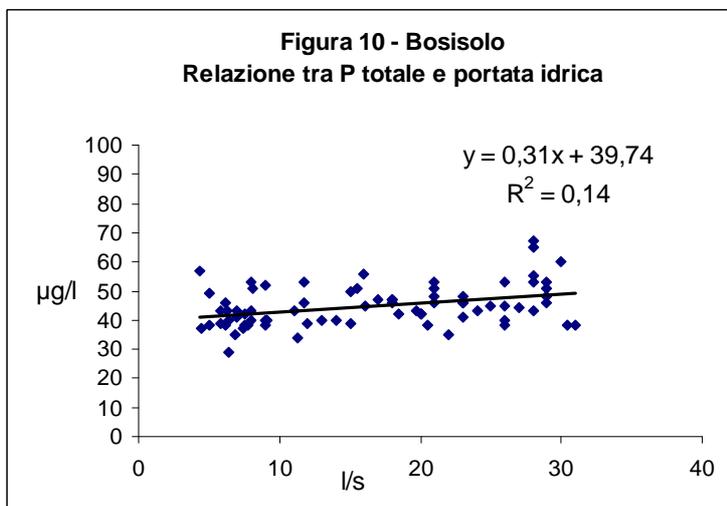
data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	4,34	4,75	2,12	1,02	1,23	1,63	1,60	1,74	1,46	4,81	3,21	2,01	2,49
kg P/giorno	0,14	0,14	0,08	0,03	0,04	0,05	0,07	0,05	0,04	0,17	0,11	0,08	0,08

Bosisolo

Nella figura 9 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato in precedenza. Il Bosisolo riceve un importante apporto di acqua di falda che mitiga la riduzione della portata durante i periodi di asciutta. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%. Nella figura 10 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. In questo caso sono stati utilizzati i dati relativi al periodo 2022-2024 perchè nel 2021 parte di questo corso d'acqua è stata deviata nello scarico Sabina, riducendo di conseguenza la portata idrica del Bosisolo durante le fasi di maggiore apporto pluviometrico.



Il Bosisolo non evidenzia una correlazione tra la concentrazione di P totale e la portata idrica, con valori in genere compresi tra 30 e 70 $\mu\text{g/l}$. L'oscillazione è quindi molto limitata e pertanto non risultano correlazioni evidenti tra i due parametri ($r^2=0,14$). In questo caso le concentrazioni giornaliere di P totale sono state quindi calcolate come media tra i due valori mensili. Partendo



da queste due variabili è quindi possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale del Bosisolo.

Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per il Bosisolo sono illustrati nella seguente tabella.

Come evidenzia la tabella anche il carico giornaliero di P del Bosisolo presenta una notevole stabilità durante il periodo esaminato, con valori compresi tra un minimo di 0,02 kg/giorno ed un massimo di 0,04

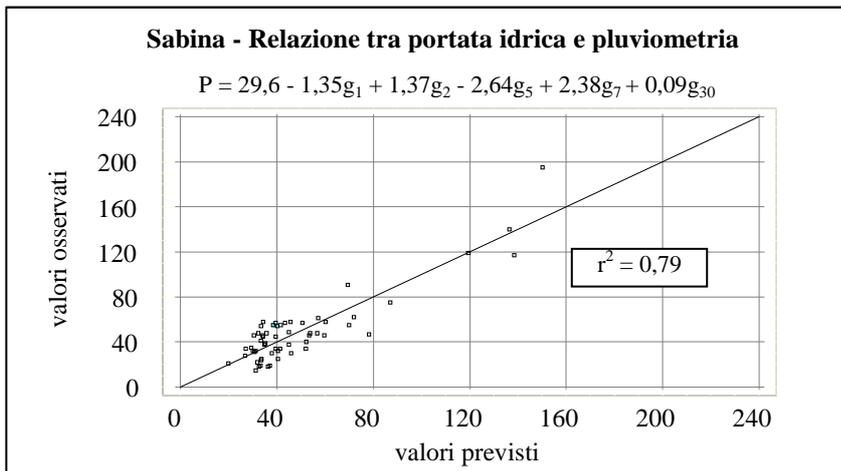
kg/giorno. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,03 kg, da cui si ricava il carico medio mensile che risulta pari a 0,99 kg di fosforo.

data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	1,01	1,05	0,70	1,39	1,18	0,71	0,72	1,04	0,56	1,28	1,25	1,06	0,99
kg P/giorno	0,03	0,03	0,02	0,04	0,04	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,04	0,04	0,03

Sabina

Nella figura 11 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. In questo caso sono stati utilizzati i dati pluviometrici a partire dal 2019 poiché su questo immissario sono stati effettuati recenti interventi in alveo. Tramite questa relazione è possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%.

Nella figura 12 è invece riportata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale. In questo caso sono stati utilizzati i dati relativi al periodo 2018-2024. In alcuni periodi è stato



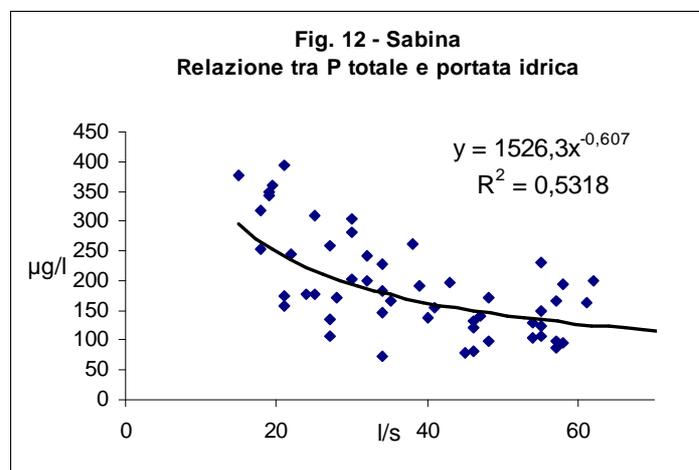
ricontrato un marcato peggioramento delle condizioni di questo immissario. Per queste fasi le concentrazioni giornaliere di P totale sono state calcolate come valore medio dell'intervallo di campionamento.

La correlazione tra le due variabili è piuttosto evidente e mostra un incremento delle concentrazioni di P totale al diminuire della portata idrica. Ciò indicherebbe quindi un

effetto di diluizione degli inquinanti nei regimi con maggiore portata idrica. Lo scarico Sabina è certamente l'immissario con maggiore impatto negativo sul livello trofico del bacino est, in quanto le concentrazioni di P totale risultano nettamente più elevate rispetto agli altri immissari.

Partendo da queste due relazioni è possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale dello scarico Sabina. Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I dati di carico di P per la Sabina sono illustrati nella seguente tabella.

Come evidenziano i valori mensili il carico giornaliero di P dello scarico Sabina mostra oscillazioni di rilievo durante il periodo esaminato, con un minimo di 0,36 kg ed un massimo di 1,45 kg dal 12/4 al 8/5/2024. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,74 kg. Da questo valore si ricava il carico medio mensile che risulta pari a 22,38 kg P.



data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	17,22	19,89	10,15	12,16	15,72	30,47	12,01	23,27	30,91	26,69	32,42	37,63	22,38
kg P/giorno	0,57	0,60	0,36	0,36	0,54	0,90	0,50	0,66	0,91	0,92	1,12	1,45	0,74

Canale del bacino ovest

Metodologia di calcolo

Per quanto riguarda l'apporto di fosforo proveniente da bacino ovest sarebbe necessario rilevare la portata idrica in uscita dal canale di collegamento tra i due bacini, in località Isella. Ciò risulta però impossibile in quanto il canale è delimitato da un'ampia fascia di canneto sui due lati, impedendo una misura attendibile della sezione. Per questo motivo è stato quindi utilizzato un metodo indiretto che offre però maggiori garanzie di approssimazione alla situazione reale, considerando la portata idrica in uscita dal bacino ovest equivalente alla portata idrica complessiva in ingresso dagli immissari. Il torrente Pescone rappresenta il corso d'acqua principale del bacino ovest, con portate idriche che in alcuni casi possono superare i 200 l/s. Questo corso d'acqua è stato quindi scelto come riferimento della portata idrica complessiva al bacino ovest (considerando nullo il bilancio tra precipitazioni ed evaporazione). Come per gli immissari del bacino est è stata quindi rilevata mensilmente la portata idrica del Pescone.

Per il calcolo della percentuale relativa al Pescone sull'apporto idrico totale del bacino ovest sono disponibili i dati relativi alle indagini sugli immissari del lago di Annone (Consorzio Lago di Annone) dal 2000 al 2007, per un periodo quindi piuttosto ampio.

anno	Pescone	Calchirola	Cepelline	Cerscera	Roncaglio	% Pescone
2007	174,0	19,0	24,0	93,0	24,0	0,52
	9,4	1,5	2,0	5,2	0,4	0,51
	42,0	5,1	4,2	13,4	7,8	0,58
2006	10,8	1,4	0,7	1,3	1,8	0,68
	17,5	5,2	2,0	6,3	9,1	0,44
	56,0	9,5	4,0	10,2	8,5	0,63
	25,0	4,6	2,5	6,9	7,3	0,54
2005	21,0	8,0	1,5	2,3	4,7	0,56
	22,0	6,7	1,1	9,3	11,7	0,43
	122,0	26,0	21,0	38,0	30,0	0,51
2004	46,0	10,2	2,9	14,0	15,6	0,52
	53,0	6,7	2,6	0,8	13,0	0,70
	2,5	0,8	0,0	0,0	0,5	0,66
	13,0	4,0	0,8	0,0	2,3	0,65
2003	226,0	21,0	16,8	87,5	14,8	0,62
	318,0	33,0	26,0	71,0	13,0	0,69
	2,9	0,8	0,0	0,0	1,0	0,62
	56,0	6,7	7,1	14,4	3,5	0,64
2002	29,0	4,0	3,0	12,2	2,8	0,57
	35,0	6,3	2,5	5,3	2,3	0,68
	74,0	1,9	2,4	2,6	1,8	0,89
	38,0	3,3	2,8	5,6	1,9	0,74
2001	176,0	15,0	18,0	127,0	8,7	0,51
	160,0	7,8	13,0	64,0	5,0	0,64
	32,0	2,1	2,5	0,0	1,5	0,84
	23,0	2,4	1,0	1,2	0,9	0,81
2000	87,0	6,0	4,0	14,0	2,8	0,76
	65,0	3,6	2,5	0,0	1,7	0,89
	15,0	1,5	7,00	0,0	2,0	0,59
	175,0	13,0	14,0	23,0	7,0	0,75
	140,0	5,0	68,0	20,0	2,5	0,59
	280,0	20,0	0,2	74,0	3,0	0,74
	% media					0,64

Dalla precedente tabella risulta pertanto che il Pescone rappresenta mediamente il 64% della portata idrica complessiva al bacino ovest. Partendo dalla portata idrica del Pescone è quindi possibile estrapolare l'apporto idrico totale del bacino ovest alle singole date di campionamento e parallelamente l'apporto idrico del bacino ovest al bacino est. Per quanto riguarda il calcolo della

massa di P totale in uscita dall'ovest, è stato necessario rilevare alle date di campionamento sul bacino est anche la concentrazione di P totale nel canale di collegamento tra i due bacini. Ovviamente il valore misurato nel canale è in genere molto prossimo alla concentrazione epilimnica del bacino ovest.

Per il calcolo del carico di fosforo in uscita dal bacino ovest è dunque necessario analizzare la portata idrica del torrente Pescone.

Nella figura 13 è illustrata la relazione tra i dati pluviometrici e la portata idrica. I dati pluviometrici sono stati calcolati come indicato nella premessa. Tramite questa relazione è quindi possibile stimare la portata idrica media giornaliera. Poiché il valore di p è inferiore a 0,01 esiste una correlazione statisticamente significativa tra le variabili con un livello di confidenza del 99%.

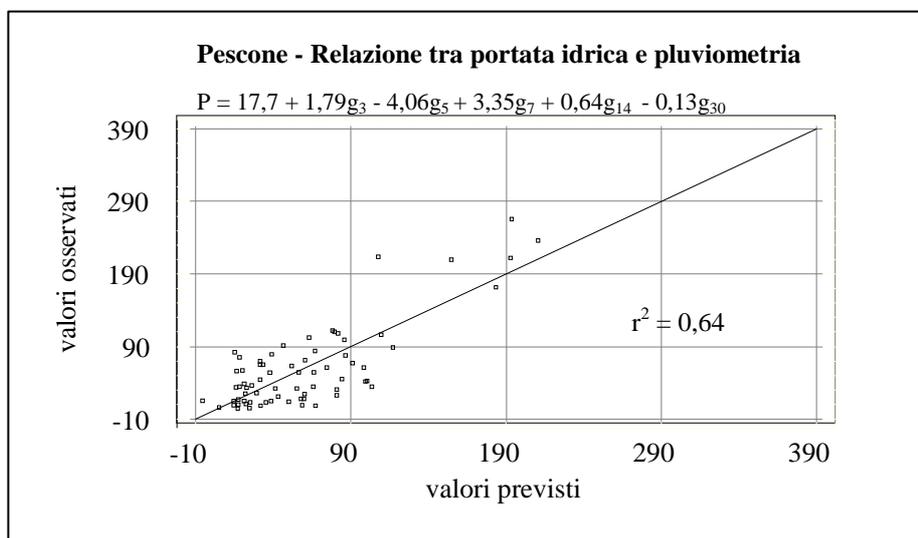
In questo caso non viene invece utilizzata la relazione tra la portata idrica e la concentrazione di P totale poiché quest'ultima è stata misurata direttamente nell'epilimnio del bacino ovest e non è collegata in alcun modo alla portata idrica. Per il calcolo del carico giornaliero in uscita è stata quindi ricavata la concentrazione media di P totale tra i due valori mensili.

Partendo dai valori giornalieri di portata idrica e concentrazione è quindi possibile calcolare il carico medio giornaliero di P totale del canale di collegamento tra bacino est e ovest durante il

periodo di rilevamento.

Dai dati di carico teorico giornaliero si ricava infine il carico di P totale relativo all'intervallo di tempo tra le singole date di campionamento nel bacino est. I relativi dati di carico di P sono illustrati nella seguente tabella.

