



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE CHIMICHE, DELLA VITA E DELLA
SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE

Laurea Triennale in Scienze della Natura e dell'Ambiente (L-32)

**Quantificazione dei carichi di azoto e fosforo
veicolati nelle Torbiere del Sebino dal Cavo
Colatore**

*Quantification of nitrogen and phosphorus loads delivered by
Cavo Colatore to the Sebino peatlands*

Relatore:

Prof. Daniele Nizzoli

Correlatori:

dott. Alessandro Scibona

Laureando: Davide Bellomi

Anno Accademico 2019/2020

INDICE

1	INTRODUZIONE	4
	<i>1.1 Le zone umide.....</i>	<i>4</i>
	<i>1.2 Modifiche antropiche del ciclo dei nutrienti nei bacini idrografici</i>	<i>5</i>
	1.2.1 Eutrofizzazione	6
	<i>1.3 Conseguenze del processo di eutrofizzazione delle acque</i>	<i>9</i>
	<i>1.4 Strategie per il controllo dell'eutrofizzazione.....</i>	<i>10</i>
	1.4.1 Quantificazione dei carichi di nutrienti	12
2	OBIETTIVI	13
3	AREA DI STUDIO.....	14
	<i>3.1 Le Torbiere del Sebino: inquadramento geografico e morfologico.....</i>	<i>15</i>
	3.1.1 Criticità e pregi delle torbiere	16
	3.1.2 Origine ed evoluzione	17
	<i>3.2 Pressioni antropiche sul Bacino Idrografico delle Torbiere del Sebino.....</i>	<i>19</i>
4	MATERIALI E METODI	21
	<i>4.1 Raccolta, trattamento campioni e determinazioni analitiche.....</i>	<i>21</i>
	<i>4.2 Calcolo dei carichi di N, P e Si.....</i>	<i>24</i>
5	RISULTATI E DISCUSSIONE	27
	<i>5.1 Analisi delle portate del Cavo Colatore.....</i>	<i>27</i>
	<i>5.2 Qualità chimico-fisica dell'acqua nel Cavo Colatore.....</i>	<i>28</i>
	5.2.1 Valutazione del potenziale eutrofizzante delle concentrazioni di nutrienti nel Cavo Colatore	32
	<i>5.3 Carichi di N, P e Si veicolati dal Cavo Colatore</i>	<i>34</i>
	5.3.1 Relazione tra carichi generati nel bacino e carichi esportati e valutazione del potenziale eutrofizzante dei carichi di nutrienti nel Cavo Colatore	37
6	CONCLUSIONI	40
7	BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA	43
	<i>7.1 Bibliografia.....</i>	<i>43</i>
	<i>7.2 Sitografia.....</i>	<i>51</i>

La tesi è stata svolta nell'ambito del progetto di ricerca: "Torbiere - Analisi dei carichi di nutrienti generati e veicolati nel bacino drenante le Torbiere di Iseo e dimensionamento preliminare di un impianto di fitodepurazione a servizio di uno sfioratore in comune di Provaglio d'Iseo" finanziato da Acque Bresciane S.r.l. Si ringraziano l'Ing. Mauro Olivieri, l'Ing. Francesco Esposto, l'Ing. Manuel Murgioni, l'Ing. Laura Barone (Acque Bresciane S.r.l.), il Prof. Marco Pilotti (Gruppo di Idraulica e Ingegneria Ambientale dell'Università di Brescia, Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambiente, Territorio, Architettura e Matematica) e l'Ing. Stella Volpini per l'aiuto fornito durante le fasi del lavoro. Per l'utilizzo dei dati è necessaria l'autorizzazione scritta del relatore della tesi che, a sua volta, provvederà ad inoltrare la richiesta alla società che ha finanziato lo studio.

1 INTRODUZIONE

In seguito allo sviluppo dell'ecologia moderna avvenuto nel XX secolo, l'attenzione e gli studi scientifici rivolti agli ecosistemi acquatici sono incrementati notevolmente (Bartoli & Viaroli, 2006; Serediak et al., 2014). Al contempo, è maturata la consapevolezza nella società che tali ambienti, in particolare le zone umide, costituiscono un bene essenziale che deve essere tutelato (M.E.A., 2005), in quanto rivestono un ruolo essenziale dal punto di vista ecologico, sociale, culturale ed economico (Zedler et al., 2005; Burton et al., 2009).

I servizi ecosistemici forniti dagli ecosistemi acquatici sono molteplici. Tra questi si può includere la mitigazione del rischio idrogeologico attraverso la regolazione del flusso delle acque superficiali e la conseguente riduzione del rischio di inondazioni, il mantenimento dei livelli di falda, il controllo dell'erosione e il consolidamento delle rive, la regolazione dei cicli biogeochimici che influenza la qualità delle acque, il sequestro e l'accumulo di carbonio, la ritenzione dei sedimenti e degli inquinanti, l'abbattimento dei nutrienti, la conservazione della biodiversità e la mitigazione e la regolazione del microclima (Montemaggiori, 1996; Zedler et al., 2005; Burton et al., 2009; IUCN, 2017).

A fronte di un aumento della consapevolezza sul ruolo svolto da questi ecosistemi, sono però aumentate le pressioni dovute alle attività antropiche che hanno portato ad una riduzione della qualità di questi sistemi ed a una riduzione dei servizi associati.

1.1 Le zone umide

Le zone umide sono ambienti acquatici poco profondi, in cui il substrato risulta sommerso o saturo di acqua per periodi variabili, che dipendono in larga parte dal regime idrologico. La durata della sommersione è tale da permettere l'instaurazione di condizioni di ipossia o di anossia e la colonizzazione di specie microbiche, animali e, soprattutto, vegetali, che presentano adattamenti altamente specializzati per queste condizioni (Bartoli & Viaroli, 2006; Clarkson et al., 2013). Si tratta di ambienti di transizione, che si sviluppano cioè nella zona di confine tra il sistema terrestre e quello acquatico. Per la loro posizione, questi sistemi ricevono e trasformano materia organica e nutrienti da entrambi i domini e regolano gli scambi tra il bacino scolante ed il corpo d'acqua recettore

(Wetzel, 1990; Mitsch & Gosselink, 2000; Verhoeven et al., 2005; Wetzel, 2006; Bartoli & Viaroli, 2006; Jordan et al., 2011). Le zone umide sono, inoltre, ambienti di natura dinamica e spesso soggetti ad un'evoluzione che prevede la graduale transizione verso la formazione di ecosistemi terrestri (Gilman, 1994). Questa lenta e progressiva trasformazione è dovuta all'accumulo di vegetazione e conseguentemente di sostanza organica che induce, così, la progressiva diminuzione del battente idrico, l'avanzamento della vegetazione riparia verso le zone centrali ed il progressivo interrimento dello specchio d'acqua (D'Auria & Zavagno, 1999). Nel corso del tempo, all'evoluzione naturale si è sovrapposto l'effetto delle bonifiche e delle attività antropiche, che hanno accelerato il declino di questi ambienti.

A livello internazionale, l'importanza delle zone umide è riconosciuta dalla Convenzione di Ramsar del 1971, il primo trattato ambientale globale, che si è focalizzato in maniera particolare su tali ecosistemi e sulle misure di conservazione degli stessi. Con la Convenzione di Ramsar è stata data anche una definizione per le zone umide (Convenzione di Ramsar, 1971): *“Le zone umide sono aree di palude, acquitrino, torbiera o specchi d'acqua, sia naturali sia artificiali, permanenti o temporanee, con acqua stagnante o corrente, dolce, salmastra o salata, incluse quelle fasce marine costiere la cui profondità, in condizioni di bassa marea, non superi i sei metri.”* (Figura 1.1).



Figura 1.1 - Immagini di diverse tipologie di zone umide (www.pixabay.com).

1.2 Modifiche antropiche del ciclo dei nutrienti nei bacini idrografici

Nonostante sia riconosciuto l'importante ruolo svolto da questi ecosistemi, a livello globale si sta verificando un incremento costante dell'erosione delle zone umide e la loro progressiva scomparsa, sia per motivi naturali che antropici. Davidson (2014), basandosi sulla revisione di 189 rapporti sui cambiamenti delle zone umide, ha evidenziato una

perdita a livello globale di tali ambienti naturali del 54 – 57% a partire dal 1900, percentuale che raggiunge l'87% se si considera come anno di riferimento il 1700. La velocità di scomparsa è, inoltre, aumentata in modo progressivo a partire dal XVIII secolo, fino ad arrivare ad un picco nella seconda metà del XX secolo. Il drenaggio, il riempimento e la conversione a terreni coltivabili o edificabili, le deviazioni e lo sbarramento dei corsi d'acqua, lo scollegamento delle zone umide dal corpo idrico principale, l'eutrofizzazione, il pascolo, l'alterazione del regime delle precipitazioni dovuto ai cambiamenti climatici, l'invasione da parte di specie esotiche e lo sfruttamento eccessivo della risorsa idrica sono tra i principali fattori responsabili della perdita e del degrado delle zone umide (Brinson et al., 2002, Davidson, 2014; IUCN, 2017).

La presenza, la persistenza e l'integrità delle zone umide dipende in primo luogo dalla disponibilità di acqua e quindi dal regime idrologico dei corpi idrici ai quali sono collegate e dalle sue variazioni naturali (Bartoli & Viaroli, 2006). Tuttavia, lo stato trofico e la qualità delle acque di tali ambienti sono oggi compromessi in maniera rilevante dalle continue pressioni esercitate dalle attività umane nel bacino scolante. Queste attività sono responsabili delle alterazioni dei cicli biogeochimici naturali della materia, che producono effetti negativi sull'integrità ecologica degli ambienti acquatici e sulla capacità di questi di fornire i loro essenziali servizi ecosistemici (Clarkson et al., 2013; Serediak et al., 2014).

L'uomo rilascia, in qualunque ambiente della biosfera, sostanza organica, metalli, prodotti di sintesi artificiali, nutrienti. Tra questi ultimi, in particolare, vengono mobilizzate quantità elevate di azoto (N) e fosforo (P), soprattutto nelle loro forme solubili reattive, verso le acque superficiali e sotterranee (Galloway et al., 2003; van Dijk et al., 2016). Recentemente, oltre a N e P, che sono riconosciuti come elementi limitanti, è stata presa in considerazione anche la disponibilità del silicio (Si), in quanto elemento necessario alla comunità delle diatomee e delle macrofite acquatiche, che lo utilizzano per la sintesi di elementi strutturali (Humborg et al., 1997; Serediak et al., 2014; Schoelynck & Struyf, 2016).

1.2.1 Eutrofizzazione

L'arricchimento di nutrienti in seguito all'alterazione dei cicli biogeochimici, in particolare N e P, negli ambienti acquatici – nonché un incremento nell'immissione di sostanza organica alloctona (Nixon, 1995, 2009) – sono alla base del cosiddetto fenomeno

di eutrofizzazione dei corpi idrici superficiali (Smith et al., 1999; Meybeck et al., 2005; Dodds, 2006; Hilton et al., 2006; Romero et al., 2013; Serediak et al., 2014; Hong et al., 2017). Gli impatti derivanti da tale arricchimento possono essere provocati non solo dalle quantità totali di N, P e Si, che svolgono un ruolo significativo nel determinare la risposta del sistema, ma anche dalla loro disponibilità relativa (Nixon, 2009; Glibert, 2017; Maranger et al. 2018; Carey et al., 2019).