Le analisi effettuate nel periodo 2017-2024 indicano che in alcuni casi il carico di P del canale ovest-est risulta sovrapponibile a quello



dello scarico Sabina, con valori in alcuni casi anche superiori a 10 kg/mese. Nel periodo invernale-primaverile il carico in uscita dall'ovest normalmente si riduce. Ciò è collegato alle dinamiche del bacino ovest ed in particolare alla consistente riprecipitazione del fosforo nel periodo di piena circolazione in seguito alla elevata concentrazione di ferro presente. Nell'attuale periodo di indagine il carico minimo giornaliero risulta pari a 0,17 kg P/giorno, mentre il valore massimo è pari a 1,25 kg dal 10/10/2023 al 13/11/2023. Il carico medio giornaliero risulta pari a 0,47 kg/giorno, mentre il carico medio mensile risulta pari a 14,35 kg P.

data	9/5-8/6	8/6-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10 - 13/11	13/11 - 7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5	carico medio
intervallo	30 g	33 g	28 g	34 g	29 g	34 g	24 g	35 g	34 g	29 g	29 g	26 g	
kg P	12,43	10,05	16,22	10,67	15,23	42,47	13,99	7,09	5,72	17,62	12,70	7,97	14,35
kg P/giorno	0,41	0,30	0,58	0,31	0,53	1,25	0,58	0,20	0,17	0,61	0,44	0,31	0,47

6.2. Carico mensile di P in uscita dall'emissario

Per quanto riguarda il carico di P in uscita dall'emissario durante il periodo di funzionamento dell'impianto di aspirazione ipolimnica (01/07/23-23/10/23) è possibile ricavare una quantificazione piuttosto precisa. La portata idrica in uscita dalle pompe è infatti registrata quotidianamente, mentre il deflusso superficiale è stato calcolato sulla base dei valori di conducibilità elettrica e azoto ammoniacale prima e dopo la diluizione con l'acqua ipolimnica (vedi par. 4.1). La concentrazione di P totale è stata rilevata settimanalmente in quattro punti di campionamento (vasca di ingresso, vasca di uscita, deflusso superficiale e miscelazione completa) per cui anche questo parametro risulta più che affidabile. I dati relativi al carico di P in uscita durante il periodo di attività dell'impianto sono già stati riportati nel capitolo 4.

Utilizzando i valori medi dei singoli intervalli di rilevamento settimanali sono stati quindi calcolati i carichi di P in uscita durante gli intervalli mensili di monitoraggio del bacino lacustre.

	periodo	kg/giorno	kg/giorno	kg/giorno		uscita
	giorni	pompe	lago	somma	01/07/2023	kg
01/07/2023	1	2,06	0,19	2,24	10 g	
03/07/2023	2	2,06	0,19	2,25		
10/07/2023	7	2,00	0,39	2,39		
17/07/2023	7	3,05	0,53	3,58	11/07/2023	22,9
24/07/2023	7	3,74	0,44	4,18	28 g	
31/07/2023	7	5,20	0,43	5,62		
07/08/2023	7	4,76	0,64	5,40		
14/08/2023	7	5,02	0,52	5,54	08/08/2023	119,9
21/08/2023	7	5,23	0,18	5,40	34 g	
29/08/2023	8	5,26	0,76	6,02		
05/09/2023	7	5,22	1,23	6,45		
12/09/2023	7	5,29	0,75	6,05	11/09/2023	198,0
20/09/2023	8	5,45	1,00	6,45	29 g	
27/09/2023	7	4,93	1,89	6,82		
04/10/2023	7	4,30	1,96	6,26	10/10/2023	184,7
11/10/2023	7	4,51	1,31	5,81	13 g	
17/10/2023	6	3,93	1,15	5,08		
23/10/2023	6	2,20	1,63	3,84		

Per il periodo compreso tra 9/5/2023 ed il 30/6/2023, cioè la fase precedente alla messa in funzione dell'impianto, ed il periodo successivo allo spegnimento dell'impianto di aspirazione (24/10/2023 - 8/5/2024), la valutazione del carico in uscita risulta più complessa. In questo caso infatti l'utilizzo della semplice media delle portate rilevate solo mensilmente sull'emissario avrebbe comportato un errore importante nella valutazione del carico in uscita. Al fine di ridurre il margine di errore è quindi necessario considerare le oscillazioni giornaliere di deflusso durante i periodi esterni all'attività dell'impianto. I dati che possono risultare utili allo scopo, in quanto registrati giornalmente, sono il livello del lago e la percentuale di apertura della paratoia principale. Questi parametri possono fornire un'indicazione certamente più attendibile della reale portata idrica in uscita dall'emissario nei periodi esterni all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica.

E' infatti evidente che la portata idrica in uscita dalla paratoia principale è direttamente collegata a questi due parametri (livello del lago e percentuale di apertura delle paratoie). Si sottolinea inoltre che l'uscita laterale del d.m.v. può variare solo di qualche decina di litri al secondo e quindi l'errore eventualmente introdotto da questo elemento può essere considerato trascurabile.

A causa di un guasto al meccanismo di rilevazione nel 2023 non è stato possibile registrare i dati relativi alla percentuale di apertura della paratoia principale. Per ovviare a questo problema è stato introdotto un riferimento empirico per definire la percentuale di apertura della paratoia, misurando l'estensione del braccio meccanico. I riferimenti misurati sono i seguenti:

Paratoia tutta aperta: 2800 mm pari al 98% - Paratoia tutta chiusa: 1720 mm pari al 15%

Tramite questi valori, utilizzando anche i dati delle annate precedenti al guasto, è stato possibile calcolare le percentuali di apertura intermedie e ricavare la relazione seguente:

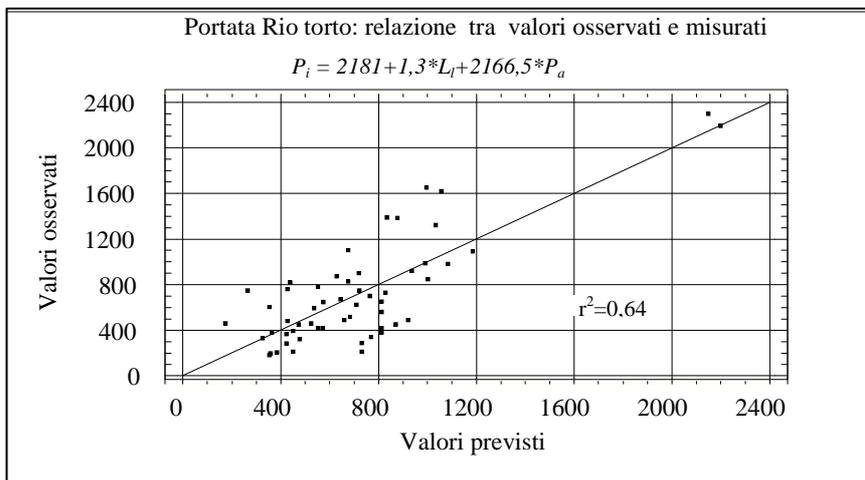
$$P_i = 2181 + 1,3 * L_l + 2166,5 * P_a \quad \text{dove}$$

P_i = portata idrica (l/s)

L_l = livello lago

P_a = % apertura paratoia principale

Poiché il valore di $p < 0,01$ esiste una correlazione statisticamente significativa tra le tre variabili per un livello di confidenza del 99%. Il valore di r^2 (0,64) indica che il modello spiega il 64% della variabilità della portata idrica. La presente relazione è quindi utilizzabile per calcolare i valori giornalieri di portata idrica nel periodo compreso tra il 23/10/2023 ed il 8/5/2024.



Per quanto riguarda invece la concentrazione di P totale nelle acque dell'emissario la media degli intervalli mensili è sufficiente per ricavare una stima attendibile del carico in uscita.

Sulla base dei valori ottenuti sono stati infine ricavati i valori medi di portata e di P totale nell'emissario per i singoli intervalli di tempo. I risultati ottenuti sono sintetizzati nella tabella seguente. I carichi giornalieri di P in uscita nel periodo di inattività dell'impianto risultano compresi tra un minimo di 1,14 kg nel periodo 11/1-14/1/2024 ed un massimo di 18,55 kg nel periodo 23/10-13/11/2023.

intervallo	9/5-8/6	8/6-1/7	1/7-11/7	11/7- 8/8	8/8 - 11/9	11/9-10/10	10/10-23/10	23/10-13/11	13/11-7/12	7/12-11/1	11/1-14/2	14/2-14/3	14/3 -12/4	12/4-8/5
portata media (l/s)	736	674						2603	1165	429	264	1878	1716	1177
Ptot medio (µg/l)	45	52	impianto	impianto	impianto	impianto	impianto	82,5	60,5	56	50	47	51	47
P giorno (kg)	2,86	3,03						18,55	6,09	2,07	1,14	7,63	7,56	4,78
intervallo (g)	30	23						21	24	35	34	28	29	26
P intervallo (kg)	85,8	69,6	22,9	119,9	198,0	184,7	64,9	389,6	146,2	72,6	38,8	213,5	219,2	124,3

6.3. Valutazione della massa di P nel bacino est

La determinazione della massa di P totale presente nel bacino lacustre è fortunatamente più agevole rispetto al calcolo dei carichi di fosforo in ingresso ed uscita. In questo caso il fattore limitante è la presenza di un'unica stazione di campionamento in centro lago, con rilevazioni effettuate però ogni 2 metri sulla colonna d'acqua superficie-fondo. Un ulteriore fattore di imprecisione è rappresentato dalle variazioni di volume del bacino lacustre, soggetto ad oscillazioni di diversi decimetri durante l'anno. Questo aspetto può essere però preso in considerazione calcolando, sulla base dei dati di livello rilevati giornalmente in prossimità della paratoia principale, il volume del bacino est alle singole date di campionamento.

Sulla base dei volumi dei singoli strati calcolati per ogni 10 cm di oscillazione di livello è stato quindi possibile calcolare la massa di P totale relativa alle singole date di campionamento come segue:

$$\text{massa P} = C_{\text{media}} (0-2\text{m}) * V (0-2\text{m}) + C_{\text{media}} (2-4\text{m}) * V (2-4\text{m}) + C_{\text{media}} (4-6\text{m}) * V (4-6\text{m}) + \dots \dots \dots \text{dove,}$$

C_{media} = concentrazione media di P totale per singolo strato ($\mu\text{g/l}$)

V = volume per singolo strato ($\text{m}^3 * 10^6$)

Nella seguente tabella sono riportati i valori della massa di P totale nel lago alle singole date di campionamento.

Massa di P totale nel lago (kg)												
9/5/23	8/6/23	11/7/23	8/8/23	11/9/23	10/10/23	13/11/23	7/12/23	11/1/24	14/2/24	14/3/24	12/4/24	8/5/24
1230	1416	1305	1459	1260	1228	1642	1243	908	1082	791	1061	1045

Volumi del lago di Annone – Metodologia di calcolo

Per il calcolo dei volumi dei diversi strati del lago di Annone si è utilizzata la carta batimetrica contenuta nel progetto esecutivo per il prelievo ipolimnio della Soc. Tethis e risalente al 2003. Questa batimetria è molto più recente di quella utilizzata in tutte le pubblicazioni relative al lago di Annone e risalente al 1894¹.

Il livello medio del lago è stato posto a 224,0 m s.l.m (Catasto dei laghi IRSA) ed è stata considerata una profondità massima pari a 10,6 m (misura diretta).

E' stato quindi costruito un modello tridimensionale del lago, utilizzando le coordinate geografiche (valori X e Y) dei punti ubicati lungo le diverse isobate riportate sulla carta batimetrica (valori Z). Sono stati utilizzati complessivamente 692 punti.

Per la ricostruzione tridimensionale e il successivo calcolo dei volumi dei diversi strati si è utilizzato il software

0 medio - 224 m slm volume			
0-1 m	3.636.901		volume
1-2 m	3.359.191	0-2m	6.996.093
2-3m	3.135.864	2-4m	6.067.531
3-4m	2.931.666	4-6m	5.243.539
4-5m	2.728.229	6-8m	4.301.780
5-6m	2.515.310	8-10m	2.764.052
6-7m	2.285.295	10m-f	100.656
7-8m	2.016.485	totale	25.473.652
8-9m	1.671.276		
9-10m	1.092.776		
10m-f	100.656		

Surfer 8, interpolando i punti precedentemente identificati su una griglia con maglie di 50 m di lato. Per l'interpolazione si è utilizzato il metodo del kriging, che permette di minimizzare l'errore quadratico medio.

¹ Crotta S, 1894. Profili batimetrici dei laghi Briantei e del lago del Segrino (Valsassina Meridionale). Riv. Geogr. Ital. 1, 1-6.

E' stato quindi calcolato il volume del lago utilizzando come superficie superiore quella dell'isobata $Z=0$ e come superficie inferiore quella individuata dal fondale del lago. Successivamente, per il calcolo dei singoli strati di 10 cm di altezza, il calcolo è stato ripetuto variando la profondità della superficie superiore ($Z= 0,1$ m, $0,2$ m, ...). Il volume di ogni singolo strato è stato quindi calcolato per differenza (es: Volume da 0 al fondo – Volume da $-0,1$ al fondo = Volume da 0 a $-0,1$).

I volumi dei singoli strati variano lievemente in funzione dell'altezza del lago: lo strato più superficiale (dalla superficie a $0,1$ m di profondità) aumenta di volume quando il livello del lago sale (aumenta la superficie) e diminuisce quando il livello del lago scende (la superficie del lago diminuisce).

Per il calcolo dei carichi di nutrienti presenti nei diversi strati del lago si è tenuto conto di questa leggera variazione. Si allega ad esempio la tabella dei volumi per strato relativa allo zero idrometrico.

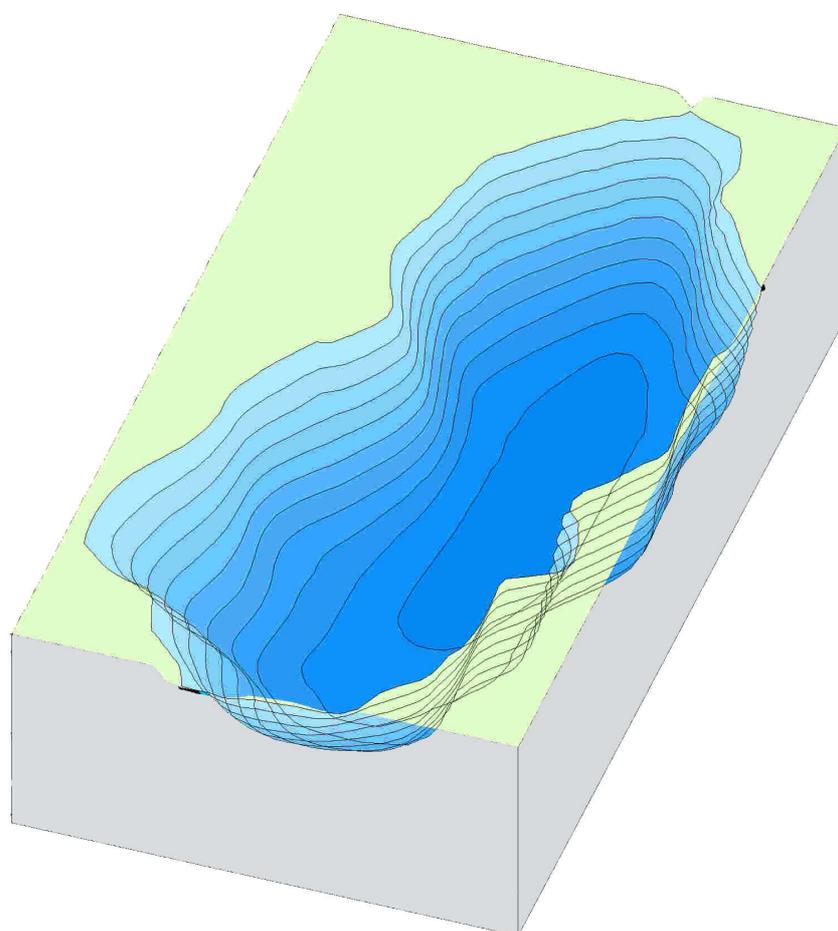


Figura 14 - Modello tridimensionale del lago di Annone

PLANIMETRIA
Scala 1: 10.000

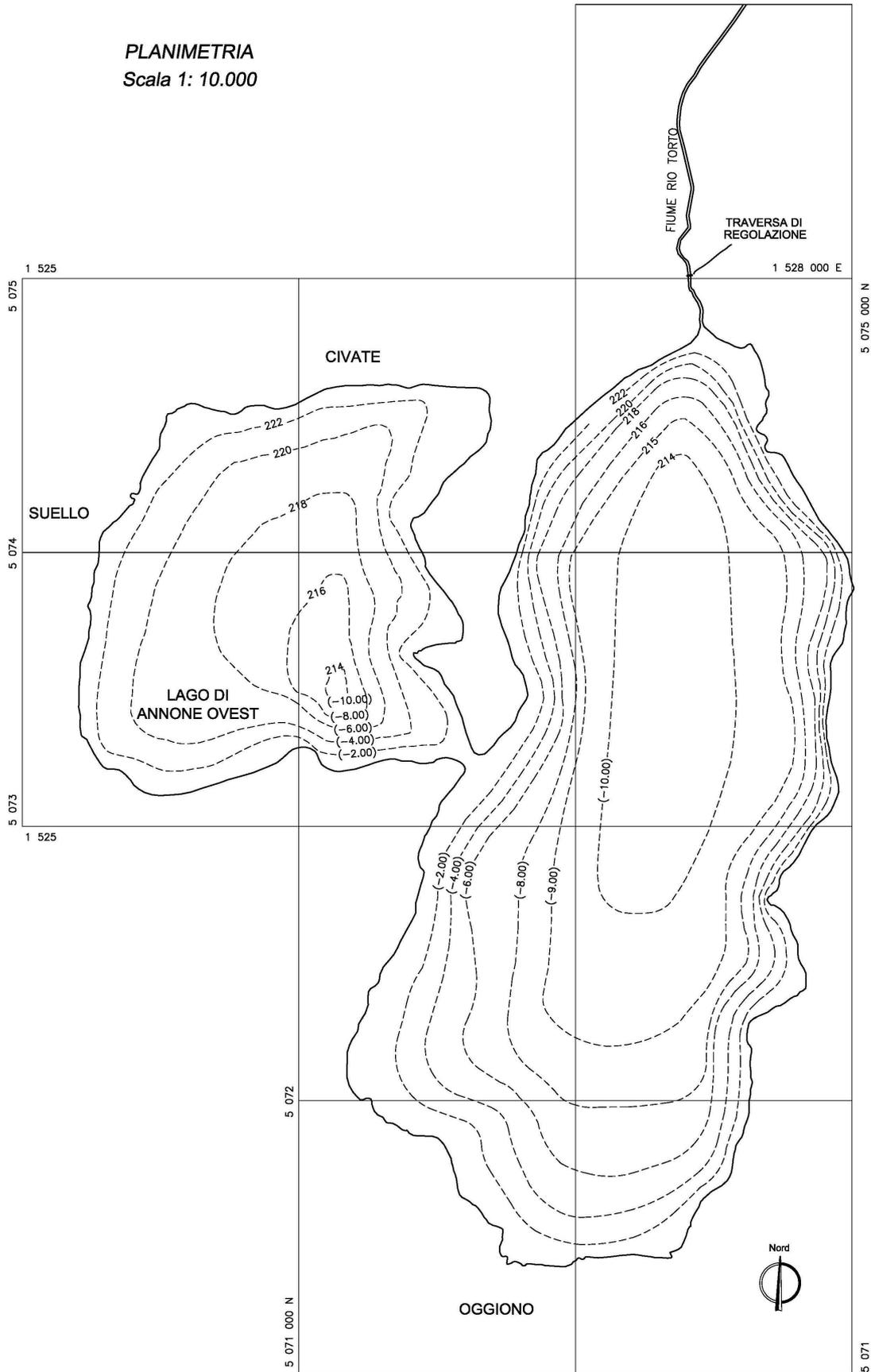


Figura 15 - Batimetria del lago di Annone est

6.4. Calcolo del bilancio di massa del fosforo

Sulla base dei carichi di P in ingresso e in uscita dal lago, rapportati alla massa di P presente nel lago alle singole date di rilevamento, è possibile ricavare il bilancio di massa del fosforo per il periodo esaminato.

A tale scopo è quindi necessario calcolare gli apporti totali di fosforo provenienti dalle acque immissarie nei singoli intervalli di tempo. Nella seguente tabella è riportato un quadro riassuntivo dei carichi di P precedentemente calcolati per ogni singolo immissario. Nell'ultima colonna è invece evidenziato il carico complessivo per il periodo indicato.

immissario	cologna	bondi	rossa	laghetto	bomboldo	bosisolo	sabina	canale ovest	totale
date lago	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	kg P	Kg P
09/05/2023									
	6,32	10,73	7,59	6,85	4,34	1,01	17,22	12,43	66,5
08/06/2023									
	6,33	10,59	8,32	8,63	4,75	1,05	19,89	10,05	69,6
11/07/2023									
	4,84	7,20	3,78	3,50	2,12	0,70	10,15	16,22	48,5
08/08/2023									
	4,70	6,46	1,77	2,93	1,02	1,39	12,16	10,67	41,1
11/09/2023									
	5,43	8,43	2,73	3,10	1,23	1,18	15,72	15,23	53,1
10/10/2023									
	7,90	8,26	4,38	3,43	1,63	0,71	30,47	42,47	99,3
13/11/2023									
	2,56	5,54	1,87	2,50	1,60	0,72	12,01	13,99	40,8
07/12/2023									
	2,80	7,12	1,84	3,21	1,74	1,04	23,27	7,09	48,1
11/01/2024									
	3,49	6,60	3,95	2,85	1,46	0,56	30,91	5,72	55,5
14/02/2024									
	7,79	10,68	5,77	5,67	4,81	1,28	26,69	17,62	80,3
14/03/2024									
	3,75	8,32	4,53	7,61	3,21	1,25	32,42	12,70	73,8
12/04/2024									
	3,60	5,25	3,44	4,77	2,01	1,06	37,63	7,97	65,7
10/05/2024									

Nel periodo recente il carico di P da immissari nei singoli intervalli di campionamento segnala ancora oscillazioni di rilievo, con valori compresi tra un minimo di 40,8 kg P ed un massimo di 99,3 kg P. Si consideri inoltre che durante le fasi di piena si verifica probabilmente una sottostima del carico esterno in seguito al notevole apporto di sostanza organica durante le portate massime nelle ore successive ad intense precipitazioni. Queste situazioni estreme non sono purtroppo inserite nelle simulazioni.

Integrando i dati precedenti con i dati relativi ai carichi di P in uscita dall'emissario e con i valori di massa di P nel lago, è quindi possibile costruire la seguente tabella del bilancio di massa relativa al periodo di indagine maggio 2023-maggio 2024.

Partendo dalla massa iniziale di P nel lago, in base ai valori di entrata ed uscita di P nei singoli intervalli, è possibile calcolare la massa di P attesa nel singolo intervallo temporale. Dalla differenza tra il valore atteso e quello misurato è quindi possibile ricavare i flussi acqua-sedimento e sedimento-acqua, poiché la variazione rispetto al valore calcolato è giustificabile solamente dalle dinamiche interne dell'ecosistema lacustre. In questo caso la massa di fosforo asportata dall'impianto di aspirazione ipolimnica è compresa nella voce uscite totali.

Già nel 2014 si è resa però evidente la necessità di correggere la metodica di calcolo del carico interno a causa delle anomale condizioni meteorologiche del periodo estivo-autunnale che determinavano una conseguente sottostima del carico esterno.

E' infatti evidente che esiste una stretta relazione tra il volume di acqua in ingresso, il volume in uscita dal lago ed il livello del lago nello stesso intervallo di tempo. Confrontando questi parametri

nei singoli intervalli di tempo è quindi possibile verificare la sovrapposibilità dei volumi in ingresso calcolati con quelli misurati, ed evidenziare di conseguenza eventuali sottostime derivanti dalle portate di piena e dal dilavamento superficiale. Oltre ai regimi di piena degli immissari considerati esistono infatti molte rogge minori che si attivano solamente durante i periodi di prolungate precipitazioni, e queste ovviamente non rientrano nel programma di monitoraggio.

In pratica, nei periodi presi in considerazione viene misurata la variazione di volume del bacino lacustre dalle misure del livello (volume), vengono definiti i valori di inflow (volume d'acqua in ingresso dagli emissari) e outflow (volume d'acqua in uscita dall'emissario e dalle pompe), ed i metri cubi di pioggia diretti sul lago.

Sulla base di questi parametri è quindi possibile calcolare la variazione di volume attesa nei singoli intervalli di tempo, ricavabile da:

$$V_a = V_i - V_o + V_p - V_e \quad \text{dove:}$$

V_a = Variazione di volume attesa

V_i = Volume inflow

V_o = volume outflow

V_p = volume pioggia diretta sul bacino lacustre

V_e = volume perso per evaporazione

Il calcolo dell'evaporazione dalla superficie del lago è stato effettuato utilizzando la formula di Visentini che fornisce l'evaporazione $E(t)$ mensile:

$$E(t) = 5,33 * T(t) + 0,75 * [100 - U(t)] \text{dove:}$$

$T(t)$ è la temperatura media mensile

$U(t)$ è l'umidità media mensile

I dati dell'umidità media mensile sono relativi alla stazione meteorologica di Molteno, località prossima al lago di Annone. La differenza tra la variazione di volume attesa e quella misurata rappresenta la sottostima dell'apporto idrico esterno (inflow) nei singoli intervalli di rilevamento. Il volume mancante è stato poi moltiplicato per una concentrazione di fosforo pari alla media ponderata mensile degli immissari nei singoli intervalli di campionamento al fine di ricavare l'apporto di P.

E' stato inoltre calcolato il volume relativo alle piogge dirette sul bacino lacustre, al quale è stata attribuita una media di alcune misurazioni effettuate sull'acqua piovana (10 µg/l). Questa metodica è stata quindi applicata a tutte le annate al fine di risalire ai kg di P sottostimati di carico esterno e ricavare un valore più affidabile di carico interno. E' peraltro evidente che le annate con elevate precipitazioni sono quelle soggette a sottostime più rilevanti del carico esterno e di conseguenza a sovrastime più marcate del carico interno.

Nella seguente tabella sono riportati dal 9/05/2023 al 8/05/2024 per i singoli intervalli di campionamento:

- Le variazioni di volume del lago in base ai dati di livello misurati giornalmente
- I volumi in ingresso ricavati dalla somma delle portate idriche dei singoli immissari, calcolate come media dell'intervallo per la durata (giorni).
- I volumi in uscita ricavati direttamente dalla portata idrica dell'emissario e calcolati come media dell'intervallo per la durata (giorni).
- Gli apporti diretti delle precipitazioni sul bacino lacustre ricavati dai valori medi di 3 stazioni di rilevamento (Lecco, Valmadrera, Molteno), considerando una superficie del lago di Annone est pari a $3,8 * 10^6 \text{ Km}^2$.
- Le perdite per evaporazione nei singoli intervalli di tempo.

Nella simulazione non sono stati considerati gli apporti di falda che, sulla base dell'indagine idrogeologica effettuata nel 1990 da V.Francani, risultano però irrilevanti. Confrontando le variazioni di volume attese con quelle effettivamente rilevate nei singoli intervalli di tempo è quindi possibile stimare il volume di acqua in ingresso non rilevato, collegato alle situazioni di piena ed al dilavamento superficiale. Dalla tabella risulta una costante sottostima delle portate in ingresso,

evidenziata da valori sempre negativi di variazione di volume non riscontrabili nelle misure reali.

2023-2024	variaz. volume mc	intervallo temporale								inflow mc	inmissari conc. media µg P / l	apporto P non rilevato kg P	apporto pioggia kg P	apporto totale kg P		
		inflow		outflow		pioggia		evaporazione							variazione	
		mc/giorno	giorni	mc	giorni	mc	giorni	mc	giorni						mc	giorni
9/5-8/6	825.000	33.715	63.583	30	1.011.456	1.907.490	812.187	382.524	-	466.371	1.291.371	68	88	8,1	96	
8/6-11/7	275.000	30.917	45.559	33	1.020.263	1.503.459	536.180	562.702	-	509.718	234.718	68	16	5,4	21	
11/7- 8/8	275.000	26.558	35.633	28	743.627	997.720	595.840	482.203	-	140.456	134.544	71	0	6,0	6	
8/8 - 11/9	66.000	17.318	43.828	34	588.804	1.490.151	553.280	564.137	-	912.204	846.204	74	63	5,5	68	
11/9-10/10	66.000	26.763	74.809	29	776.132	2.169.448	673.233	377.418	-	1.097.500	1.163.500	93	108	6,7	115	
10/10-13/11	896.500	46.277	160.272	34	1.573.427	5.449.239	1.516.707	286.048	-	2.645.154	3.541.654	85	300	15,2	315	
13/11 - 7/12	1.721.500	27.610	100.654	24	662.629	2.415.696	253.333	137.543	-	1.637.276	84.224	60	0	2,5	3	
7/12-11/1	346.500	17.820	37.053	35	623.714	1.296.845	220.147	143.741	-	596.725	943.225	97	91	2,2	93	
11/1-14/2	1.028.500	16.498	22.809	34	560.936	775.497	354.160	118.267	-	21.332	1.007.168	120	121	3,5	124	
14/2-14/3	478.500	47.334	162.240	29	1.372.691	4.704.974	882.867	182.520	-	2.631.937	2.153.437	69	148	8,8	157	
14/3 -12/4	621.500	35.049	148.234	29	1.016.435	4.298.789	735.680	264.923	-	2.811.598	2.190.098	74	162	7,4	169	
12/4-8/5	275.000	27.277	101.697	26	709.191	2.644.134	442.827	260.217	-	1.752.333	1.477.333	41	60	4,4	64	

Per quantificare la massa di P totale non rilevata in ingresso è stata infine utilizzata la concentrazione media ponderata nei singoli intervalli di campionamento ricavata dal monitoraggio dei singoli immissari. Questo valore potrebbe essere sottostimato perché le condizioni di piena comportano in genere un maggiore apporto di materiale organico, compensato però da una elevata diluizione. Per definire con maggiore precisione la concentrazione di P durante le fasi di piena sarebbe necessario installare un campionario automatico sui singoli immissari. Gli eventuali valori negativi sono considerati pari a zero in quanto non è rilevabile una sottostima del carico esterno.