L'approccio tradizionale individua nel rapporto molare N:Si:P = 16:40:1 le condizioni per una crescita bilanciata del fitoplancton in acque dolci (Redfield et al., 1963; Dupas et al., 2015). Lo sbilanciamento di uno dei tre elementi può portare a modificazioni della rete trofica, perdita di specie, comparsa di specie algali pericolose, accumulo di sostanza organica e deossigenazione delle acque (Luu et al., 2012; Glibert, 2017).

In modo paradigmatico, il fosforo è stato ritenuto responsabile dell'eutrofizzazione delle acque interne, mentre all'azoto è stata imputata quella delle acque marine. Nello specifico, l'arricchimento in azoto può favorire la crescita di macroalghe nitrofile, mentre l'eccesso di fosforo può stimolare fioriture di alghe tossiche, con conseguente sviluppo di condizioni anossiche, cambiamento delle popolazioni bentoniche ed un generale peggioramento della qualità delle acque (Carpenter et al., 1998; Bowes et al., 2003; Billen & Garnier, 2007; Stutter & Lumsdon, 2008, Ruttenberg, 2014). Sia negli ambienti di acque interne che marine, un impoverimento di silice, con un conseguente sbilanciamento dei rapporti stechiometrici a favore di N e P, può portare alla scomparsa delle diatomee, sostituite da coccolitofori, cianobatteri e alghe nitrofile, con effetti che si propagano a cascata lungo l'intera rete trofica (Tallberg et al., 2009; Dürr et al., 2011; Li et al., 2015).

L'eutrofizzazione costituisce di per sé un processo naturale inevitabile, causato dal dilavamento dei suoli, da attività di smottamento (ad esempio frane), da siccità stagionale o da eventi di precipitazione che seguono gli incendi (Serediak et al., 2014). Alla cosiddetta "eutrofizzazione naturale", si aggiunge "l'eutrofizzazione culturale", definita da Hasler (1947) come l'aumento dell'intensità e della frequenza dei bloom algali nocivi, direttamente causato dall'aumento del carico di nutrienti negli ambienti acquatici da parte delle attività antropiche (Figura 1.2). L'origine di tale fenomeno è riconducibile a diverse cause, quali: uso di fertilizzanti di sintesi o di spandimenti di reflui zootecnici, cambiamenti nell'uso del suolo (i.e. impermeabilizzazione, disboscamento), aumento della popolazione, scarichi civili e industriali (Serediak et al., 2014; Glibert, 2017). Le

trasformazioni del territorio e del suolo possono aumentare il ruscellamento superficiale e l'erosione dei terreni, eventi che alterano la capacità da parte del sistema di trattenere i nutrienti e che condizionano l'entità del carico esportato e la sua variazione nel tempo, con conseguenti ripercussioni negative sul corpo d'acqua recettore (Russel et al., 2008; Serediak et al., 2014; Vörösmarty et al., 2015; Meybeck et al., 2016).

Il carico di nutrienti di N, P e Si che raggiunge le acque può essere veicolato sia da sorgenti puntiformi che da sorgenti diffuse, distinte in base al percorso che il nutriente segue per raggiungere il corpo idrico (Figura 1.2). Le sorgenti puntiformi sono caratterizzate da *input* ben localizzabili nello spazio, come gli scarichi industriali, quelli degli sfioratori delle fognature urbane o degli impianti di depurazione delle acque. È una tipologia di sorgente più facilmente identificabile, misurabile e passibile di controlli. Le sorgenti diffuse sono caratterizzate, invece, da apporti distribuiti nello spazio e spesso variabili nel tempo. Si tratta di sorgenti associate, ad esempio, al dilavamento dei suoli agricoli e meno localizzabili e meno gestibili rispetto alle sorgenti puntiformi (Serediak et al., 2014).

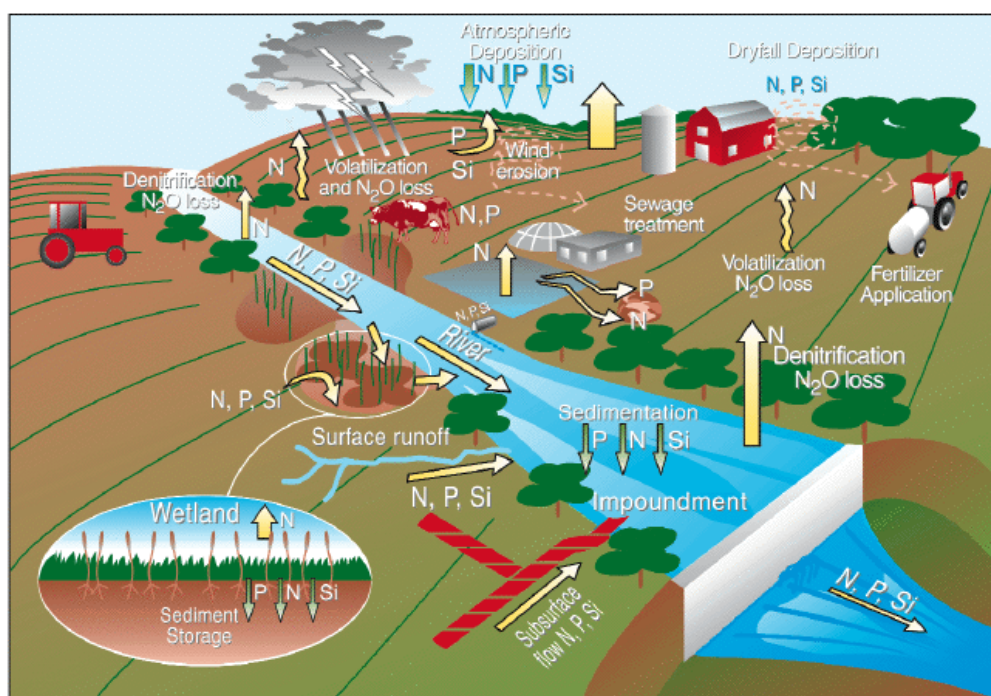


Figura 1.2 - Cicli di N, P e Si nella biosfera e alterazioni antropiche dei cicli all'origine del fenomeno di eutrofizzazione (<https://www.appropedia.org/Eutrophication>, 2007).

1.3 Conseguenze del processo di eutrofizzazione delle acque

L'acqua dolce è considerata una risorsa rinnovabile, ma la sua distribuzione e disponibilità non sono omogenee, né illimitate. Eventi intensi di eutrofizzazione stanno esercitando pressioni aggiuntive su una risorsa che è già ampiamente sfruttata e la cui richiesta è destinata ad aumentare (Serediak et al., 2014; Jeppensen et al., 2015). Su scala globale, il flusso di nutrienti verso gli ecosistemi acquatici è più che duplicato rispetto alle stime relative al periodo preindustriale (Cassara, 2008). Il cambiamento nell'apporto di nutrienti, e l'eventuale conseguente squilibrio del loro rapporto stechiometrico all'interno delle zone umide, causa, in primo luogo, un incremento della produttività primaria e delle fioriture algali, tra cui quelle nocive per l'essere umano ed il sistema stesso (Pearl et al., 2016; Glibert, 2017). Le specie dominanti (macrofite radicate) vengono sostituite da forme galleggianti a rapida crescita, oppure, nei casi più estremi, da forme fitoplanctoniche, il cui accrescimento è stimolato a livelli tali da non potere essere controllato dai consumatori, con conseguente intorbidimento significativo delle acque e riduzione della zona fotica. È favorita, inoltre, l'invasione di specie vegetali alloctone e più competitive rispetto ai taxa endemici presenti, con importanti cambiamenti nella composizione della comunità biologica (Craft et al., 1993; Nolan et al., 1997; Vitousek et al., 1997; Carpenter et al., 1998; Kirkham et al., 1996; Boesch, 2001; Serediak et al., 2014; Pinsonneault et al., 2016). Questi mutamenti determinano variazioni nelle caratteristiche chimiche delle acque, in particolare una evidente oscillazione del contenuto di ossigeno disciolto, in seguito ad una maggiore respirazione degli organismi acquatici (Smith, 2003). Inoltre, l'attività microbica del comparto bentonico, implicata nei processi di decomposizione e mineralizzazione della sostanza organica, comporta un eccessivo consumo di ossigeno, che può causare fenomeni di completa anossia di durata ed estensione variabile e rimette in circolo una parte non trascurabile di elementi nutritivi (Bartoli & Viaroli, 2006; Clarkson et al., 2013).

La risposta degli ecosistemi acquatici all'aumento del carico di nutrienti dipende comunque dalle caratteristiche del corpo idrico ricevente e da processi biogeochimici in grado di regolare il trasporto e la disponibilità di nutrienti (Cloern, 2001). In ambienti come le zone umide ad esempio, le macrofite radicate favoriscono la deposizione della sostanza organica e interagiscono con il ciclo biogeochimico dei nutrienti: il fosforo inorganico può essere assimilato, accumulato nella biomassa dei produttori primari e depositato nel sedimento; l'azoto inorganico, sotto forma di ione nitrato e di ammonio,

può essere assimilato dalle piante e, in condizioni anaerobiche del sedimento superficiale, trasformato in N molecolare (N₂) attraverso la denitrificazione microbica; infine, la silice viene assimilata dai produttori primari e rigenerata in colonna d'acqua (Reynolds & Davies, 2001; Struyf et al., 2005; Baron et al., 2013; Serediak et al., 2014; Nizzoli et al., 2018). La capacità di ridurre o rendere inerti i carichi di nutrienti dipende dalla composizione e struttura delle comunità biologiche, in particolare di quelle vegetali e microbiche, e dalle caratteristiche chimico-fisiche del sedimento superficiale. Cambiamenti di questi componenti e/o delle loro proprietà possono, infatti, limitare o addirittura eliminare le funzioni di controllo dei cicli di N, P e Si ed il sedimento può diventare un “trasformatore” di materia organica e sorgente interna di tali nutrienti (Verhoeven et al., 2005).

1.4 Strategie per il controllo dell'eutrofizzazione

Al fine di tutelare lo stato degli ecosistemi acquatici, a partire dagli anni '80 del secolo scorso, sono state emanate diverse direttive a livello europeo e atti normativi a livello nazionale (Tabella 1.1). I più significativi sono quelli volti alla riduzione dei fosfati nei detersivi, al miglioramento dei sistemi di depurazione, al controllo dei carichi di nitrato. Più recentemente, la Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE) per prima istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di risorse idriche, introducendo un approccio innovativo nella legislazione europea in materia di protezione e gestione delle acque (Tabella 1.1). Gli obiettivi perseguiti sono quelli di prevenire il deterioramento qualitativo e quantitativo delle acque e, dove necessario, migliorarne lo stato e di assicurare un utilizzo sostenibile, basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili, al fine di raggiungere lo stato buono in tutti i corpi idrici entro il 2027 (Direttiva 2014/80/UE).