Per quanto riguarda invece il volume relativo agli apporti diretti di pioggia sul bacino lacustre è stata considerata una concentrazione di P totale pari 10 µg/l. Vengono di seguito riportate le concentrazioni misurate durante alcuni fenomeni meteorologici del 2014. I volumi delle precipitazioni sul bacino lacustre nei singoli intervalli sono stati ricavati dai valori medi delle quattro stazioni di rilevamento (Lecco, Valmadrera, Molteno e Nibionno). Come

	P tot (µg/l)
26-lug-14	18
05-nov-14	13
17-nov-14	8

prevedibile l'apporto di P collegato ai fenomeni meteorologici non risulta però rilevante, con un totale annuale di circa 76 kg, superiore però al dato del 2022 (annata con scarse precipitazioni).

Nell'ultima colonna della tabella sono quindi riportati i Kg di P in ingresso non rilevati nei singoli intervalli. Risulta evidente che le variazioni dell'ordine di centinaia di migliaia di metri cubi non determinano errori rilevanti nel calcolo del carico esterno, con sottostime di qualche decina di Kg di P. In alcuni intervalli l'errore è invece notevole e di conseguenza la sottostima del carico esterno di P può assumere valori rilevanti.

Va inoltre considerato che nel calcolo del volume non rilevato per il bacino est è compreso anche l'apporto pluviometrico sul bacino ovest, che non rientra nell'apporto calcolato sugli immissari dell'Annone ovest. Ciò potrebbe comportare una sovrastima dei valori di P non rilevato che considerano la concentrazione media ponderata delle acque immissarie nei singoli intervalli di campionamento.

Per maggiore precisione è quindi opportuno separare gli apporti meteorici dal bacino ovest il cui valore di riferimento è invece la concentrazione media di P totale delle acque epilimniche del bacino ovest nei singoli intervalli di campionamento.

Al fine di valutare separatamente gli apporti meteorici sono state quindi considerati i dati di precipitazione e di evaporazione per il solo bacino ovest, ricavando dal bilancio netto i volumi idrici

	annone ovest				Annone est non rilevato	Annone ovest conc media P	Annone .est P non rilevato	apporto totale est + ovest
	evaporazione	pioggia	evap x 0,9	variazione				
9/5-8/6	190.144	363.347	171.129	192.217	1.099.154	31	81	89
8/6-11/7	279.706	239.870	251.735	-	11.865	37	15	21
11/7- 8/8	239.691	266.560	215.722	-	50.838	58	-	6
8/8 - 11/9	280.419	247.520	252.377	-	4.857	64	62	68
11/9-10/10	187.605	301.183	168.845	-	132.339	55	103	110
10/10-13/11	142.188	678.527	127.969	-	550.558	56	284	299
13/11 - 7/12	68.369	113.333	61.532	-	51.801	47	-	3
7/12-11/1	71.450	98.487	64.305	-	34.181	35	89	91
11/1-14/2	58.788	158.440	52.909	-	105.531	35	112	115
14/2-14/3	90.726	394.967	81.654	-	313.313	35	137	146
14/3 -12/4	131.687	329.120	118.518	-	210.602	34	153	161
12/4-8/5	129.348	198.107	116.413	-	81.694	33	59	64

derivanti da questa origine e di conseguenza sottratti dai volumi iniziali degli apporti non rilevati per il bacino est, Nella tabella precedente sono riportati i valori ricavati dall'integrazione dei dati meteorici relativi al bacino ovest.

Si consideri che tra gli apporti esterni non rilevati rientrano anche le varie forme di sostanza organica (pollini, foglie, ecc.) che ricadono normalmente sulla superficie del bacino lacustre.

Anche questa tipologia di apporti può quindi determinare una sovrastima del carico interno.

A questo punto è possibile quantificare la sottostima relativa agli intervalli di campionamento, inserendo questi valori nella tabella di calcolo del carico interno.

	P totale nel lago kg	Apporti totali kg	Perdite totali kg	massa P calcolato kg	massa P misurato kg	Differenza tra mis. e calc. kg	apporti non rilevati kg	differenza con integrazioni kg
09/05/2023	1.230							
		66	86	1.210	1.416	206	89	117
08/06/2023	1.416							
		70	93	1.393	1.305	-88	21	-109
11/07/2023	1.305							
		49	120	1.234	1.459	225	0	225
08/08/2023	1.459							
		41	198	1.302	1.260	-42	68	-110
11/09/2023	1.260							
		53	185	1.128	1.228	100	110	-10
10/10/2023	1.228							
		99	455	873	1.642	769	299	470
13/11/2023	1.642							
		41	146	1.537	1.243	-294	0	-294
07/12/2023	1.243							
		48	73	1.219	908	-311	91	-402
11/01/2024	908							
		56	39	925	1.082	157	115	42
14/02/2024	1.082							
		80	214	949	791	-158	146	-304
14/03/2024	791							
		74	219	646	1.061	415	161	254
12/04/2024	1.061							
		66	124	1.002	1.045	43	64	-21
01/05/2024	1.045							

Il 2023 rappresenta un'annata più complessa per il calcolo del carico interno. La stagione estiva è stata segnata da alcune precipitazioni di rilievo e il periodo autunnale è stato oggetto di abbondanti precipitazioni. Quindi la sottostima del carico di P collegata agli apporti del dilavamento superficiale incide in modo piuttosto rilevante sul calcolo del bilancio di massa.

L'analisi del bilancio di massa del fosforo su scala annuale (maggio 2023-maggio 2024) fornisce alcune importanti indicazioni. Durante il periodo di indagine gli apporti totali di P al bacino lacustre provenienti dagli immissari (carico esterno) sono risultati pari a 742 kg, a cui si sommano 1163 kg di apporti non rilevati per un totale di 1906 kg. Le uscite totali di P sono risultate pari a 1950 kg rispetto a 490 kg dell'anno precedente, annata caratterizzata da minori apporti meteorici e dalla attività più limitata dell'impianto di aspirazione ipolimnica.

Bilancio di massa P dal 09/05/2023 al 08/05/2024				
Apporti totali da immissari	apporti non rilevati	apporti totali	Perdite totali	Differenza tra apporti e perdite
+742 kg	+ 1163 kg	+ 1906 kg	- 1950 kg	-44 kg
Somma flussi negativi di P (dall'acqua ai sedimenti) -1249 kg			Somma flussi positivi di P (dai sedimenti all'acqua) +1109 kg	
Carico interno P (maggio-settembre) +476 kg			P finale - P iniziale misurato -185 kg	

Integrando nel calcolo gli apporti di fosforo non rilevati su scala annuale risulta una variazione pari a -44 kg. Questo dato confermerebbe la correttezza del bilancio di massa. La concentrazione media ponderata iniziale di P totale risultava infatti pari a 47 µg/l il 9/5/2023, mentre la concentrazione finale al 8/5/2024 risulta pari a 41 µg/l. Rapportando la differenza di 6 µg/l al volume totale del bacino est si ricava un decremento della massa di P iniziale e finale nel lago pari a -132 kg, valore prossimo ai -44 kg calcolati come differenza tra apporti e perdite.

La voce uscite comprende anche l'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica, che risulta pari a 498 kg P. Si sottolinea che questo valore è riferito alla quantità di fosforo asportato dalle sole pompe, ed è quindi leggermente sovrastimato in quanto non considera la massa di fosforo che sarebbe comunque uscita come deflusso superficiale in assenza dell'impianto di aspirazione. L'asportazione netta di P, a parità di portata idrica come deflusso superficiale, è invece pari a 430 kg. Si può quindi considerare che l'attività di prelievo ipolimnico ha rappresentato circa il 22% delle uscite totali di fosforo dal lago nel periodo compreso tra il 09/05/2023-08/05/2024, mentre le uscite naturali rappresentano circa il 78%.

E' peraltro evidente che le uscite naturali sono in genere concentrate nel periodo autunnale, fase in cui l'impianto di aspirazione ipolimnica è inattivo e la circolazione termica determina la risalita del fosforo accumulato nell'ipolimnio durante la stagione estiva. Si consideri che nell'autunno e nella primavera 2019 le uscite di fosforo sono risultate consistenti a causa di un'intensa fioritura algale costituita da *Coelosphaerium sp.* ed al parallelo incremento delle portate idriche dell'emissario.

Per quanto riguarda il carico interno di P nel periodo aprile-settembre risulta un apporto complessivo di 476 kg, valore che incide sullo stato di qualità del bacino est durante la fase estiva. Si sottolinea però che questo dato rappresenta in prevalenza il rilascio dei sedimenti durante la fase anossica estiva. Utilizzando come riferimento il dato del solo carico interno durante la fase anossica si potrebbe ipotizzare che l'attività di aspirazione ipolimnica, con 498 kg di P prelevato dalle sole pompe, abbia rimosso la quasi totalità del fosforo rilasciato dai sedimenti durante la stagione estiva. In realtà una parte del fosforo prelevato nell'ipolimnio non rappresenta il rilascio dei sedimenti ma la mineralizzazione dei composti organici ed inorganici in fase di sedimentazione (e quindi anche una parte di carico esterno). La percentuale reale di asportazione del carico interno è quindi inferiore. Si deve inoltre considerare che le dinamiche interne del fosforo sono in realtà più complesse e che, come verrà approfondito più avanti, oltre all'apporto di P legato alla fase di anossia ipolimnica esistono altri consistenti fenomeni che incidono in modo rilevante sulla concentrazione di P nel lago.

Un altro metodo di valutazione del carico interno, meno attendibile del bilancio di massa, ma che può rappresentare un'ulteriore verifica del dato si basa sull'applicazione di modelli previsionali del livello trofico. Partendo dalla concentrazione media di P totale nelle acque immissarie è infatti possibile verificare la concentrazione di P totale attesa nel lago. A tale scopo il modello di bilancio del fosforo attualmente più utilizzato, basato sui risultati dello studio internazionale dell'OECD (1982), si esprime nel seguente modo:

portate rio torto		
intervallo	data	portata (l/s)
giorni	18/06/2010	470
27	15/07/2010	212
39	23/08/2010	284
23	15/09/2010	443
30	15/10/2010	205
31	15/11/2010	1570
35	20/12/2010	650
35	24/01/2011	480
24	17/02/2011	1580
35	24/03/2011	1350
28	21/04/2011	460
26	17/05/2011	380
30	16/06/2011	430
35	21/07/2011	271
32	22/08/2011	151
28	19/09/2011	280
28	17/10/2011	195
23	09/11/2011	1940
34	13/12/2011	284
42	24/01/2012	182
29	22/02/2012	211
29	22/03/2012	320
32	23/04/2012	1390
23	16/05/2012	1100
29	14/06/2012	1705
35	19/07/2012	381
32	20/08/2012	416
29	18/09/2012	332
35	23/10/2012	205
24	16/11/2012	334
portata media ponderata		609

$$P_i = 1.55 [P_e / (1 + \sqrt{\tau w})]^{0.82}$$

dove,

P_i = concentrazione annuale media di fosforo totale nel lago (mg/m^3)

P_e = concentrazione media di fosforo totale negli apporti idrici annuali (mg/m^3)

Si consideri inoltre che $P_e = L_p/q_s$, dove

L_p = apporto annuale di fosforo per unità di superficie ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{anno}$)

q_s = apporto annuale di acqua per unità di superficie (m/anno) = $z/\tau w$

z = profondità media

τw = tempo teorico di ricambio (anni)

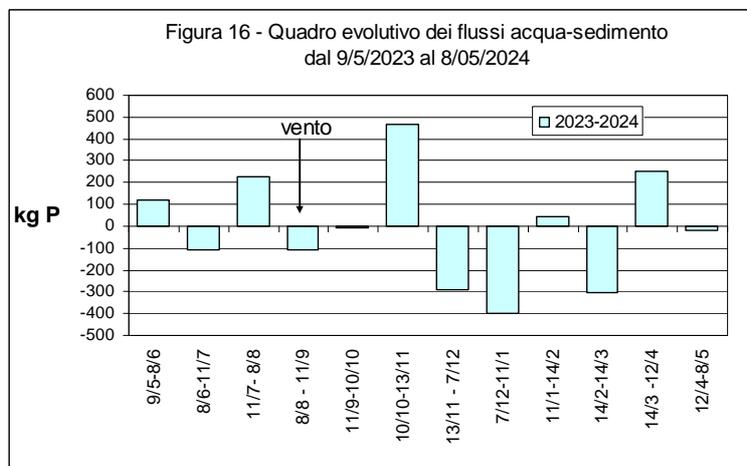
Il tempo teorico di ricambio medio del bacino est (o lago di Oggiono) è pari a 1,36 anni e la profondità media risulta di 6,3 metri (dati I.R.S.A 1972). Sulla base dei dati di portata idrica dell'emissario dal 18/06/2010 al 16/11/2012 si ricava però un valore medio pari a 609 l/s, che rapportato al volume relativo allo zero idrometrico, circa $25 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) indica un tempo di ricambio leggermente inferiore a quello del 1972, e cioè pari a 1,32 anni. Nel calcolo del livello trofico verrà pertanto utilizzato questo valore.

In questo caso non viene considerato l'apporto del bacino ovest, la cui concentrazione epilimnica di P totale è comunque molto prossima a quella del bacino est e non rappresenta pertanto un rilevante fattore di variazione. Sulla base dei valori mensili di portata idrica e di carico di fosforo dei singoli immissari del bacino est risulta che nel 2022 la concentrazione media ponderata di P totale nelle acque immissarie (P_e) è pari a $176 \mu\text{g}/\text{l}$. Si sottolinea che nel 2006 la concentrazione media negli immissari era ancora pari a $287 \mu\text{g}/\text{l}$: ne risulta che il valore attuale è più che dimezzata.

Applicando al modello la concentrazione media P_e del 2022 si ricaverebbe una concentrazione all'equilibrio, in base cioè al tempo di ricambio idrico, pari a circa $57 \mu\text{g}/\text{l}$. Poiché la massima concentrazione ponderata di P totale durante il periodo di stratificazione termica estiva (8/8/2023) risulta pari a $56 \mu\text{g}/\text{l}$, ne deriva che la differenza pressochè nulla può essere attribuita al carico interno. In realtà l'applicazione di questa metodica non risulta corretta per il 2022 in quanto, a causa del prolungato periodo di siccità, il tempo teorico di ricambio idrico risulta nettamente più elevato. Si consideri che la portata media dell'emissario nel periodo maggio 2022-maggio 2023 risulta pari a soli 229 l/s da cui si ricava un tempo di ricambio pari a 3,9 anni e non 1,32 anni come applicato in precedenza. La concentrazione di P nel lago stimata ad un tempo di ricambio risulterebbe quindi pari a $44 \mu\text{g}/\text{l}$, ma in questo caso risulta di difficile applicazione.

In realtà le dinamiche interne del fosforo nel bacino di Annone est sono piuttosto complesse. Per interpretare le oscillazioni dei valori di P totale nel breve periodo è utile analizzare nel dettaglio le dinamiche dei flussi di fosforo tra acqua e sedimento.

Dalla figura 16 risulta evidente la diversa dinamica del fosforo nell'arco annuale considerato. Normalmente nel periodo giugno-settembre prevalgono i fenomeni di rilascio dei sedimenti, mentre nel periodo dicembre-marzo prevalgono i processi di sedimentazione e precipitazione chimica. Nel 2023 durante il periodo 8/8-1/9 si evidenzia però una fase anomala di precipitazione chimica. Questa dinamica deriva da una serie di giornate di forte vento nella prima settimana di agosto. Ciò ha probabilmente

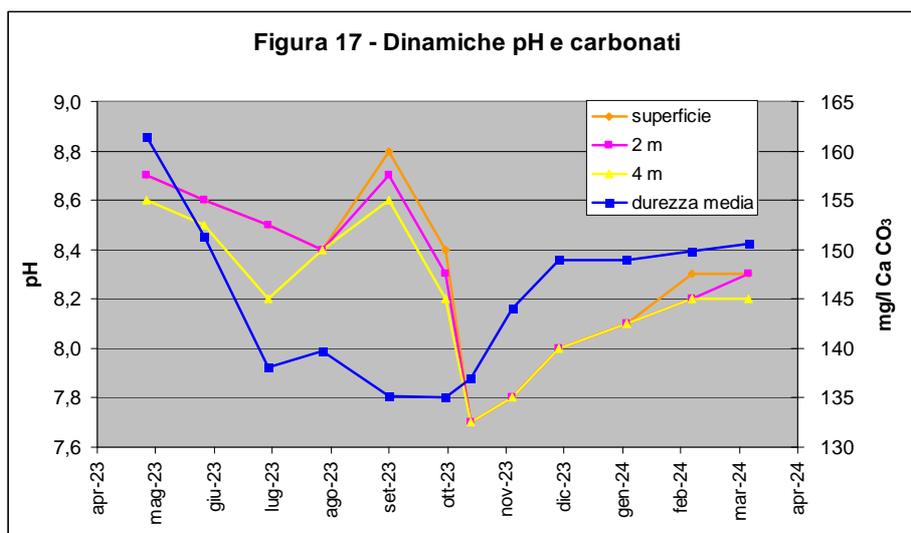


determinato una circolazione termica parziale che ha innescato una diffusione di ossigeno nell'ipolimnio anossico e la conseguente precipitazione chimica del fosforo legata ai composti ferrici. In effetti a 8 metri di profondità è rilevabile un aumento dell'O₂ disciolto che sale da 0,3 mg/l del 11/7 a 1,0 mg/l del 8/8.

Per quanto riguarda il periodo autunnale è invece da rilevare un flusso positivo di notevole entità nel periodo 10/10-13/11, subito dopo la circolazione termica totale. Questo fenomeno, già stato riscontrato in passato, si collega in parte alle dinamiche dei carbonati. La maggiore estensione del periodo di stratificazione termica ha determinato un maggiore accumulo di riducenti nell'ipolimnio da cui è derivata una diminuzione della concentrazione media di O₂ disciolto alla circolazione termica rispetto alle annate precedenti. Da una media relativamente costante di circa 5,8 mg/l nel periodo 2016-2022 si è scesi a 3,8 mg/l nel 2023. Poichè la concentrazione di O₂ disciolto è collegata ai valori di pH,

ne consegue una parallela diminuzione del pH che può quindi avere attivato una maggiore solubilità dei carbonati presenti negli strati più superficiali.

Per interpretare questo fenomeno è necessario considerare il lago diviso in due settori, lo strato fotico (compreso tra la superficie e 4 metri di profondità) e lo strato inferiore a 4 metri. Come



dimostra la figura 17, anche nel 2023 nello strato fotico durante la stagione estiva i valori di pH si sono sempre mantenuti superiori alle 8,2 unità fino alla data di circolazione termica totale, quando la risalita dello strato anossico determina un brusco decremento dei valori di pH (7,7) in seguito all'aumento della concentrazione di CO₂. Questa considerazione comporta una logica conseguenza: in questo strato il fosforo precipitato dai carbonati nel periodo primaverile-estivo non può tornare in soluzione fino al momento in cui si verifica una riduzione dei valori di pH, e quindi fino al momento della circolazione termica autunnale. Questo spiega pertanto il rapido incremento di P totale nel periodo autunnale. La figura 17 conferma quindi le interazioni tra i due parametri. Risulta infatti evidente il marcato decremento dei valori di pH nel periodo seguente alla circolazione termica e il corrispondente incremento dei valori di durezza. Le dinamiche tra fosforo, pH e carbonati appaiono quindi più che evidenti.

Nei laghi con acque dure il ciclo interno del fosforo tende ad essere controllato dal sistema dei carbonati. La rimozione del fosforo dalla colonna d'acqua avviene quando l'anidride carbonica è consumata dall'attività fotosintetica.

La rimozione della CO₂ rompe l'equilibrio tra l'anidride carbonica e il bicarbonato. La prima fioritura algale nel periodo tardo invernale, costituita in genere da Diatomee, raggiunge densità elevate grazie alla notevole disponibilità di fosforo inorganico (ortofosfato) dopo i processi di mineralizzazione ed alla contemporanea carenza di predazione da parte del popolamento zooplanctonico (a fine inverno lo zooplancton presenta ancora una densità molto limitata).

La notevole attività fotosintetica che ne consegue alza i valori di pH in seguito alla progressiva asportazione di CO₂ da parte del popolamento algale. Questo fenomeno è aggravato dalla scarsa produzione di anidride carbonica in seguito al rallentamento dei processi respiratori determinato dalle basse temperature. Viene quindi a mancare l'effetto tampone della CO₂ sul pH, che raggiunge in tal modo valori molto basici.

Questo processo è noto come "decalcificazione epilimnica" e porta alla rimozione dalla colonna d'acqua di notevoli quantità di fosforo associate a complessi di carbonato (Wetzel 1975). Perché ciò avvenga il pH deve superare almeno 8,3 unità. La precipitazione dell'ortofosfato determina ovviamente un repentino incremento della trasparenza, che raggiunge anche valori superiori a 5 metri.

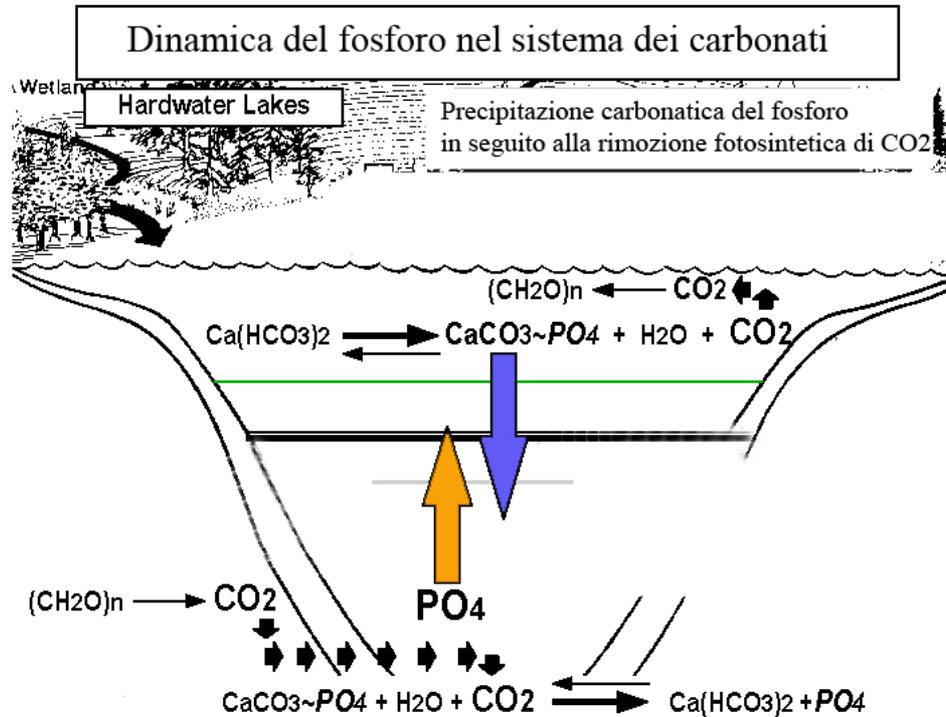


Figura 18 Dissoluzione del carbonato di Calcio in seguito all'aumento di CO₂ e relativa liberazione del fosforo

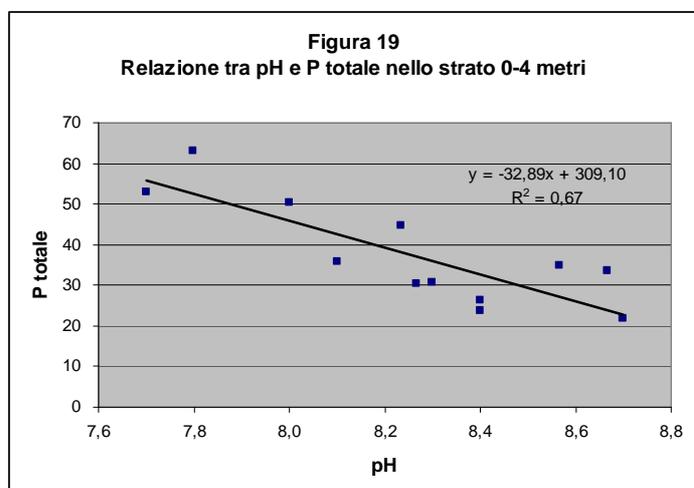
Nell'ipolimnio avviene il processo inverso. Come la CO₂ aumenta negli strati profondi il pH diminuisce per la formazione di acido carbonico e quindi l'equilibrio va in direzione opposta. Il carbonato di calcio viene disciolto per ristabilire l'equilibrio e di conseguenza viene rilasciato dai sedimenti il fosforo precedentemente legato ai carbonati (figura 18).

Il miglioramento del livello trofico determinato dalla precipitazione carbonatica ha quindi un effetto temporaneo. Il fosforo ritorna in circolo abbastanza rapidamente, in quanto non sono necessarie condizioni di totale anossia come per i fenomeni di rilascio legati al ferro.

Diverso è il discorso per il rilascio anossico che si accumula nell'ipolimnio per almeno tre mesi e dove il principale mediatore del fosforo è rappresentato dal ferro. E' sostanzialmente questo il carico interno su cui è possibile intervenire con l'attività di aspirazione ipolimnica.

Un'ulteriore conferma della relazione tra pH e fosfati è ricavabile dalla figura 19, dalla quale è rilevabile una correlazione significativa ($p=0,001$) di tipo lineare tra le due variabili. Nella regressione sono stati utilizzati i valori medi dello strato 0-4 metri relativi alla campagna di monitoraggio del 2023.

E' anche importante sottolineare che l'attività di aspirazione ipolimnica ha determinato una



riduzione dei composti riducenti che si accumulano nell'ipolimnio durante la stagione estiva, limitando di conseguenza l'abbassamento dei valori di pH alla circolazione autunnale. Questo processo potrebbe quindi contenere i fenomeni di rilascio carbonatico nel periodo autunnale. L'incremento di fosforo nel periodo autunnale appare inoltre collegato ad altri fattori, quali la fase decompositiva delle macrofite sommerse e il dilavamento superficiale conseguente ad intense precipitazioni.

Al termine della stagione estiva la biomassa di piante acquatiche subisce un rapido processo di decomposizione, rilasciando una notevole quantità di nutrienti. Si consideri che il contenuto di P totale rappresenta circa lo 0,3% del peso secco. Ciò corrisponde pertanto ad un rilascio di circa 1 kg di P ogni 3 tonnellate di biomassa fresca di macrofite.

Per quanto riguarda il dilavamento superficiale è da segnalare che durante il periodo autunnale si verificano in genere abbondanti precipitazioni atmosferiche e ciò può determinare un incremento degli apporti di fosforo collegati al dilavamento superficiale del suolo.

I dati di letteratura indicano come riferimento per questo tipo di apporto valori compresi tra 0,1 kg/ha*anno (terreno incolto) e 0,6 kg/ha*anno (terreno agricolo). Come indicato in precedenza, questo carico esterno di P rientra solo parzialmente negli apporti degli immissari che non comprendono gli apporti di piena.

Analizzando i dati relativi al monitoraggio del triennio 2021- 2023 risulta evidente che nella vasca di ingresso dell'impianto la concentrazione di ferro inorganico totale mostra un relazione evidente con la concentrazione di P totale, indicando che in questa fase è il ferro che rappresenta il principale mediatore nei processi di rilascio del fosforo dai sedimenti.

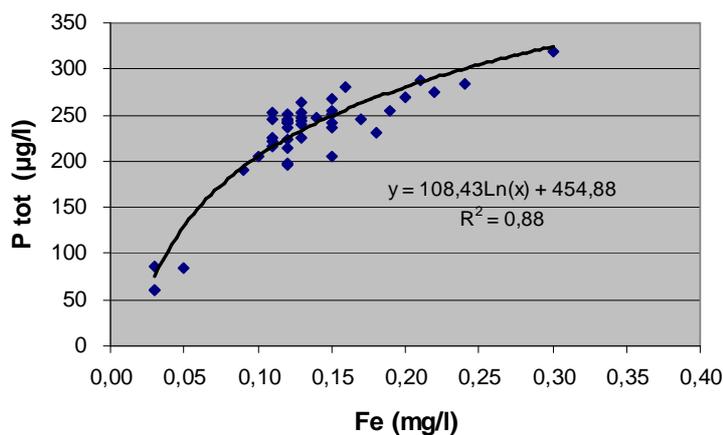
Nella figura 20 è illustrata la relazione tra la concentrazione di ferro e P totale nel periodo luglio-ottobre del triennio 2021-2023. Appare evidente la stretta correlazione tra i due parametri ($r^2=0,88$), confermando il ruolo primario del ferro nelle dinamiche del fosforo durante il periodo estivo. In particolare la riduzione dei composti ferrici ha in genere inizio ad un valore di O_2 disciolto di circa 0,1 mg/l, e si accompagna alla messa in soluzione del fosforo legato.