La normativa prevede inoltre che la gestione delle acque sia affrontata a livello di bacino idrografico, e l'unità territoriale di riferimento per la gestione del bacino è individuata nel distretto idrografico, “area di terra e di mare, costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere, che costituisce la principale unità per la gestione dei bacini idrografici” (Prati, 2017). La gestione a livello di distretto e soprattutto di bacino idrografico può consentire di migliorare l'individuazione delle pressioni ritenute significative e che possono pregiudicare il

raggiungimento e/o il mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale secondo le tempistiche previste dalla direttiva comunitaria.

Tabella 1.1 - Sintesi dei principali atti normativi riguardanti la protezione delle acque dall'inquinamento, emanati a livello europeo e nazionale (www.eur-lex.europa.eu)

Direttiva 1991/271/CEE del Consiglio, del 21/05/1991	Concernente il trattamento delle acque reflue urbane
Direttiva 1991/676/CEE del Consiglio, del 12/12/1991	Relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole
Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23/10/2000 – Direttiva Quadro sulle Acque (DQA)	Istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque
Direttiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 17/06/2008	Istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (Direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino)
Legge 319/1976 – Legge Merli	Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento
D.L.vo 413/1988	Riduzione della percentuale di fosforo nei preparati per lavare
D.L.vo 152/2006	Norme in materia ambientale (Testo Unico Ambientale)

In passato, le tradizionali strategie di riduzione dell'eutrofizzazione – tra cui l'alterazione dei nutrienti in eccesso, la miscelazione fisica delle acque, l'applicazione di erbicidi e potenti alghicidi – si sono rivelate inefficaci, costose e impraticabili per grandi ecosistemi (Chislock, 2013), soprattutto perché non agiscono sulle cause ultime del processo ma sulla mitigazione dei sintomi. Ad oggi è ampiamente riconosciuto che il principale meccanismo di controllo del processo eutrofico si deve basare sulle tecniche di prevenzione. Risulta necessario regolare la produzione e il rilascio dei carichi nel bacino scolante per rimuovere o, quantomeno, limitare l'apporto di nutrienti ai corpi idrici recettori, come le zone umide. Altrettanto importanti sono le azioni di identificazione e

monitoraggio delle zone umide: la raccolta di dati a lungo termine può migliorare la prevedibilità dei fenomeni di eutrofizzazione, l'identificazione di trend e di fattori di rischio. Agendo in tale modo, è possibile intervenire prima che la situazione risulti irreversibile, minimizzando anche i costi relativi ai processi di bonifica (Serediak et al., 2014). Un metodo utile per inquadrare il livello delle pressioni che insistono su un corpo idrico e valutarne la significatività è la stima dei carichi di nutrienti.

1.4.1 Quantificazione dei carichi di nutrienti

Per identificare a livello di bacino idrografico le sorgenti che originano il carico di nutrienti sono disponibili diversi modelli che permettono di calcolare un carico potenziale e di associarlo a differenti determinanti. Una delle metodologie utilizzate in questi casi è quella del bilancio di massa, approccio che considera il bacino idrografico come una scatola nera, in cui sono calcolati i principali *input* e *output*. Il NANI (*Net Anthropogenic Nitrogen Input*) per l'azoto e il NAPI (*Net Anthropogenic Phosphorus Input*) per il fosforo (Hong et al., 2012; Lassaletta et al., 2012; Luu et al., 2012; Wulff et al., 2014) sono tra quelli a più ampia diffusione. La relazione tra carichi potenziali generati e carichi esportati alla chiusura dei bacini consente di valutare gli effetti dell'uso del suolo sulla qualità delle acque e la capacità del bacino idrografico di trattenere l'azoto o il fosforo (Verheyen et al., 2015; Nizzoli et al., 2018). Questi sistemi, se da un lato permettono con un certo livello di confidenza di individuare le sorgenti dei carichi e di studiare il loro impatto potenziale, non forniscono una stima precisa del carico effettivamente veicolato e delle sue variazioni nel tempo. Per questo il metodo più accurato è la misurazione diretta e regolare della portata e delle concentrazioni di nutrienti nelle acque (Howarth et al., 1996; Hong et al., 2012).

2 OBIETTIVI

Questa tesi si inserisce nell'ambito di un progetto di ricerca promosso da Acque Bresciane S.r.l., finalizzato a sviluppare strategie per il controllo dei carichi di azoto e fosforo veicolati nelle Torbiere del Sebino. Nello specifico, il progetto prevede un programma di attività con l'obiettivo di:

- aggiornare il quadro delle informazioni disponibili sull'origine e sull'ammontare dei carichi di nutrienti generati dalle attività antropiche nel bacino drenante delle Torbiere del Sebino;
- stimare il carico di nutrienti effettivamente veicolato dal Cavo Colatore, drenante una porzione del bacino delle Torbiere del Sebino;
- fornire supporto scientifico in ambito ecologico, sia per promuovere una gestione responsabile del territorio, sia per la progettazione futura di eventuali forme di contenimento dei carichi di nutrienti.

Il presente lavoro di tesi ha come obiettivo principale il secondo punto del programma sopracitato e, nello specifico, si prefigge di:

- analizzare la qualità delle acque del Cavo Colatore in termini di concentrazioni di N, P e Si e analizzare la loro variazione in relazione ai cambiamenti di Q dovute alle intense precipitazioni;
- quantificare i carichi di N, P e Si veicolati dal Cavo Colatore nelle Torbiere del Sebino e valutarne il potenziale eutrofizzante;
- confrontare la quantità di N e P veicolati con il carico potenziale generato dalle attività antropiche nella porzione di territorio drenata dal Cavo Colatore.

3 AREA DI STUDIO

L'ambiente oggetto di studio della tesi è il Cavo Colatore (chiamato anche Rì), un canale che drena un'area di 5.95 km² all'interno del bacino idrografico delle Torbiere del Sebino (Figura 3.1) e che costituisce il principale immissario di superficie delle Torbiere del Sebino, situate nella provincia di Brescia, in Lombardia (coordinate geografiche: 45°38'60''N, 10°01'28''E). Il bacino idrografico delle Torbiere del Sebino è situato sulla sponda meridionale del Lago di Iseo, all'interno del territorio collinare della Franciacorta, di cui occupa un'area complessiva di circa 14 km², suddivisi tra i comuni di Corte Franca, Iseo e Provaglio d'Iseo (Figura 3.1). Con una superficie di 3.6 km², le Torbiere del Sebino sono la zona umida più significativa per estensione della provincia di Brescia e si trovano ad un'altitudine di circa 185 m s.l.m., con una temperatura media annuale di circa 12.3°C ed una piovosità media annuale è di circa 909 mm (climate-data.org; 2020).

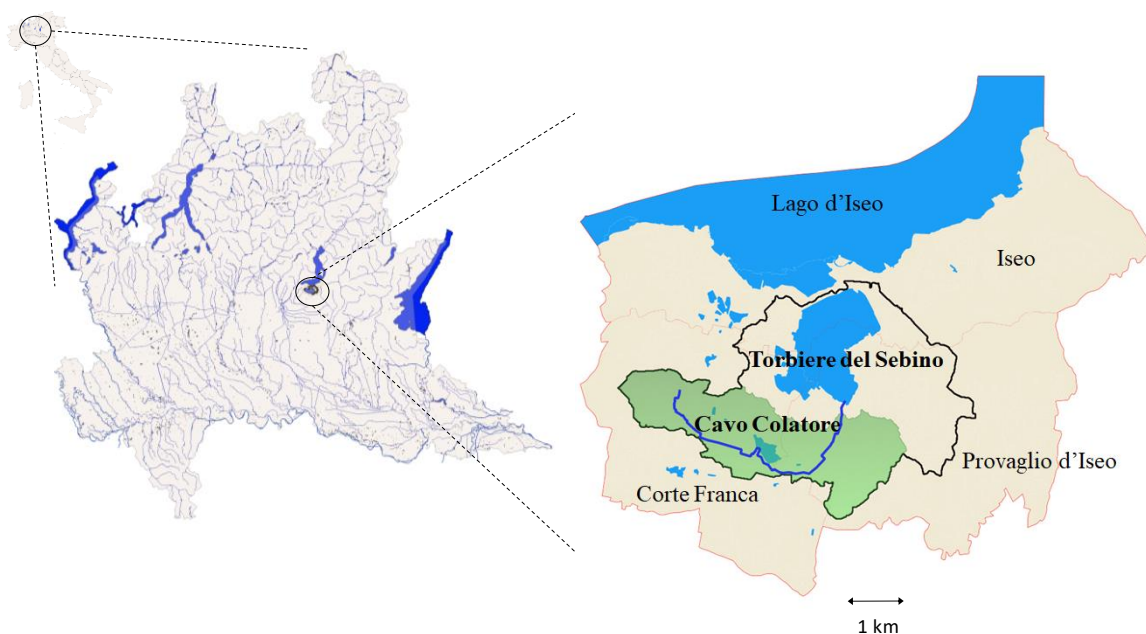


Figura 3.1 – Collocazione del bacino delle Torbiere del Sebino (contorno nero) e del sottobacino del Cavo Colatore (in verde) con il principale immissario (in blu).

Il Cavo Colatore scorre per una lunghezza di circa 5.33 km in un'area molto antropizzata: attraversa in prevalenza il Comune di Corte Franca, per poi immettersi nel lato sud della zona umida della Riserva, nel Comune di Provaglio d'Iseo. Non lambisce in nessun tratto il Comune di Iseo, che è in parte compreso nel Bacino Idrografico delle Torbiere. A livello strutturale, la larghezza del Cavo Colatore oscilla tra 1 – 2 m e le sue sponde sono molto incassate e generalmente ricche di vegetazione.

3.1 Le Torbiere del Sebino: inquadramento geografico e morfologico

Le Torbiere del Sebino sono inserite all'interno della “Riserva Naturale Regionale Orientata delle Torbiere del Sebino” (Sito SIC/ZPS IT 20 700 20): l'importanza ecologica di questo ambiente è tale da essere stata inserita non solo tra i Siti di Interesse Comunitario (SIC) e nelle Zone di Protezione Speciale (ZPS) – garantendosi, in questo modo uno dei massimi gradi di protezione ambientale possibili in Italia – bensì anche nell'elenco delle Zone Umide di Importanza Internazionale, protette dalla Convenzione di Ramsar (Ente per la Gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014; www.ramsar.org). La Riserva appartiene istituzionalmente alla regione Lombardia, che l'ha affidata in gestione ad un consorzio tra la Provincia di Brescia, la Comunità Montana del Sebino ed i comuni confinanti le torbiere (www.regione.lombardia.it).