Come evidenzia l'analisi del bilancio di massa del fosforo, questa alternanza tra flussi negativi tra acqua-sedimento e flussi positivi tra sedimento-acqua determina una notevole variabilità della concentrazione media ponderata di P totale durante il ciclo annuale.

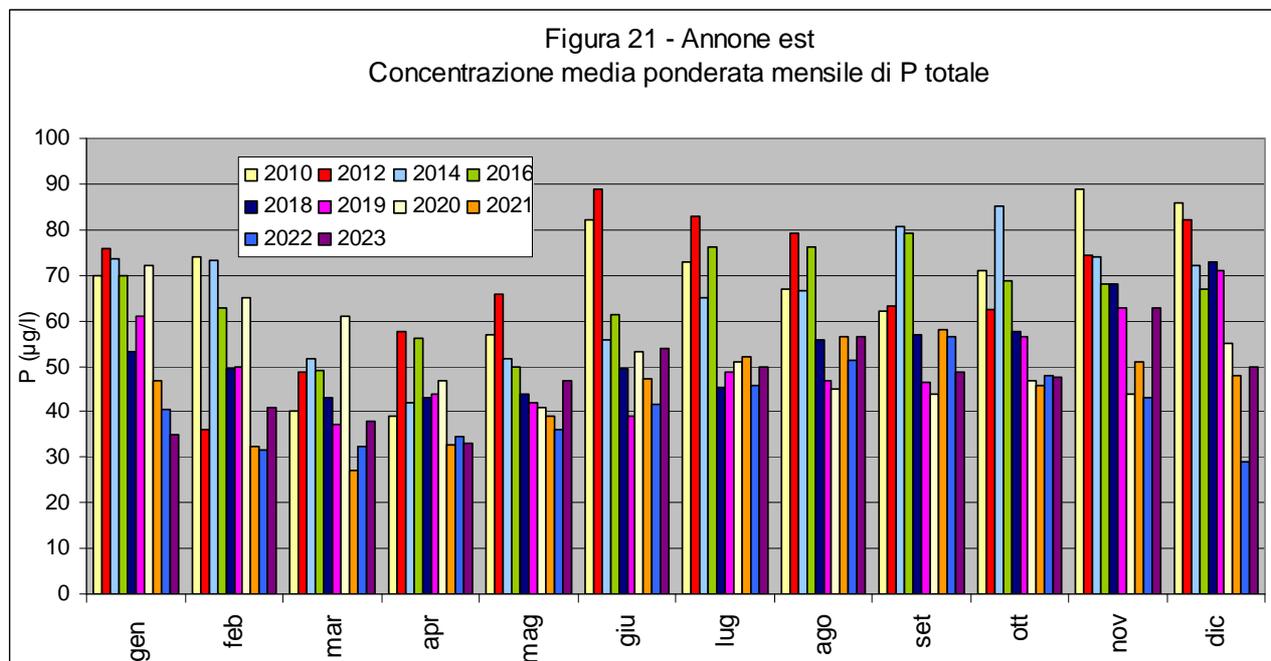
Nella figura 21 è evidenziato il confronto della concentrazione media ponderata mensile di P totale dal 2010 al 2023. Il triennio 2010-2012 evidenzia un'evoluzione annuale abbastanza sovrapponibile, con un picco invernale e un decremento nella fase iniziale della stagione primaverile seguito da un rapido incremento a partire dal mese di maggio. Il valore più elevato è raggiunto nel mese di giugno, a cui segue un graduale decremento fino alla circolazione totale del mese di ottobre. Ovviamente in quest'ultima fase rientra anche l'attività di aspirazione ipolimnica.

Dopo la circolazione termica di ottobre si riscontra infine un nuovo marcato incremento dei valori di P totale. Il 2013 mostra invece un andamento che si discosta sensibilmente dal triennio precedente. In particolare nel periodo maggio-giugno non si riscontra il marcato incremento degli anni precedenti, con valori che rimangono sostanzialmente stabili sui 40 $\mu\text{g/l}$. Solo a partire dal mese di luglio è rilevabile un aumento dei valori, con un massimo che cade nel mese di agosto

Figura 20 - Relazione tra ferro e fosforo totale nella vasca di ingresso dell'impianto



anziché a giugno come negli anni precedenti. Per l'intero periodo primaverile-estivo si rilevano peraltro valori nettamente inferiori rispetto al triennio precedente, con un massimo di soli 60 $\mu\text{g/l}$ contro 80-90 $\mu\text{g/l}$ del periodo 2010-2012. Il dato negativo è però relativo al mese di novembre, dove la concentrazione di P totale mostra un'impennata e supera gli 80 $\mu\text{g/l}$, ricollocandosi nell'intervallo del triennio precedente. Le cause di questo improvviso incremento sono già state segnalate in precedenza.



Anche nel 2014 è rilevabile un'evoluzione anomala, con valori contenuti durante il periodo estivo (<70 $\mu\text{g/l}$) ed un repentino incremento nel periodo settembre-ottobre, in controtendenza con le annate precedenti, che porta ad un massimo di 85 $\mu\text{g/l}$. A differenza però degli altri anni, nel mese di novembre si verifica un marcato decremento che determina un minimo di 74 $\mu\text{g/l}$.

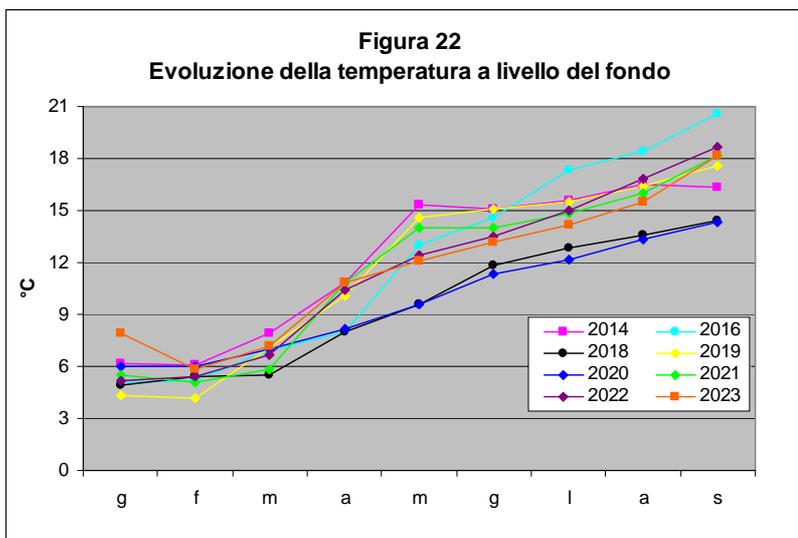
Nel 2015 si riscontra un incremento più graduale della concentrazione media di P totale, con valori che aumentano in modo costante da marzo (33 $\mu\text{g/l}$) a dicembre (78 $\mu\text{g/l}$).

Per quanto riguarda il 2016 è da rilevare una minore oscillazione dei valori nell'arco annuale, con un minimo di 49 $\mu\text{g P/l}$ a marzo ed un massimo di 79 $\mu\text{g P/l}$ a settembre. E' inoltre da segnalare l'assenza di incremento delle concentrazioni nel periodo autunnale, indicando valori compresi tra 67 e 69 $\mu\text{g P/l}$ che rappresentano il minimo assoluto dal 2010.

Il 2017 mostra un quadro decisamente positivo, segnalando minimi assoluti in diversi mesi (gennaio, aprile, agosto, settembre, novembre e dicembre). Di conseguenza anche la concentrazione media annuale di P totale indica il valore minimo dell'intero periodo con 52 $\mu\text{g/l}$ contro i 68-71 $\mu\text{g/l}$ del periodo 2010-2012. Nel 2018 si evidenzia un quadro evolutivo sovrapponibile al 2017, con l'eccezione del notevole incremento nel periodo autunnale che si collega alle intense precipitazioni nel mese di novembre ed al conseguente incremento del carico esterno di P. Anche nel 2019 si conferma un quadro analogo, con minimi assoluti durante la stagione estiva ed un notevole incremento nel periodo autunnale (da 46 $\mu\text{g/l}$ di settembre a 71 $\mu\text{g/l}$ di dicembre) che si collega in parte alle intense precipitazioni nel mese di novembre ed al conseguente incremento del carico esterno di P. Nel 2020 si evidenziano i valori minimi assoluti di P totale durante il periodo agosto-novembre. Ciò rappresenta un importante segnale positivo perchè per la prima volta la concentrazione autunnale di P totale scende sotto i 50 $\mu\text{g/l}$. Questo dato è confermato nel 2021 con valori inferiori a 50 $\mu\text{g/l}$ anche nel periodo autunnale. A titolo di confronto nel novembre 2010 si raggiungevano ancora i 90 $\mu\text{g/l}$. Quadro positivo anche nel periodo primaverile, con minimi assoluti inferiori a 33 $\mu\text{g/l}$ nel periodo febbraio-aprile. Il quadro evolutivo del 2022 mostra un ulteriore decremento delle concentrazioni di P nel periodo autunnale, con valori inferiori a 50 $\mu\text{g/l}$.

Al contrario nel 2023 è riscontrabile un quadro evolutivo peggiore, con valori in generale più elevati rispetto al 2022. In particolare durante il periodo autunnale si ritorna sui livelli antecedenti al 2019 con valori di P >60 µg/l nel mese di novembre.

Un secondo fattore che potrebbe però contribuire al rapido incremento di ortofosfato nel periodo autunnale è la temperatura del fondo. Nella figura 22 è riportata la dinamica annuale di questo parametro nel periodo 2013-2023. Appare evidente che la circolazione termica totale di fine estate innesca un marcato incremento della temperatura del fondale. In questo periodo dell'anno la temperatura del fondo può raggiungere i 18°C, valore che certamente determina

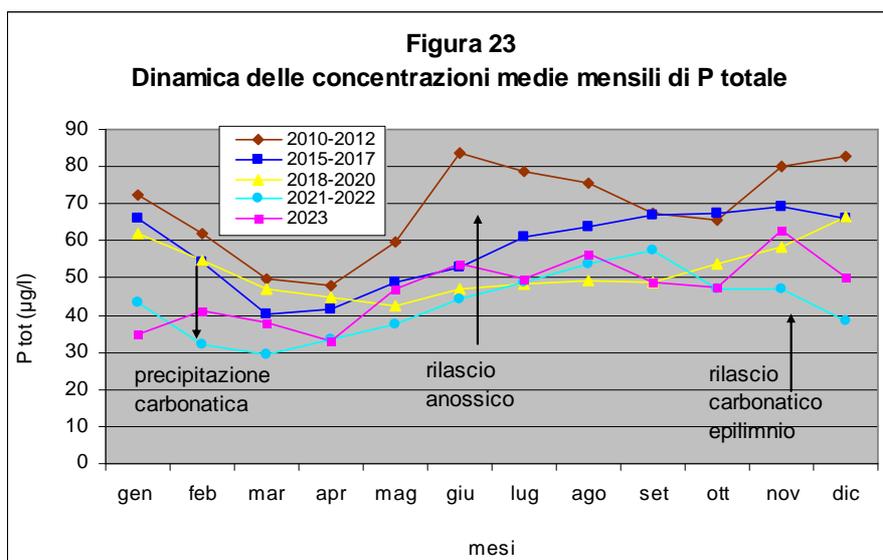


un'accelerazione dei processi di mineralizzazione collegati all'attività batterica. Nel periodo estivo del 2023 a livello del fondale si sono registrate temperature nella media con valori superiori a 14°C a partire dal mese di luglio, fattore che può avere determinato un'accelerazione dell'attività batterica favorendo quindi i fenomeni di rilascio dei sedimenti. Le due annate con temperature minime sono state il 2018 e 2020 con temperature inferiori a 14°C durante l'intero periodo estivo. L'annata con temperature più elevate è stata il 2016, con valori superiori a 17°C.

L'analisi di dettaglio del bilancio di massa del fosforo evidenzia quindi una notevole variabilità del livello trofico nel corso dell'anno, passando da condizioni di mesotrofia nel periodo tardo invernale a condizioni di marcata eutrofia nel periodo primaverile-estivo, in cui è massima l'attività di rilascio dei sedimenti, e nel periodo autunnale in cui prevalgono gli apporti legati ai carbonati ed ai fenomeni decompositivi.

La dinamica annuale della concentrazione media ponderata di P totale sembra quindi evidenziare una sostanziale ripetibilità tra le annate successive, in particolare nel periodo 2010-2012 perché il 2014 si discosta in parte dal normale andamento evolutivo degli anni precedenti. Una

semplificazione dei vari processi che si succedono nel corso annuale può essere ricavato utilizzando le medie mensili di P totale relative ai trienni 2010-2012, 2015-2017, 2018-2020 e il biennio 2021-2022 confrontate con il quadro evolutivo del 2023 (figura 23).



Risulta evidente il marcato decremento di P nel periodo tardo invernale, seguito da un progressivo incremento di P a partire dal periodo tardo primaverile fino ad un massimo che veniva in genere raggiunto durante la stagione estiva. Dopo

l'instaurarsi delle condizioni autunnali di omeotermia sulla colonna d'acqua fino al 2019 si verificava un repentino e marcato incremento di P, che in questo periodo raggiunge la massima concentrazione annuale. Il quadro relativo al 2021 indica una dinamica simile al triennio 2015-2017, ma con valori nettamente inferiori. Nel periodo invernale si evidenzia infatti un valore minimo assoluto di 27 µg/l, a cui fa seguito un graduale incremento nel periodo primaverile-estivo fino ad un massimo di 58 µg/l raggiunto nel mese di settembre. Nel periodo autunnale si evidenzia un nuovo decremento che riporta i valori di P totale sotto i 50 µg/l. Anche il 2022 mostra un quadro evolutivo simile al 2021 ma con valori autunnali nettamente inferiori. Il progressivo decremento delle concentrazioni autunnali viene interrotto dalle dinamiche del 2023 che mostrano un marcato incremento nel mese di novembre, in cui viene raggiunta la massima concentrazione annuale pari a 63 µg/l. Si consideri che questo valore non veniva più rilevato dal 2019.

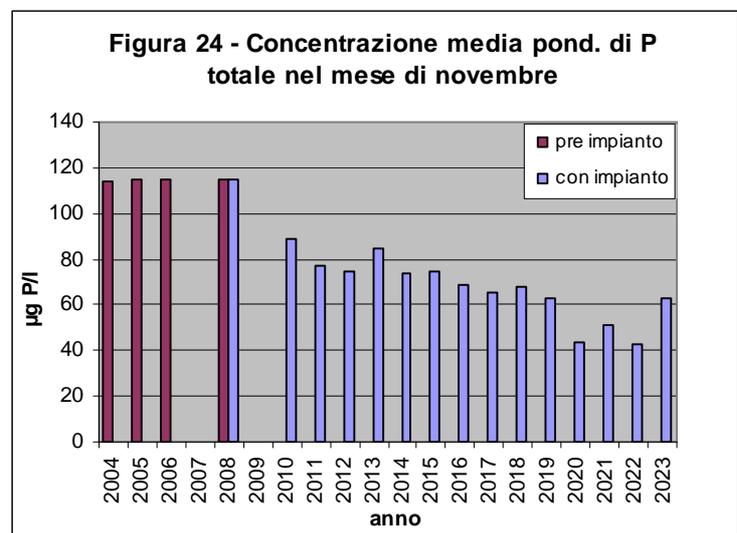
Il confronto tra i vari periodi mette però in evidenza alcune variazioni sostanziali. In primo luogo negli ultimi anni le concentrazioni medie di P durante la stagione estiva sono nettamente inferiori rispetto al triennio 2010-2012, quando nel mese di giugno si superavano 80 µg P/l contro i 53 µg/l del triennio 2015-2017 ed i 49 µg/l del giugno 2018, 39 µg/l di giugno 2019 e 42 µg/l di giugno 2022. La riduzione del picco dei valori durante la stagione estiva è una conferma diretta dell'efficacia dell'attività di aspirazione ipolimnica svolta nell'ultimo decennio.

Anche l'incremento del livello trofico durante la stagione autunnale fino al 2022 risultava molto meno marcato, con valori inferiori a 50 µg P/l nel periodo settembre-novembre contro gli oltre 70 µg/l del periodo 2010-2012. Fa eccezione il dato relativo al 2023 che risale a 63 µg/l nel mese di novembre e ciò potrebbe rappresentare un segnale negativo.

Resta però evidente che l'incremento di fosforo durante il periodo autunnale deriva da una fonte su cui l'impianto di aspirazione ipolimnica non può intervenire direttamente, perchè durante la stagione estiva è bloccato nei sedimenti ed il rilascio avviene dopo la circolazione termica totale.

Ovviamente lo schema riportato nella figura 23 rappresenta un'eccessiva semplificazione delle numerose e complesse dinamiche fisico, chimiche e biologiche che interagiscono in un bacino lacustre, ma può fornire un quadro sintetico delle principali variazioni che si riscontrano durante il ciclo annuale nel lago di Annone est.

Un'analisi temporale del livello trofico autunnale mette però in evidenza un deciso miglioramento nel periodo successivo all'entrata in funzione dell'impianto di aspirazione ipolimnica. La figura 24 mostra la tendenza evolutiva della concentrazione media ponderata di P totale nel mese di novembre, che rappresenta in genere il massimo valore annuale. Appare evidente che nel periodo precedente al funzionamento dell'impianto di aspirazione ipolimnica (2004-2008), la concentrazione di P era molto stabile e superava sempre i 110 µg/l (115 µg/l). A partire dal 2008, con l'entrata in funzione dell'impianto si osserva una graduale diminuzione con valori che nell'ultimo triennio risultano compresi tra 60-70 µg/l e nel 2020-2022 scendono rispettivamente a 44 e 43 µg/l. La differenza tra il periodo pre e post impianto supera quindi i 60 µg/l. A partire dal 2008 è quindi rilevabile un'evidente tendenza positiva anche del livello trofico anche nel periodo autunnale. Purtroppo il dato relativo al 2023 interrompe però questa tendenza positiva ritornando sui livelli del 2019 (63 µg/l).



6.5. Tendenza evolutiva del carico interno di P

Tramite il bilancio di massa del fosforo è possibile procedere ad una valutazione preliminare della tendenza evolutiva del carico interno. Questo rappresenta un dato di fondamentale importanza al fine di quantificare la durata richiesta dall'intervento di aspirazione ipolimnica per ottenere una rimozione di circa il 90% del carico interno. Si sottolinea che in questo caso verrà considerato il solo il rilascio anossico o comunque l'accumulo ipolimnico di fosforo che si verifica durante il periodo di stratificazione termica, poiché l'attività di aspirazione ipolimnica può intervenire in modo diretto solo su questa componente.

Purtroppo l'analisi del bilancio di massa ha avuto inizio nel 2009 e quindi per il periodo precedente non sono disponibili dati affidabili di carico interno. Il dato del 2008 può però essere estrapolato per via indiretta utilizzando i valori relativi al monitoraggio del bacino lacustre e dell'impianto di aspirazione ipolimnica.

La massa di P totale presente nel lago al 26/6/2008 era pari a 1412 kg, mentre all'8/9/2008 la massa di P totale era salita a 2717 kg. La circolazione termica totale è stata raggiunta al 30/10/2008 e la massa di P totale al 4/11/2008 risultava ancora pari a 2713 kg. La differenza tra il valore finale (4/11/2008) ed il valore iniziale (26/6/2008) può rappresentare una valida indicazione dell'incremento di P nel lago nel periodo di stratificazione termica, fase in cui si verificano i processi di rilascio anossico. Tale incremento risulta pari a 1.301 kg P. In realtà si deve considerare che nello stesso periodo l'impianto di aspirazione ipolimnica ha determinato l'asportazione di 524 kg di P. Il carico interno sarà quindi ricavabile dall'incremento misurato della massa di P sommato all'asportazione dovuta all'impianto. In pratica il carico interno del 2008 risulterebbe pari a 1825 kg. Per quanto riguarda il carico esterno si può fare riferimento ai dati relativi allo stesso periodo del 2009, considerando che è risultato stabile anche nelle annate seguenti. Nel periodo considerato il carico in ingresso è pari a circa 50 kg P e considerando che tra il 2008 ed il 2009 non si sono verificate variazioni importanti negli immissari, questo valore può essere utilizzato come riferimento per il 2008. Il carico di P in uscita è invece misurabile sulla base dei dati rilevati all'impianto di aspirazione: la concentrazione media di P al deflusso superficiale è pari a 59 µg/l mentre la portata idrica media è pari a 220 l/s, da cui risulta un totale in 81 giorni (7/8/2008-27/10/2008) pari a 91 kg P. La differenza tra entrate ed uscite di P sarebbe quindi negativa (-41 kg P), valore che può considerarsi trascurabile. Nella tabella seguente è riportato un quadro riassuntivo del periodo di attività del 2008, tramite il quale è possibile confrontare i dati iniziali e finali del periodo di stratificazione termica e stimare il carico interno di P.

Appare evidente che, in assenza del bilancio di massa, questo dato non ha la stessa attendibilità dei valori relativi al 2009 ed al 2010. Dalle rilevazioni effettuate negli anni successivi si conferma però che il carico degli immissari è piuttosto stabile e non incide in modo rilevante nel breve periodo sulla massa di P totale nel lago. Anche se con qualche approssimazione, il dato di carico interno del 2008 può essere quindi considerato attendibile.

Un'ulteriore conferma per quanto riguarda la quantificazione del carico interno di P nel periodo precedente all'entrata in funzione dell'impianto di aspirazione ipolimnica può essere ricavato dai dati rilevati nel 2005 dal dr. P.Broglio, di seguito riportati.

data	kg P		
26/06/2008	1.412	considerato zero idrometrico	
08/09/2008	2.717	considerato zero idrometrico	
04/11/2008	2.713	spento impianto 30/10	
Variazione	1.301	incremento P dal 26/6 al 4/11	
	524	asportazione impianto	
	1.825	carico interno	

	conc.media pond	massa P	
data	µg P/l	kg	
mag-05	52	1.317	considerato zero idrometrico
giu-05	51	1.307	considerato zero idrometrico
nov-05	115	2.940	circolazione totale
Variazione	+ 64	+ 1.633	incremento P da giugno a novembre

Utilizzando lo stesso metodo applicato per il 2008 è possibile ottenere, anche in assenza del bilancio di massa, una stima del carico interno misurando l'incremento di P dall'inizio della fase anossica fino alla circolazione totale, cioè da giugno a novembre.

Dalla tabella allegata è rilevabile che l'incremento di P totale da giugno a novembre risulta pari a 1633 kg, valore molto prossimo a quello stimato per il 2008. Anche questi dati confermerebbero quindi che la massa del carico interno di P nel periodo precedente all'entrata in funzione dell'impianto di aspirazione ipolimnica era compresa tra 1600-1800 kg.

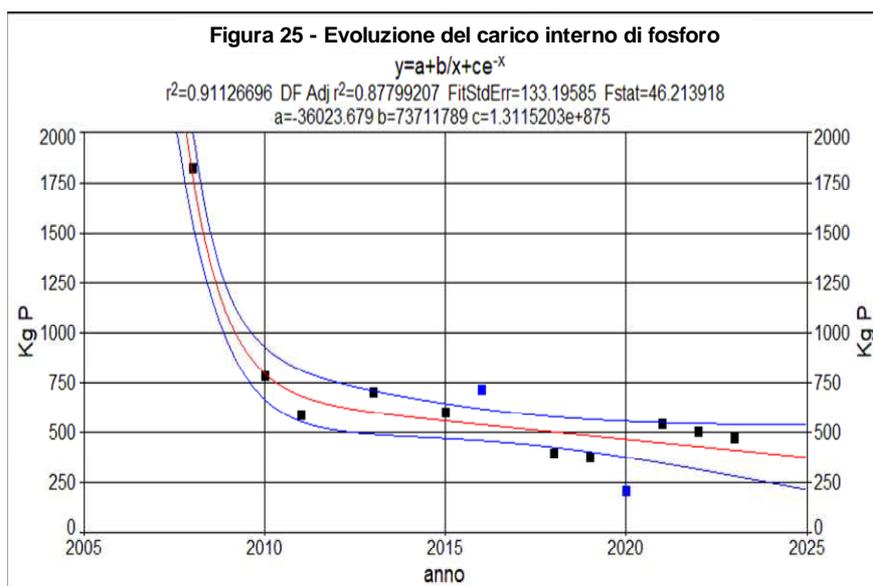
Come già indicato i dati di carico interno per il periodo 2009-2023 sono invece ricavabili dal bilancio di massa del fosforo e quindi più affidabili.

Il confronto pluriennale del carico interno è però complicato dalle diverse dinamiche annuali, collegate anche alle condizioni meteorologiche, che possono anticipare o posticipare i fenomeni di rilascio dei sedimenti. Normalmente i flussi negativi dai sedimenti all'acqua iniziano nel mese di maggio quando la concentrazione di O₂ disciolto a livello del fondo è inferiore a 1 mg/l. Nel 2019 questa condizione non si è verificata con una concentrazione di O₂ disciolto al 15/5 pari a 5,9 mg/l, probabilmente in seguito ad eventi ventosi. In questo caso erano ancora presenti flussi negativi dall'acqua ai sedimenti e quindi il calcolo del carico interno partendo dal mese di maggio comporterebbe una sottostima. Lo stesso fenomeno è riscontrabile nel periodo autunnale, dove nel passato recente si riscontravano fenomeni di rilascio, mentre nel triennio 2020-2022 si rilevano flussi negativi (dall'acqua ai sedimenti) già nel mese di ottobre. Ad esempio nel 2021 se si considera il periodo maggio-ottobre si ricava un carico interno di 287 kg P, mentre nel periodo maggio-settembre risulta pari a 547 kg P. Anche in questo caso una valutazione del carico interno su un periodo fisso può comportare quindi una sottostima del dato reale.

Per limitare l'errore introdotto dal calcolo basato su un intervallo costante si è quindi preferito considerare solo la fase di flussi positivi (dai sedimenti all'acqua) in ogni singola annata. La valutazione del carico interno considera quindi intervalli annuali variabili.

Come già indicato in alcuni anni si sono verificati consistenti apporti di P dopo la circolazione termica totale. Questi apporti non derivano quindi da condizioni di anossia ipolimnica ma, come ampiamente evidenziato in precedenza, sono in parte collegati alle dinamiche dei carbonati presenti nello strato ossico in funzione dei valori di pH. Il sensibile incremento della concentrazione media

di P totale nel periodo ottobre-novembre delle annate precedenti è evidenziato nella figura 23. Rimettendo in circolo composti precipitati nei mesi precedenti può essere comunque considerato un carico interno, anche se su questa componente non è ovviamente possibile intervenire direttamente con l'attività di aspirazione ipolimnica, se non per via indiretta nell'anno successivo. Nella figura 25 è illustrata la tendenza evolutiva del carico interno di P.



Per quanto riguarda il 2020 è stato considerato il periodo maggio-ottobre perchè nel mese di novembre, al contrario delle annate precedenti, si è verificato un decremento della concentrazione di P totale. Nel 2021 e 2022 il rilascio anossico di fosforo durante il periodo di stratificazione

termica segnala un leggero incremento rispetto alle annate precedenti. Ciò potrebbe derivare dal parziale peggioramento dello stato di qualità di alcuni immissari.

E' importante anche sottolineare che nel 2022 è stato asportato solo il 64% di fosforo rispetto al 2021 (264 kg contro 412 kg), a causa in parte al guasto iniziale di due pompe e in parte alla mancanza di acqua di diluizione superficiale nel periodo luglio-agosto. Ciò ha comportato un ritardo nell'attivazione della 3a pompa. La minore asportazione di fosforo accumulato nell'ipolimnio può avere quindi determinato un incremento nel calcolo del carico interno. Al contrario nel 2023 l'attività di aspirazione ha rimosso una massa di P pari a 430 kg, che rappresenta il valore più elevato degli ultimi cinque anni. Si segnala che il valore relativo al 2023 è stato però calcolato a partire dal periodo aprile-maggio perché già in questa fase si è verificato un importante apporto di fosforo dai sedimenti.

Per tutte le annate sono state inserite le opportune correzioni sulla base degli apporti meteorici, utilizzando la metodica indicata nel capitolo relativo al bilancio di massa.

Dall'analisi evolutiva risulta comunque evidente il decremento del carico interno di P rispetto alla situazione pre-impianto, passando dai circa 1800 kg del 2008 ai circa 500 kg attuali. Si sottolinea però che il decremento del carico interno risulta inferiore rispetto a quanto ipotizzabile sulla base dei dati annuali di aspirazione ipolimnica perché, a differenza del carico interno calcolato tramite il bilancio di massa, una parte del fosforo asportato dalle pompe deriva dai normali processi di sedimentazione e non dalla sola attività di rilascio dei sedimenti.