Considerate un tempo come terre improduttive e pericolose, perché luogo di nidificazione delle zanzare del genere *Anopheles*, veicolo della malaria, oggi le Torbiere del Sebino sono qualificate come preziosi ecosistemi pieni di vita ed una vera e propria oasi per migliaia di animali, in particolare gli uccelli, estremamente importanti considerando il luogo altamente antropizzato e sovrasfruttato dai settori agricolo, zootecnico e industriale della Pianura Padana (Ente per la Gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014).

Al suo interno, si possono distinguere tre tipologie di ambienti acquatici (Figura 3.2):

- una parte a diretto contatto con il Lago d'Iseo, denominata “Lametta”;
- una parte più interna, formata da grandi vasche intervallate da sottili argini di terra, denominata “Lama”;
- un'altra area con vasche ottenute dall'escavazione dell'argilla.

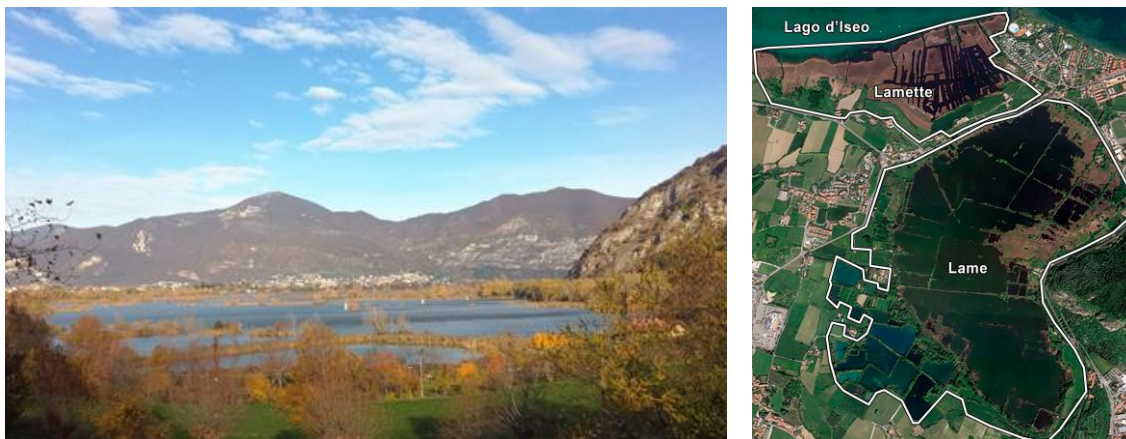


Figura 3.2 – Panoramica delle Torbiere del Sebino dalla Stazione ferroviaria di Provaglio-Timoline (a sinistra, 25 novembre 2019) e inquadramento di Lame e Lamette (a destra, Google Earth, 2020).

3.1.1 Criticità e pregi delle torbiere

La torbiera è una tipologia di zona umida, presente in aree caratterizzate da clima temperato e da particolari condizioni idriche ed edafiche, in particolare dall'eccesso di acqua. Esempi di queste aree sono i fondivalle delle valli alluvionali, le spianate sommitali e di altopiano, i versanti interessati da flusso d'acqua, le aree in prossimità di sorgenti, le sponde di sistemi fluviali e di bacini lacustri (Minelli, 2004). Tali ambienti tendono a diminuire procedendo verso altitudini e latitudini minori: in Italia sono presenti prevalentemente sulle Alpi e sull'Appennino settentrionale, sono scarsi proseguendo verso sud lungo la penisola.

Le torbiere sono ambienti umidi relittuali, in quanto la loro formazione e la loro colonizzazione da parte delle varie specie vegetali sembra essere in rapporto con le fasi fredde quaternarie piuttosto che con le condizioni climatiche attuali. Pertanto, a differenza di altre zone umide, la scomparsa di questi ambienti è, nella maggior parte dei casi, irreversibile, in quanto la ricostituzione spontanea potrebbe verificarsi solo su piccolissime superfici e con grandi difficoltà (Minelli, 2004). Nel nostro Paese, oltre al carattere relittuale, numerosi rischi di origine antropica ed una peculiare condizione di marginalità fitogeografica conferiscono un destino precario a tali ambienti. Tuttavia, sono ecosistemi che devono essere salvaguardati perché di fondamentale importanza, in quanto, tra i vari servizi ecosistemici che offrono, costituiscono una preziosa riserva globale di carbonio (IUCN, 2017). Grandi quantità di carbonio vengono fissate dall'atmosfera, tramite i processi di fotosintesi clorofilliana, all'interno dei tessuti della

vegetazione tipica di questi ambienti (specie igrofile, quali sfagni, muschi, ciperacee e graminacee), i quali, morendo, si accumulano sul sedimento di fondo sotto forma di biomassa solo parzialmente decomposta, chiamata torba (Charman, 2009). Attualmente, questi ambienti occupano circa il 3% della superficie terrestre (IUCN, 2017), pari a più di 300 milioni di ettari. È stato stimato che tale superficie contiene tra 450 – 750 Gt di carbonio, che rappresentano il 42% di tutto il carbonio presente nel suolo e superano lo stock di carbonio immagazzinato da tutte le altre comunità vegetali (Charman, 2009; IUCN, 2017). Questi ambienti, infatti, sequestrano circa 0.37 Gt di CO₂ all'anno, contribuendo alla riduzione dei cambiamenti climatici. Al contrario, le torbiere danneggiate sono una importante fonte di emissioni di gas serra, poiché rilasciano 1.3 Gt di CO₂ y⁻¹, pari al 6% delle emissioni di anidride carbonica derivanti dalle attività antropiche (IUCN, 2017).

La conservazione e gestione delle torbiere è un problema a cui si è cercato di dare una risposta solo negli ultimi decenni. A livello nazionale non esistono particolari leggi per la loro conservazione e attualmente molte competenze sono decentrate agli enti locali. Più spesso si ricorre alla protezione di particolari biotopi che ospitano ambienti di questo tipo: in Lombardia, ad esempio, alcune aree protette sono dedicate alla salvaguardia di aree di torbiera in ambito alpino e pedemontano, tra cui, appunto, la Riserva Naturale delle Torbiere del Sebino (Ente per la Gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014).

3.1.2 Origine ed evoluzione

L'origine dell'area palustre delle Torbiere del Sebino è collegata agli effetti causati dall'ultima glaciazione (glaciazione würmiana), che ha interessato l'emisfero settentrionale della Terra da 70000 a 11700 anni fa (Capponi, 1970; Encyclopaedia Britannica, 2009). Nell'ultima fase di espansione glaciale, il passaggio di una lingua di ghiaccio tra il Monte Alto (BG) e il Monte Cognolo (BS) ha creato l'avvallamento oggi occupato dalle Torbiere, lasciando un piccolo deposito morenico a valle, sopraelevato di soli 20 – 30 m sull'attuale livello del lago. In seguito allo scioglimento dei ghiacci, le acque del Sebino, elevate 10 – 12 m in più rispetto ad oggi, allagavano completamente l'area attuale delle Torbiere. La graduale erosione dei detriti da parte dei corsi d'acqua – in particolare il fiume Oglio primordiale – e i periodi di piena hanno favorito l'abbassamento del livello delle acque e il deposito morenico è riaffiorato in superficie,

dividendo il golfo meridionale del lago in due parti: a nord il Sebino, mentre a sud si è formato un piccolo lago intermorenico, colonizzato dalla vegetazione delle zone umide con acque semiferme. I materiali vegetali morti, sedimentatisi a partire dai bordi dello stagno, hanno formato progressivi strati di materiale torboso che, alla fine dell'età del Bronzo (1800 – 1200 a.C.) hanno lentamente invaso tutto l'antico specchio d'acqua. Il lago intermorenico è stato, quindi, sostituito da una grande prateria di erbe palustri, che si è conservata fino all'inizio dell'estrazione della torba (Ente per la Gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014).

Non esistono documenti scritti relativi allo stato delle Torbiere nel periodo precedente l'escavazione della torba, né in quello immediatamente successivo. Secondo le ricostruzioni storiche, il paesaggio ha iniziato a mutare dalla fine del 1700, quando si è scoperta la possibilità di utilizzare la torba in sostituzione del legno e del carbone, il primo con resa calorica inferiore e il secondo importato a costi elevati. Dal 1862, in seguito all'acquisto di diverse porzioni delle Torbiere da parte del consorzio torinese “Società Italiana Torbe”, lo sfruttamento del giacimento è diventato massiccio.

Prima dell'era del petrolio e dell'energia elettrica, la torba è stata usata in qualità di combustibile nelle fornaci, nelle filande, negli opifici, per riscaldare le abitazioni e perfino per alimentare i treni della ferrovia Brescia-Iseo-Edolo fino alla Prima Guerra Mondiale. Il suo utilizzo è cessato definitivamente intorno agli anni '50, periodo in cui il paesaggio della zona era completamente trasformato dall'attività antropica e con esso anche la flora e la fauna in esso esistente. In epoca più recente, in alcune vasche, oggi profonde 10 – 15 metri e dall'aspetto più limpido, si è ricorso all'estrazione dell'argilla per la fabbricazione di mattoni (Ente per la gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014).

Essendo le Torbiere del Sebino una zona umida artificiale, il livello delle acque è legato ad una molteplicità di fattori. L'acqua in ingresso è prevalentemente meteorica oppure proviene da differenti canali e torrentelli immissari. D'altro canto, l'evaporazione è la principale causa della riduzione di acqua dall'area umida, assieme alla presenza di un emissario che si riversa direttamente nel Sebino, in corrispondenza del quale una pompa idrovora entra in funzione quando il livello delle acque supera i 185.8 m. Senza di questa, si verificherebbe una rapida ed eccessiva fuoriuscita di acqua, dannosa sia per la fauna che per la flora della Riserva.

Non risultano presenti nella bibliografia scientifica o in quella grigia indagini finalizzate a valutare la qualità delle acque e le funzioni ecologiche di questo ambiente, ad eccezione del lavoro svolto tra novembre 2006 e giugno 2007 da ARPA, che ha effettuato 11 prelievi in 4 punti della Riserva, di cui tre nelle Lame ed uno nelle Lamette (Comunità Montana del Sebino Bresciano, 2014). Risulta, pertanto, impossibile valutare quantitativamente l'evoluzione nel tempo di questo ecosistema e il suo stato di qualità.

3.2 Pressioni antropiche sul Bacino Idrografico delle Torbiere del Sebino

Le Torbiere del Sebino ricevono carichi di nutrienti di origine antropica sia da sorgenti puntiformi localizzate – sfioratori superficiali delle fognature miste – sia da sorgenti diffuse – dilavamento dell'ampia superficie agricola (Ente per la gestione della Riserva Naturale “Torbiere del Sebino”, 2014).

Lo sfruttamento del territorio e le pressioni antropiche associate in termini di carichi potenziali di N e P sono state analizzate nell'ambito di una precedente tesi magistrale (Saba, 2020). La popolazione totale dei tre comuni ammonta a 23787 abitanti (ISTAT, 2018). Le aree urbanizzate costituiscono il 23% del territorio del bacino idrografico, mentre le aree naturali coprono il 36%. La superficie agricola occupa la porzione più vasta del territorio, estendendosi in un'area di 5.81 km² e copre circa il 41% del territorio complessivo del bacino imbrifero. Le coltivazioni principali sono la vite (2.52 km²) ed i seminativi (2.33 km²), che occupano rispettivamente circa il 43% e il 40% della superficie agricola. Per quanto riguarda il comparto zootecnico, il numero complessivo di capi allevati nei tre comuni è pari a 88039 unità, corrispondenti a 2276 UBA (Unità Bovine Adulte). Gli allevamenti avicoli (1517 UBA) prevalgono su quelli bovini (733 UBA) (Saba, 2020).

Il carico netto di azoto dovuto alle attività antropiche veicolato nel bacino scolante (NANI) è risultato pari a $134 \pm 20 \text{ t N y}^{-1}$, corrispondente a un carico areale di $10 \pm 1 \text{ t N km}^{-2} \text{ y}^{-1}$, mentre il carico netto di fosforo dovuto alle attività antropiche veicolato nel bacino scolante (NAPI) è risultato pari a $20 \pm 3 \text{ t P y}^{-1}$, corrispondente a un carico areale di $1 \pm 0,2 \text{ t P km}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Sia per il NANI che per il NAPI, il carico è costituito principalmente dal commercio in prodotti alimentari, sotto forma di mangimi per gli animali di allevamento

e di prodotti alimentari per il consumo umano, e contribuisce rispettivamente con un *input* netto di $72 \pm 12 \text{ t N y}^{-1}$ e di $17 \pm 2 \text{ t P y}^{-1}$.

Un valore positivo della differenza tra *input* (fertilizzanti, deposizione atmosferica, import prodotti alimentari, detersivi, fissazione biologica) e *output* (export di prodotti alimentari, export da fiumi) di nutrienti sul suolo agricolo indica che una certa quantità di N e P non viene utilizzata dalle colture e si accumula nel suolo ed eventualmente contribuisce all'aumento delle concentrazioni nelle acque e del carico veicolato dai corpi idrici che lo drenano. Questa porzione prende il nome di *surplus* e rappresenta una misura della quantità di nutrienti ancora potenzialmente disponibili nel sistema. Per il bacino idrografico delle Torbiere del Sebino, è risultato un surplus netto di N all'interno del bacino ($50 \pm 18 \text{ t N y}^{-1}$, $114 \pm 41 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in termini areali), dovuto principalmente agli *input* di fertilizzanti di sintesi ($37 \pm 16 \text{ t N y}^{-1}$) e alla produzione di reflui zootecnici ($34 \pm 5 \text{ t N y}^{-1}$). Il surplus netto di fosforo, invece, è risultato pari a $7 \pm 2 \text{ t P y}^{-1}$ ($16 \pm 3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in termini areali), dovuto principalmente all'eccesso di reflui zootecnici ($10 \pm 1 \text{ t P y}^{-1}$).

4 MATERIALI E METODI

Il lavoro di tesi è stato strutturato secondo due linee di ricerca parallele e complementari, seguendo gli obiettivi riportati nel capitolo 2. In primo luogo, sono state valutate le caratteristiche fisiche e chimiche delle acque del Cavo Colatore e in un secondo momento è stato quantificato il carico di nutrienti (P, N, Si) veicolato dal torrente stesso nelle Torbiere del Sebino.

4.1 Raccolta, trattamento campioni e determinazioni analitiche

I campionamenti delle acque sono stati eseguiti tra luglio 2019 e agosto 2020 in un sito situato immediatamente a monte di un salto di circa 3 metri, a seguito del quale il Cavo Colatore percorre un breve tratto all'interno di una proprietà privata, per poi immettersi nelle Torbiere del Sebino (Figura 4.1).



Figura 4.1 – Collocazione della stazione di campionamento lungo il Cavo Colatore e campionamento presso il punto di prelievo dell'acqua (19 settembre 2019).

La frequenza di campionamento è stata circa mensile fino agli inizi di marzo 2020 successivamente, a causa del lockdown imposto in tutta Italia per l'Emergenza SARS – CoV-2, nel periodo compreso tra metà marzo 2020 e maggio 2020 è stato impossibile recarsi sul posto. Da maggio 2020 ad agosto 2020 i campionamenti sono stati intensificati

(16 a giugno, 10 a luglio, 15 ad agosto), effettuando un numero maggiore di prelievi nell'arco di una o più giornate, per intercettare la variabilità delle concentrazioni di N, P e Si eventualmente associata alle precipitazioni e al modificarsi della portata (Figura 5.1). I dati sono stati raccolti in un totale di 23 date di campionamento (Tabella 4.1), per un totale di 56 prelievi.

Tabella 4.1 – Data, numero di prelievi e condizione di ogni campionamento condotto nel Cavo Colatore in ingresso alle Torbiere del Sebino.

Data	n° prelievi	Condizione
10/07/2019	1	Ordinario
20/09/2019	1	Ordinario
22/10/2019	1	Piena
25/11/2019	1	Piena
02/12/2019	1	Piena
11/01/2020	1	Piena
30/01/2020	1	Ordinario
02/03/2020	2/4	Ordinario/Piena
03/03/2020	2	Piena
04/06/2020	5	Piena
09/06/2020	3	Piena
10/06/2020	3	Piena
11/06/2020	1	Piena
30/06/2020	4	Ordinario
01/07/2020	2	Ordinario
14/07/2020	3	Ordinario
15/07/2020	3	Ordinario
16/07/2020	2	Ordinario
02/08/2020	1	Ordinario
18/08/2020	3	Ordinario
19/08/2020	3	Piena
29/08/2020	5	Piena
30/08/2020	3	Piena

Il calcolo della portata oraria è stato eseguito utilizzando i dati di livello rilevati tramite un misuratore Nivus a ultrasuoni posizionato da Acque Bresciane s.r.l. in prossimità del sito di campionamento e convertiti in portata utilizzando una scala di deflusso appositamente calcolata per il caso di studio dall'Università di Brescia (Prof. Pilotti com. pers.). I giorni totali per cui è disponibile il dato di portata (Q ; $L s^{-1}$) sono 318, dal 18.10.2019 al 31.08.2020.

La raccolta dei campioni di acqua è avvenuta per mezzo di una bottiglia da 1 L in polietilene, calata direttamente nel corso d'acqua tramite una prolunga. Dal campione sono stati misurati direttamente sul posto la temperatura ($^{\circ}C$), la concentrazione di ossigeno disciolto (mg/l), la percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto e la conducibilità elettrica specifica (EC, a $20^{\circ}C$) con una sonda multi-parametrica (Aquaprobe AP-2000). Immediatamente dopo il prelievo, un'aliquota del campione è stata filtrata manualmente con filtri in fibra di vetro (GF/F Whatman, \varnothing 4.7 cm) e trasferita in provette di vetro per la determinazione di azoto totale disciolto (TDN), fosforo totale disciolto (TDP) e fosforo reattivo solubile (SRP). Una seconda aliquota filtrata è stata trasferita in *vials* di policarbonato, per la determinazione delle forme dell'azoto inorganico disciolto ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^- + N-NO_2^-$) e della silice reattiva solubile (DSi). Una quota di acqua non filtrata è stata, infine, trasferita in provette di vetro per la determinazione dell'azoto totale (TN) e del fosforo totale (TP). L'azoto inorganico disciolto (DIN) è stato stimato come somma tra $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^- + N-NO_2^-$, l'azoto organico disciolto (DON) come $TDN - DIN$ e l'azoto particellato (PN) come $TN - TDN$. Il fosforo organico disciolto (DOP) è stato calcolato come $TDP - SRP$ e il fosforo particellato (PP) come $TP - TDP$.

I campioni sono stati portati presso i laboratori del Dipartimento di Scienze Chimiche della Vita e della Sostenibilità Ambientale dell'Università di Parma, dove sono state eseguite le analisi.

Tutti i prelievi e le analisi sono stati effettuati secondo metodiche standard (A.P.H.A., 1998; IRSA-CNR, 2003). In seguito, sono riportate le determinazioni analitiche previste ed effettuate per ciascuna sostanza:

- Fosforo reattivo solubile (SRP): reazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente, spettrofotometria di assorbimento molecolare (Valderrama, 1981).

- Fosforo totale disciolto (TDP): ossidazione acido-alcalina a ortofosfato in autoclave a 120 °C per 1 ora (Valderrama, 1981) e determinazione del fosforo reattivo solubile con la tecnica sopra riportata.
- Fosforo totale (TP): ossidazione acido-alcalina a ortofosfato in autoclave a 120 °C per 1 ora (Valderrama, 1981) e determinazione del fosforo reattivo solubile con la tecnica sopra riportata.
- Azoto ammoniacale (N-NH₄⁺): reazione dello ione ammonio con formazione di indofenolo, spettrofotometria di assorbimento molecolare (Koroleff, 1970);
- Azoto nitrico + azoto nitroso (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻): riduzione a nitrito mediante colonne al cadmio (A.P.H.A., 1998);
- Azoto totale disciolto (TDN): ossidazione acido-alcalina a nitrato in autoclave a 120 °C per 2 ore (Valderrama, 1981) e determinazione nitrato con la tecnica sopra riportata.
- Azoto totale (TN): ossidazione acido-alcalina a nitrato in autoclave a 120 °C per 2 ore (Valderrama, 1981) e determinazione nitrato con la tecnica sopra riportata.
- Silice reattiva disciolta (DSi): mediante il metodo del blu molibdato in soluzione acida di molibdato di sodio, poi ridotto con cloruro stannoso con spettrofotometria di assorbimento molecolare visibile a 815 nm (Golterman et al., 1978).

4.2 Calcolo dei carichi di N, P e Si

La determinazione del carico veicolato da un corpo d'acqua è un elemento necessario per acquisire informazioni sulla quantità di inquinanti trasportati a valle, per individuare strategie finalizzate a contrastare le forme d'inquinamento ambientale, per verificare l'efficacia delle misure attuate e per conoscere la qualità delle acque del corpo d'acqua stesso. Tuttavia, la misurazione corretta di un carico è un lavoro complesso, che richiede non solo la quantificazione precisa della portata e della concentrazione, ma anche una pianificazione dei prelievi, che sia rappresentativa di tutte le condizioni che possono determinare cambiamenti significativi nella concentrazione del composto in esame. La scelta di quando campionare è importante poiché spesso la maggior parte del flusso

avviene durante i periodi di maggior portata – ad esempio fino al 40% del carico annuale di N e P può essere veicolato in ~ 5 – 10% del tempo (Naldi et al., 2010).

Il carico è calcolato a partire da dati di portata (Q , $L s^{-1}$) e concentrazione (C , $\mu g L^{-1}$) e può essere definito come la massa della sostanza considerata, che passa attraverso una sezione fluviale in un arco di tempo specificato (Quilbè et al., 2006). I valori di portata sono, in genere, monitorati con una certa regolarità, al contrario i valori di concentrazione sono misurati con minore frequenza, perché richiedono costi elevati di campionamento e di analisi di laboratorio e sono, inoltre, ottenuti tramite campionamenti che possono essere giornalieri, settimanali o mensili. In questa ricerca i dati di portata erano disponibili con frequenza oraria mentre i campionamenti presso il Cavo Colatore sono stati effettuati in larga parte con frequenza mensile. Di conseguenza, è estremamente importante cercare di sfruttare le informazioni contenute nel dato di Q per calcolare il carico complessivo e trovare un sistema per stimare in modo corretto il carico in assenza di misure continue di concentrazione (Walling & Webb, 1981; 1985; Littlewood, 1995; Moatar & Meybeck 2005; Quilbè et al., 2006).

Per quantificare i carichi quando si hanno a disposizione frequenti dati di portata e meno frequenti dati di concentrazione, sono state sviluppate equazioni che utilizzano i valori medi di concentrazione e portata, misurati nel periodo d'interesse (Quilbè et al. 2006). Il metodo maggiormente utilizzato – e che è stato applicato nel presente lavoro di tesi – è il metodo che prevede di calcolare una concentrazione media pesata sulle portate corrispondenti ai campionamenti, moltiplicata successivamente per la Q media dell'intero periodo considerato, secondo la seguente formula:

$$Carico = k \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} Q_{media}$$

Dove:

- C_i = concentrazione al tempo “i” ($\mu g L^{-1}$);
- Q_i = portata misurata al tempo “i” ($L s^{-1}$);
- Q_{media} = portata media annuale, calcolata utilizzando tutti i dati di Q a disposizione ($L s^{-1}$);
- k = fattore di conversione delle unità di misura.

Per includere nel calcolo l'effetto delle variazioni di concentrazione dovuto ai cambiamenti di Q, il dataset è stato suddiviso in due gruppi definiti in base ai valori di portata, utilizzando come Q discriminante il valore massimo misurato durante i prelievi condotti in assenza di precipitazioni nei cinque giorni precedenti al campionamento.

Per ogni campionamento la concentrazione del composto di interesse (C_i) è stata moltiplicata per il valore della portata media oraria (Q_i) corrispondente al fine di calcolare il carico istantaneo. Successivamente sono state calcolate le concentrazioni medie pesate sulle portate riferite ai periodi di portate ordinarie e di piena utilizzando la seguente formula:

$$C_{media} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

Successivamente è stato calcolato il carico medio (L_{medio}) veicolato nelle due fasi idrologiche moltiplicando la C_{media} per la portata media totale di ogni fase (Q_{media}). Siccome le Q_{media} orarie sono espresse in $L s^{-1}$, il carico medio così calcolato ($\mu g s^{-1}$) è stato convertito in carico veicolato (kg) nelle due fasi moltiplicando per il numero di ore in cui la Q si è trovata al di sopra o al di sotto della soglia considerata.

$$L_{medio} = C_{media} Q_{media} * 3600 * n \text{ ore}$$

Il carico totale riferito al periodo di campionamento (L_{totale}) è stato, infine, calcolato sommando il carico calcolato nella fase ordinaria e quello calcolato nella fase di piena.

5 RISULTATI E DISCUSSIONE

5.1 Analisi delle portate del Cavo Colatore

Le portate orarie registrate nel Cavo Colatore sono caratterizzate da un'elevata variabilità e sono risultate comprese tra 8 L s^{-1} e 1453 L s^{-1} , con un valore mediano di 27 L s^{-1} durante il periodo di studio (Figura 5.1). Complessivamente, nel periodo considerato il Cavo Colatore veicola $1.88 \times 10^6 \text{ m}^3$ di acqua nelle torbiere.

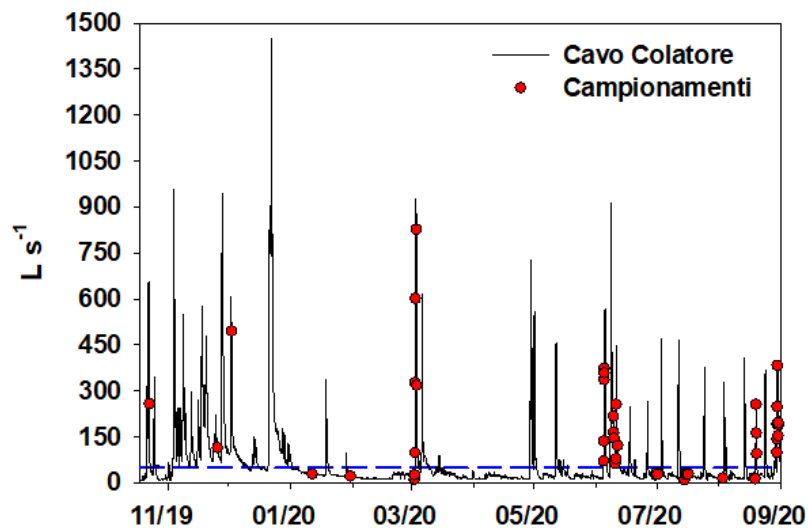


Figura 5.1 – Idrogramma del Cavo Colatore riferito al periodo 18.10.2019-31.08.2020 e le date di campionamento. È riportata la soglia di portata per distinguere la condizione di piena da quella ordinaria (50 L s^{-1}) (linea tratteggiata blu).

La soglia di portata individuata per distinguere la condizione di piena da quella ordinaria è di 50 L s^{-1} . Sulla base di questa distinzione, le portate sono risultate distribuite per il 72% del tempo (228 giorni) in condizione di ordinaria per il 28% del tempo (90 giorni) in condizione di piena. Gli eventi di piena si sono verificati principalmente tra ottobre - dicembre 2019 e tra giugno - agosto 2020 (Figura 5.1). Complessivamente, durante gli eventi di piena sono veicolati $1.42 \times 10^6 \text{ m}^3$ di acqua, un volume circa 3 volte superiore a quello veicolato in condizioni ordinarie ($0.46 \times 10^6 \text{ m}^3$).

Le portate relative ai campionamenti eseguiti per questo lavoro di tesi sono risultate comprese tra 8 L s^{-1} e 857 L s^{-1} , con un valore medio di $143 \pm 22 \text{ L s}^{-1}$. La portata media oraria è risultata di $22 \pm 2 \text{ L s}^{-1}$ in condizione di ordinaria e di $235 \pm 30 \text{ L s}^{-1}$ durante gli eventi di piena (Figura 5.2).

5.2 Qualità chimico-fisica dell'acqua nel Cavo Colatore

La temperatura delle acque è risultata compresa tra un minimo di $9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (gennaio 2019), e un massimo di $24 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (luglio 2020) con un valore medio di $19 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Considerando tutto il periodo, il valore medio di OD% è risultato pari a $72 \pm 3\%$, compreso tra un valore minimo di 45% (29.08.2020) e uno massimo di 96% (30.01.2020). La saturazione delle acque misurata in gennaio è probabilmente dovuta alle minori temperature del periodo invernale, che riducono il metabolismo eterotrofo e, quindi, il consumo di ossigeno e allo stesso tempo ne aumentano la solubilità. Al contrario, la costante condizione di sotto saturazione misurata nel periodo estivo può essere ricondotta all'elevato carico organico e alle alte temperature che stimolano il metabolismo microbico. Nei campionamenti effettuati durante il regime ordinario, la percentuale di saturazione di ossigeno disciolto (OD%) è risultata in media maggiore ($86 \pm 6\%$) rispetto al valore corrispondente calcolato nel regime di piena ($68 \pm 3\%$).

La conducibilità elettrica (EC, $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$) è risultata compresa tra $173 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (19.08.2020) e $773 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (10.07.2019), con un valore medio di $411 \pm 21 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$. La conducibilità elettrica è risultata inferiore in fase di piena ($303 \pm 23 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) rispetto alla fase ordinaria ($522 \pm 16 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) e questo può essere attribuito ad una progressiva diluizione dei composti ionici nelle acque del Cavo Colatore all'aumentare della portata.

Le concentrazioni del fosforo totale e delle forme che compongono questo pool, sono risultate estremamente variabili. Mediamente le concentrazioni sono risultate superiori e più variabili durante le fasi di piena rispetto alle condizioni di portata ordinaria. La concentrazione media di fosforo totale (TP) è di $228 \pm 29 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, valore che oscilla in un ampio range di concentrazioni, tra un minimo di $28 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ e un massimo di $1173 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Le concentrazioni medie di TP (Figura 5.2) sono risultate quasi 4 volte maggiori in condizioni di piena ($333 \pm 42 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto alla condizione di portata ordinaria ($89 \pm 6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Il fosforo particellato (PP) costituisce in media circa il 50% del P totale ($127 \pm 20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e le sue concentrazioni variano da 5 a $738 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. La concentrazione media del PP subisce un incremento passando dalla fase ordinaria ($39 \pm 5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) alla fase di piena

($192 \pm 31 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.2). Durante gli eventi di piena il contributo relativo del PP rispetto al TP aumenta leggermente e raggiunge il 58%. La concentrazione della componente totale del fosforo disciolto (TDP) è risultata pari a $102 \pm 14 \mu\text{g L}^{-1}$ e diversa tra le due fasi: concentrazioni maggiori sono state misurate nella fase di piena ($140 \pm 22 \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto al valore medio di concentrazione misurato in fase ordinaria ($50 \pm 4 \mu\text{g L}^{-1}$). Lo stesso andamento è stato riscontrato per il DOP, anche se le concentrazioni di questo pool sono risultate relativamente basse ($25 \pm 3 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.2).

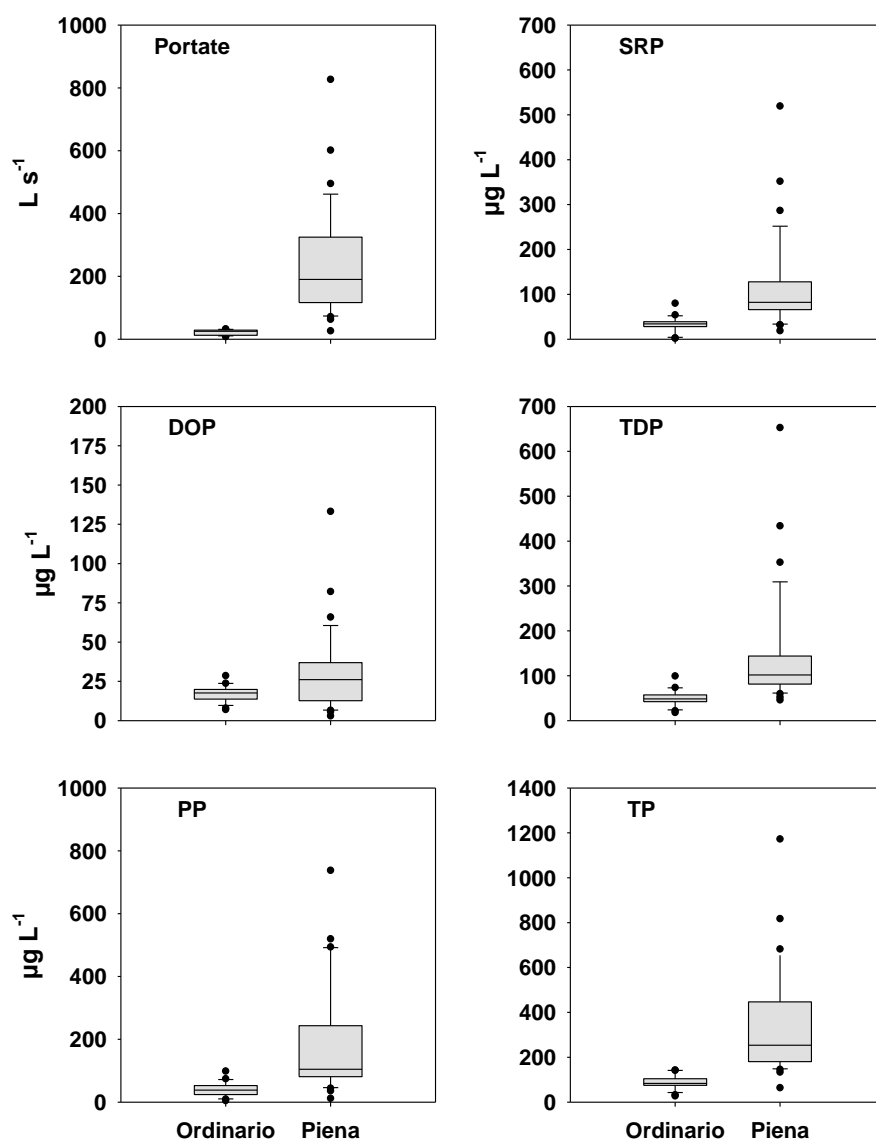


Figura 5.2 – Distribuzione delle portate (Q) in L s^{-1} e delle concentrazioni di fosforo reattivo solubile (SRP), fosforo organico disciolto (DOP), fosforo totale disciolto (TDP), fosforo particellato (PP) e fosforo totale (TP) in $\mu\text{g L}^{-1}$ misurate in condizione di portate in regime ordinario e di piena.

La concentrazione media di azoto totale (TN) misurata nel Cavo Colatore è risultata pari a $3476 \pm 187 \mu\text{g L}^{-1}$ e compresa tra un valore minimo di $1618 \mu\text{g L}^{-1}$ e uno massimo di $8350 \mu\text{g L}^{-1}$. I valori di concentrazione sono risultati lievemente maggiori durante la condizione di ordinaria ($3694 \pm 162 \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto alla condizione di piena ($3313 \pm 304 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.3).

A differenza di quanto riscontrato per il fosforo, la frazione più importante del TN è rappresentata dalle forme disciolte. L'azoto totale disciolto (TDN) costituisce in media l'80% dell'azoto totale e ha una concentrazione media di $2772 \pm 121 \mu\text{g L}^{-1}$ (min. = $1323 \mu\text{g L}^{-1}$; max. = $5178 \mu\text{g L}^{-1}$). Contrariamente a quanto osservato per il fosforo la concentrazione di TDN è risultata maggiore in condizione di portata ordinaria ($3250 \pm 164 \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto a quella di piena ($2413 \pm 145 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.3). La frazione organica disciolta dell'azoto rappresenta solo il 19% del TDN ($514 \pm 51 \mu\text{g L}^{-1}$), mentre la maggior parte della frazione disciolta è costituita dall'azoto inorganico disciolto (DIN) con una concentrazione media di $2257 \pm 125 \mu\text{g L}^{-1}$. L'azoto nitrico (N-NO_3^- , concentrazione media $2002 \pm 126 \mu\text{g L}^{-1}$) costituisce la parte preponderante del DIN stesso (87%) ed anche del TN (58%). La concentrazione di N-NO_3^- è risultata mediamente 1.8 volte più elevata durante le condizioni di portata ordinaria ($2718 \pm 155 \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto a quella del regime di piena ($1464 \pm 120 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.3). Questo andamento è probabilmente dovuto ad una diluizione netta del nitrato all'aumentare del volume di acqua. Diversamente da quanto avviene per N-NO_3^- , le concentrazioni di azoto ammoniacale ($256 \pm 24 \mu\text{g L}^{-1}$, min. = $32 \mu\text{g L}^{-1}$; max. = $974 \mu\text{g L}^{-1}$) sono risultate 1.8 volte maggiori durante le fasi di piena ($321 \pm 35 \mu\text{g L}^{-1}$) rispetto alla situazione ordinaria ($169 \pm 19 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.3). Questo andamento può essere dovuto a diversi fattori che concorrono ad aumentare il trasporto di composti ridotti dell'azoto nelle acque come ad esempio la fuoriuscita di acque da sfioratori di fognature miste o da fosse settiche o il dilavamento di azoto ammoniacale presente nelle acque interstiziali di suoli organici. Il Cavo Colatore attraversa territori sia a prevalente uso agricolo che urbanizzati ed è pertanto difficile nell'attuale situazione individuare la principale sorgente di azoto ammoniacale che si verifica durante le intense precipitazioni.

La frazione dell'azoto particellato (PN) oscilla in un ampio range di concentrazioni ed è risultata compresa tra $37 \mu\text{g L}^{-1}$ e di $4560 \mu\text{g L}^{-1}$. Le concentrazioni durante la fase di piena sono risultate più che doppie rispetto alla fase ordinaria, rispettivamente $900 \pm 16 \mu\text{g L}^{-1}$ e $445 \pm 45 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 5.3).

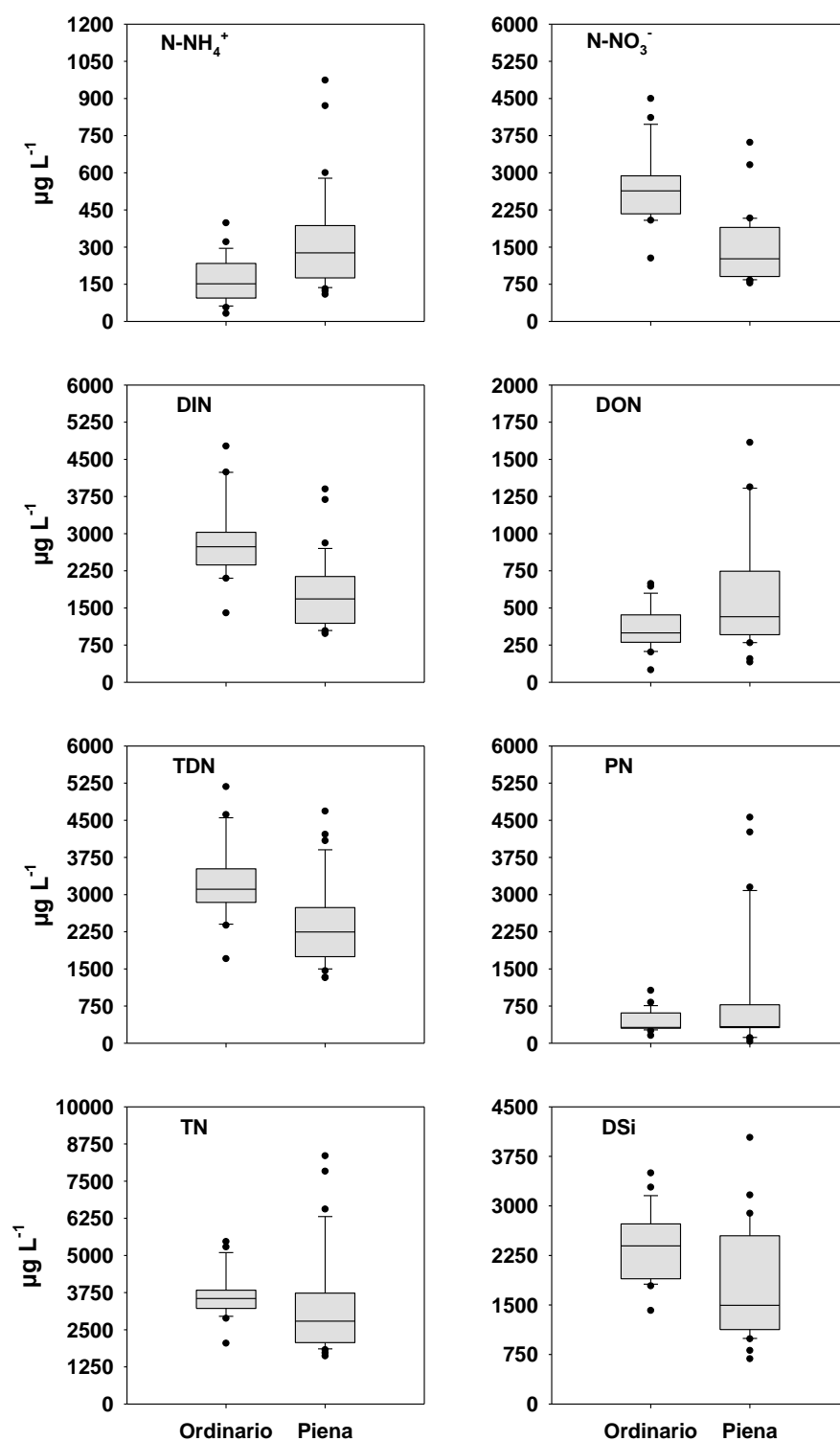


Figura 5.3 – Distribuzione delle concentrazioni di azoto ammoniacale (N-NH_4^+), azoto nitrico (N-NO_3^-), azoto disciolto inorganico (DIN), azoto organico disciolto (DON), azoto totale disciolto (TDN), azoto particellato (PN), azoto totale (TN) e silice disciolta (DSi) in $\mu\text{g L}^{-1}$ misurate in condizione di portate in regime ordinario e di piena.

Per quanto riguarda la silice, la concentrazione di DSi nelle acque che si immettono nelle Torbiere del Sebino è risulta pari a $2038 \pm 103 \mu\text{g L}^{-1}$ (min. = $685 \mu\text{g L}^{-1}$, max. = $4035 \mu\text{g L}^{-1}$). Distinguendo nelle due fasi di portata, le concentrazioni durante le piene ($1773 \pm 145 \mu\text{g L}^{-1}$) sono inferiori rispetto a quelle di ordinaria ($2391 \pm 106 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 5.3). Anche in questo caso come per quello dell'azoto nitrico l'aumento di portata determina prevalentemente una diluizione della silice rispetto a processi di dissoluzione e dilavamento che ne aumenterebbero la concentrazione.

5.2.1 Valutazione del potenziale eutrofizzante delle concentrazioni di nutrienti nel Cavo Colatore

Lo stato di qualità delle acque di un corpo idrico può essere valutato in relazione allo scostamento della concentrazione di specie chimiche presenti al suo interno, che costituiscono fattori di regolazione fondamentali per le comunità biologiche degli ecosistemi acquatici, rispetto ai valori attesi in condizioni naturali. Fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico e percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto compongono un indice sintetico introdotto nel D.M 260/2010, ovvero quello dei Macrodescrittori per lo Stato Ecologico (LIMeco). Al fine di comporre l'indice, viene attribuito un punteggio ad ognuno dei macrodescrittori, basato sul confronto tra la concentrazione media rilevata ed i valori-soglia indicati dalla normativa (Tabella 5.1).

Tabella 5.1 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco.

		Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
Livello		1	2	3	4	5
Punteggio		1	0.5	0.25	0.125	0
Parametro						
100 - O ₂ % sat.	Soglie	$\leq 10 $	$\leq 20 $	$\leq 40 $	$\leq 80 $	$> 80 $
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)		< 0.03	≤ 0.06	≤ 0.12	≤ 0.24	> 0.24
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)		< 0.6	≤ 1.2	≤ 2.4	≤ 4.8	> 4.8
P tot (μg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

Lo stato ecologico relativo a questo indice è individuato calcolando un punteggio finale che è pari alla media dei punteggi attribuiti ai sopraccitati macrodescrittori. Il risultato ottenuto permette di classificare un corpo idrico rispetto ad una scala di qualità (Tabella 5.2), con livelli decrescenti da 1 – Elevato a 5 – Cattivo.

Tabella 5.2 - Classificazione dello stato di qualità delle acque secondo i valori di LIMeco

Stato	LIMeco
Elevato	≥ 0.66
Buono	≥ 0.50
Sufficiente	≥ 0.33
Scarso	≥ 0.17
Cattivo	< 0.17

Considerando le concentrazioni misurate in tutte le condizioni di portata, le acque del Cavo Colatore hanno ottenuto un punteggio medio di 0.156 che permette di classificare le acque in uno stato cattivo. Ad abbassare il punteggio sono soprattutto le concentrazioni di fosforo totale (punteggio medio = 0.125) e di azoto ammoniacale (punteggio medio = 0), mentre il nitrato e la saturazione dell'ossigeno hanno entrambi ottenuto un punteggio medio di 0.25.

Gli impatti derivanti dall'arricchimento di N e P in ambiente acquatico, possono essere provocati non solo dalle quantità totali veicolate, ma anche dalla loro disponibilità relativa, in relazione anche al Si (Billen & Garnier, 2007; Nixon, 2009; Maranger et al. 2018; Carey et al., 2019). Informazioni importanti sul rischio di eutrofizzazione di un corpo idrico possono quindi essere fornite analizzando i rapporti stechiometrici delle frazioni disciolte di elementi come N, P e Si, che costituiscono la frazione immediatamente biodisponibile per produttori primari.

Nel caso del Cavo Colatore, emerge che il rapporto DIN:DSi per le forme disciolte è fortemente sbilanciato a favore dell'azoto in entrambe le condizioni di portata (Figura 5.4), senza subire sostanziali cambiamenti. Allo stesso modo, il rapporto DIN:SRP è sbilanciato a favore dell'azoto in entrambe le condizioni considerate (Figura 5.4), anche se si assiste ad un calo del rapporto stechiometrico passando dalla fase di ordinaria (DIN:SRP = 529) a quella di piena (DIN:SRP = 63). Questo calo è dovuto alla sostanziale diminuzione delle concentrazioni di N-NO₃⁻ durante gli eventi di piena.

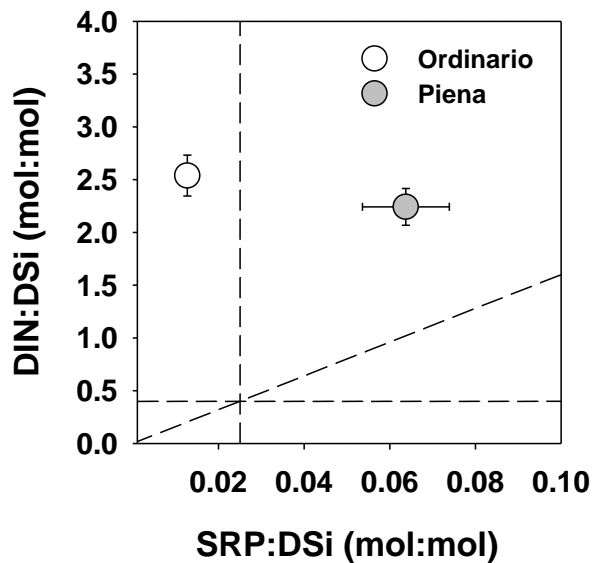


Figura 5.4 – Rapporti molarì DIN:DSi e SRP:DSi delle concentrazioni dei nutrienti durante la condizione di ordinaria (in bianco) e di piena (in grigio) nel Cavo Colatore. Le linee tratteggiate rappresentano il rapporto bilanciato per la crescita fitoplanctonica (Redfield, 1963, Dupas et al., 2015): $N:Si = 0.4$, $P:Si = 0.025$ and $N:P = 16$. I dati sono riportati come media e deviazione ed errori standard (barre di errore).

Questi risultati evidenziano inoltre che durante gli eventi di piena il rapporto stechiometrico SRP:DSi è sbilanciato e la silice risulta limitante (Figura 5.4), mentre in condizione di portata ordinaria prevale la forma disciolta della silice rispetto a quella dell'SRP (SRP:DSi = 0.013). Questi confronti indicano uno sbilanciamento dei rapporti stechiometrici in favore dell'azoto che è presente sempre in eccesso sia rispetto alla silice che al fosforo. Quest'ultimo si caratterizza come l'elemento limitante rispetto sia all'azoto che alla silice in condizioni di portata ordinaria. In condizioni di piena l'aumento di concentrazione del fosforo associato alla riduzione di concentrazione della silice determinano uno sbilanciamento a favore del fosforo, anche se entrambi risultano comunque scarsi rispetto all'azoto.

5.3 Carichi di N, P e Si veicolati dal Cavo Colatore

Il calcolo del carico veicolato è stato effettuato per il periodo in cui erano disponibili i dati di portata e compreso tra il 18.10.2019 e il 31.08.2020, per un totale di 318 giorni. Tutti e tre gli elementi eutrofizzanti considerati sono veicolati dal Cavo Colatore alle

Torbiere del Sebino soprattutto durante gli eventi di piena, che costituiscono un periodo di tempo molto ristretto rispetto al totale, 90 giorni su 318, pari al 28% del tempo complessivo.

Il carico di fosforo totale veicolato dal Cavo Colatore nel periodo considerato è risultato pari a 553 kg e circa il 92% del carico complessivo di TP è trasportato durante gli eventi di piena (Figura 5.5). La forma di P maggiormente veicolata durante il periodo di piena è quella particellata (PP = 55% del carico di TP), mentre la forma più rappresentativa durante il periodo di ordinaria è il TDP (52%). Il contributo relativo del carico di SRP rispetto al TP resta invariato nelle due fasi, ma il 92% (181 kg) viene trasportato in regime di piena (Figura 5.5).

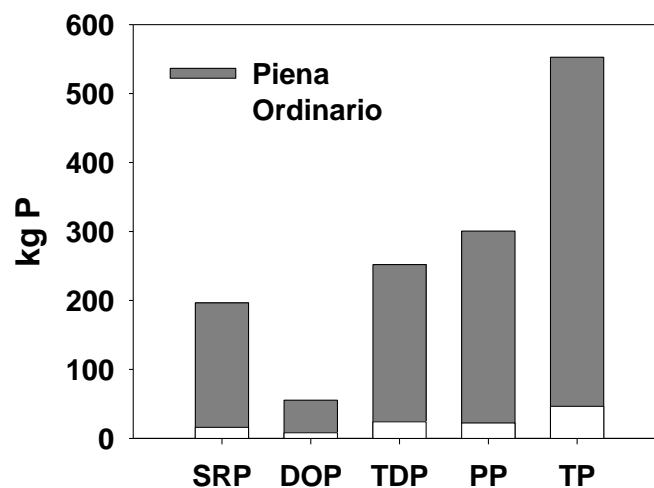


Figura 5.5 - Carichi fosforo reattivo solubile (SRP), fosforo organico disciolto (DOP), fosforo totale disciolto (TDP), fosforo particellato (PP) e fosforo totale (TP) nelle condizioni di piena (in grigio) e di ordinaria (in bianco). I carichi sono riportati in kg P N nei 318 giorni considerati in questa tesi.

Il carico di azoto totale veicolato dal Cavo Colatore durante il periodo preso in esame è risultato pari a 6144 kg. Come per il fosforo, la maggior parte del carico di TN è trasportata alle zone umide del Sebino durante gli eventi di piena (71%) (Figura 5.6). Anche i carichi della forma particellata di azoto (21% del carico di TN) e di quella totale disciolta (79% del carico di TN) si formano prevalentemente durante gli eventi di piena (Figura 5.6). Il carico di N-NO₃⁻ è risultato pari a 3188 kg e rappresenta la forma di N che concorre maggiormente alla formazione sia del carico di TDN (65%) che, in misura

minore, di quello di TN (52%). Il contributo del carico di N-NO_3^- rispetto al TN è risultato notevolmente maggiore in condizione di ordinaria, arrivando a comporre il 70% dell'azoto trasportato dal Cavo. Al contrario, il carico di N-NH_4^+ (549 kg) contribuisce solo in minima parte al totale dell'azoto.

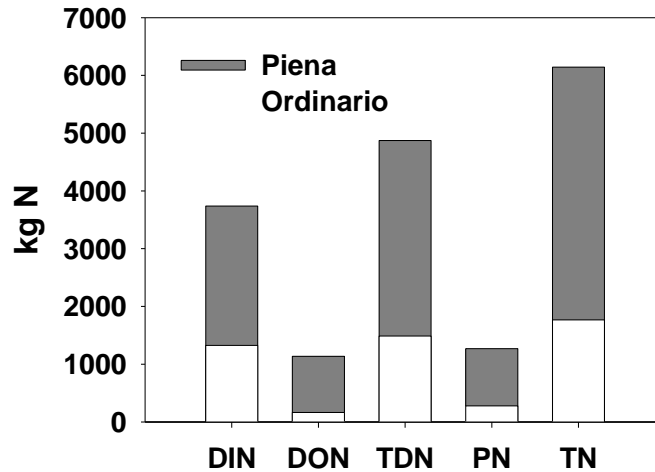


Figura 5.6 - Carichi azoto inorganico disciolto (DIN), azoto organico disciolto (DON), azoto totale disciolto (TDN), azoto particellato (PN) e azoto totale (TN) nelle condizioni di piena (in grigio) e di ordinaria (in bianco). I carichi sono riportati in kg N nei 318 giorni considerati in questa tesi.

Il carico di silice disciolta trasportata dal Cavo Colatore nei 318 giorni considerati (3493 kg) viene trasportato in quantità maggiori durante le fasi di piena piuttosto che in fase ordinaria, rispettivamente 2394 kg (69% del carico totale di DSi) e 1099 kg.

Il carico annuale può essere stimato assumendo che nel periodo non considerato nello studio il cavo si comporti in modo analogo al periodo studiato e considerando che il periodo studiato rappresenta l'87% di un anno (Tabella 5.3). I carichi di TP e di TN veicolati in un anno dal Cavo Colatore risultano quindi essere pari a 634 kg P y^{-1} e 7044 kg N y^{-1} e 4005 kg Si y^{-1} .