E' prevedibile che in futuro la riduzione annuale del carico interno sarà sempre meno marcata indicando, come del resto prevedibile, una tendenza esponenziale.

Già attualmente sembra che il carico interno sia ormai prossimo ad un livello di stabilità, segnale che il prelievo ipolimnico sta compensando le entrate di P. Si rileva infatti che nel periodo maggio 2023-marzo 2024 la massa totale di fosforo in uscita è pari a 1950 kg mentre la massa di P in ingresso risulta pari a 1906 kg.

Per ottenere un'ulteriore riduzione del carico interno di fosforo a questo punto è necessario intervenire sugli immissari che evidenziano ancora carichi eccessivi e concentrazioni superiori a 100 µg P/l. In particolare nel 2023 lo scarico Sabina e il Bondi, quest'ultimo a causa di interventi in corso sul collettore fognario, hanno registrato frequenti situazioni di grave alterazione che hanno inciso in modo rilevante sugli apporti esterni.

Nonostante il notevole decremento rispetto alla situazione precedente all'entrata in funzione dell'impianto di aspirazione, la riduzione del livello trofico risulta quindi più contenuta rispetto a quanto atteso in base al bilancio dell'attività di aspirazione ipolimnica. Ciò è in parte determinato, oltre che dalle condizioni non ottimali di alcuni immissari, anche dal fatto che una consistente parte di fosforo presente nel lago è confinato nei sedimenti per lunghi periodi dell'anno sottoforma di composti carbonatici.

Una possibilità di rimuovere direttamente il carico di P autunnale è quella di aumentare il deflusso superficiale nel periodo successivo alla circolazione termica. Durante la stagione autunnale si verificano in genere abbondanti precipitazioni ed è quindi possibile aumentare la portata idrica in uscita tramite la regolazione della soglia di livello del lago. L'impostazione più efficace di rimozione del carico interno di P è quindi duplice: una prima fase nel periodo luglio-settembre utilizza l'impianto di aspirazione ipolimnica e rimuove il fosforo accumulato negli strati profondi che deriva in prevalenza dai composti ferrici. Una seconda fase nel periodo autunnale utilizza invece la soglia di regolazione di livello del lago per aumentare il deflusso idrico e va ad agire sul fosforo legato ai composti carbonatici.

Si ribadisce che la qualità dell'acqua in ingresso e quindi degli immissari rappresenta un fattore di primaria importanza affinché il bilancio dell'intervento di aspirazione risulti ancora negativo, cioè che la massa di P in uscita sia superiore alla massa di P in entrata.

7. INDAGINE SULLE MACROFITE ACQUATICHE DEL LAGO DI ANNONE EST

7.1. Risultati del sopralluogo del 10 agosto 2023

Dall'inizio dell'attività di prelievo ipolimnico si è iniziato ad effettuare con cadenza annuale il censimento delle macrofite acquatiche presenti nel bacino di Annone Est. In passato, infatti, gli ingenti carichi interni di fosforo presenti nel lago hanno causato frequenti fenomeni di eutrofizzazione; di fatto, il fosforo rappresenta il fattore limitante per la crescita algale e pertanto è necessario agire su questo elemento per limitarne la crescita. Mappando le macrofite è quindi possibile ottenere una valutazione indiretta del miglioramento del lago in relazione all'abbassamento delle concentrazioni di fosforo. Nella seguente tabella è riportata la localizzazione e la distribuzione delle singole specie di macrofite acquatiche presenti in ciascuna stazione di rilevamento nel bacino di Annone Est durante il sopralluogo condotto il 10 agosto 2023.

N° staz.	LAT	LONG	Specie	Note
1	45°47'50"N	9°21'09"E	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Inizio prateria
2	45°47'49"N	9°21'09"E		Fino a 2,5/3 m di profondità
3	45°47'49"N	9°21'08"E		
4	45°47'49"N	9°21'07"E	<i>Trapa natans</i>	Inizio prateria
5	45°47'49"N	9°21'06"E		Da riva fino a 3,5/4 m di profondità
6	45°47'48"N	9°21'05"E		
7	45°47'48"N	9°21'04"E		
8	45°47'48"N	9°21'03"E		
9	45°47'47"N	9°21'02"E		
10	45°47'47"N	9°21'01"E		
11	45°47'46"N	9°20'59"E		
12	45°47'47"N	9°20'56"E		
13	45°47'47"N	9°20'54"E		
14	45°47'47"N	9°20'52"E		
15	45°47'47"N	9°20'50"E		
16	45°47'46"N	9°20'47"E		
17	45°47'46"N	9°20'46"E		
18	45°47'46"N	9°20'43"E		
19	45°47'46"N	9°20'42"E		

20	45°47'45"N	9°20'41"E		Fine prateria
21	45°47'45"N	9°20'40"E	<i>Trapa natans</i>	Piccola prateria isolata
22	45°47'45"N	9°20'39"E		
23	45°47'45"N	9°20'38"E		
24	45°48'02"N	9°20'17"E	<i>Trapa natans</i>	Piccola prateria isolata
25	45°48'02"N	9°20'18"E		
26	45°48'04"N	9°20'13"E	<i>Trapa natans</i>	Piccola prateria isolata
27	45°48'05"N	9°20'14"E		
28	45°48'06"N	9°20'14"E		
29	45°48'07"N	9°20'13"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Inizio prateria
30	45°48'08"N	9°20'13"E		
31	45°48'09"N	9°20'14"E	<i>Ceratophyllum demersum</i> + <i>Nymphaea alba</i>	Cerat. da riva a 2 m di profondità + Nym. da 2 m in poi
32	45°48'12"N	9°20'15"E		
33	45°48'07"N	9°20'14"E		Limite esterno Nym. + Cerat. a 2,5 m di profondità
34	45°48'10"N	9°20'16"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Fino a 2,5 m di profondità
35	45°48'10"N	9°20'17"E		
36	45°48'11"N	9°20'19"E		Fino a 3 m di profondità
37	45°48'13"N	9°20'22"E		Fino a 4 m di profondità
38	45°48'14"N	9°20'20"E		
39	45°48'16"N	9°20'21"E		
40	45°48'16"N	9°20'18"E	<i>Nymphaea alba</i>	Limite nord prateria
41	45°48'15"N	9°20'17"E	<i>Nymphaea alba</i> + <i>Trapa natans</i>	Piccola prateria isolata di <i>Trapa</i> e di <i>Nymphaea</i>
42	45°48'16"N	9°20'20"E	<i>Trapa natans</i>	Prateria isolata
43	45°48'17"N	9°20'22"E	<i>Trapa natans</i> + <i>Ceratophyllum demersum</i>	
44	45°48'21"N	9°20'21"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	
45	45°48'22"N	9°20'23"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Inizio prateria <i>Najas</i>

46	45°48'23"N	9°20'23"E	+ <i>Najas marina</i>	Cerat. fino a 2,5 m di profondità	
47	45°48'26"N	9°20'24"E			
48	45°48'27"N	9°20'24"E			
49	45°48'28"N	9°20'27"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Fino a 3,5 m di profondità	
50	45°48'31"N	9°20'27"E			
51	45°48'33"N	9°20'27"E			
52	45°48'34"N	9°20'26"E	<i>Ceratophyllum demersum</i> + <i>Najas marina</i>		
53	45°48'35"N	9°20'28"E		Fine prateria di <i>Najas</i>	
54	45°48'39"N	9°20'30"E	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Fino a 4,5 m di profondità	
55	45°48'41"N	9°20'33"E			
56	45°48'42"N	9°20'34"E			
57	45°48'42"N	9°20'36"E			
58	45°48'41"N	9°20'39"E			
59	45°48'42"N	9°21'31"E	<i>Trapa natans</i>	Inizio prateria	
60	45°48'41"N	9°21'31"E			
61	45°48'37"N	9°21'28"E		Fine prateria	
62	45°48'23"N	9°21'24"E	<i>Trapa natans</i>	Inizio prateria	
63	45°48'17"N	9°21'24"E			
64	45°48'14"N	9°21'19"E		Fine prateria	
65	45°48'12"N	9°21'18"E	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Inizio prateria	
66	45°48'10"N	9°21'17"E	<i>Myriophyllum spicatum</i> + <i>Trapa natans</i>	Fine prateria Myrio. + Inizio prateria Trapa	
67	45°48'08"N	9°21'18"E	<i>Myriophyllum spicatum</i> + <i>Trapa natans</i>	Fine prateria Trapa + Inizio prateria Myrio.	
68	45°48'03"N	9°21'18"E	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Fine prateria	
69	45°47'54"N	9°21'14"E	<i>Trapa natans</i>	Piccola prateria isolata	

Nella figura 6.1 è riportata la localizzazione geografica delle singole stazioni di rilevamento.



Figura 6.1 - Stazioni di rilevamento delle macrofite acquatiche

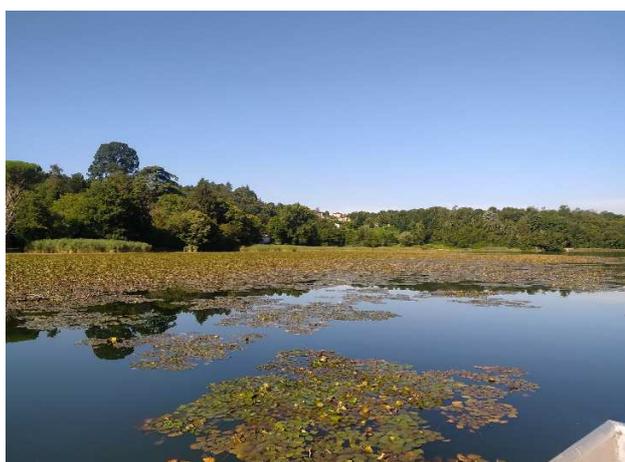
Come si osserva dalla mappa, nelle acque antistanti la darsena dell'Amministrazione Provinciale è presente un banco di *Myriophyllum spicatum*, (osservato a partire dal 2013) che si estende fino a circa 4 metri di profondità. A sud della darsena, a partire dalla stazione n° 4, ha inizio una grande prateria a *Trapa natans*, che si estende nelle acque costiere nella zona antistante Bagnolo, fino all'ingresso dello scarico Sabina. Nelle aree colonizzate da questa pianta non sono state osservate macrofite sommerse. In prossimità della stazione n° 29 ha inizio una grande prateria di *Ceratophyllum demersum* che si estende lungo tutta costa occidentale fino al canale di comunicazione con il bacino ovest, nei tratti liberi da *Trapa natans* e da *Nymphaea alba*, fino a 4 - 4,5 metri di profondità.

Nelle stazioni n° 31-33 si rileva la presenza di *Nymphaea alba* a circa 2 metri di profondità, mentre verso riva e all'esterno si osserva la presenza di *Ceratophyllum demersum*. Segue poi un allargamento della prateria di *Ceratophyllum demersum*, che si spinge fino ad oltre 4 metri di profondità. Nelle stazioni n° 41-43 si rilevano alcune praterie isolate di *Nymphaea alba* e *Trapa natans*. Alla stazione n° 45 è presente una consistente popolazione di *Najas marina*, che si estende

sino alla stazione n° 53, con piante molto sviluppate che raggiungono anche la superficie. Si sottolinea che il grande sviluppo di questa specie è un segno molto positivo in relazione allo stato di qualità delle acque, in quanto si tratta di una macrofita che cresce a maggiore profondità e quindi solo in laghi con elevata trasparenza. Nella stessa area continua anche l'estesa prateria di *Ceratophyllum demersum* che occupa la parte esterna alla prateria di *Najas marina* fino ad una profondità di 3,5 metri. La presenza di *Ceratophyllum demersum* si sviluppa fino in prossimità del canale di collegamento con il bacino ovest, in corrispondenza della stazione n° 58, ad una profondità di 4,5 metri.



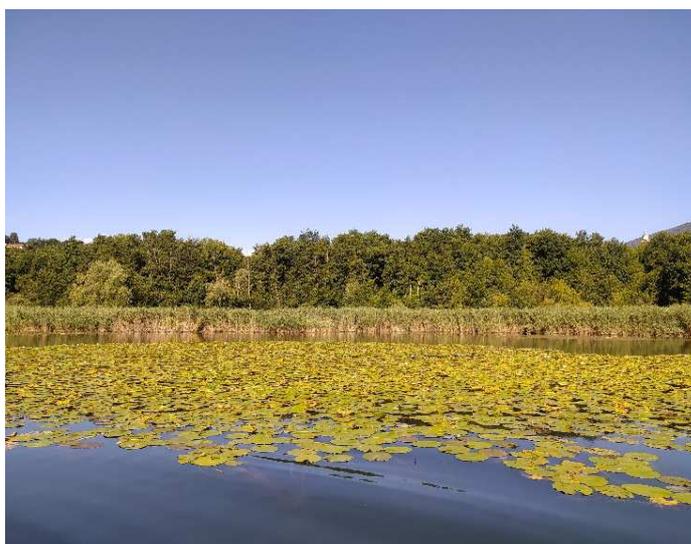
Myriophyllum spicatum



Trapa natans



Naias marina



Nymphaea alba

Ritornando sulla sponda orientale, tra le stazioni n° 59 e n° 64, si riscontrano due praterie di *Trapa natans* relativamente estese. Proseguendo in prossimità della foce del torrente Molinatto, nelle stazioni n° 65 e n° 66 si rileva un banco piuttosto esteso di *Myriophyllum spicatum*. Nelle stazioni n° 66 e n° 67 ricompare invece una colonia di *Trapa natans*, anche se meno estesa rispetto a quelle precedenti. Si rileva poi nuovamente una piccola prateria di *Myriophyllum spicatum*, che si estende fino alla stazione n° 68. Infine, in corrispondenza della stazione n° 69 è presente una piccola prateria isolata di *Trapa natans*.

Confrontando i risultati ottenuti nel 2023 con quelli degli anni precedenti (Negri 2020), si rileva un generale avanzamento in profondità dei banchi di macrofite, in particolare per quanto riguarda le colonie di *Najas marina* e di *Ceratophyllum demersum*. Come detto in

precedenza, ciò è dovuto probabilmente alla maggior trasparenza del lago e quindi alla maggiore penetrazione della radiazione solare, rappresentando quindi un importante segnale di miglioramento del bacino Est del Lago di Annone.

RINGRAZIAMENTI

Un sentito ringraziamento alla società SIMPEC s.r.l. ed in particolare a Cristiano Amati per la fondamentale ed assidua collaborazione durante l'intera attività di gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico.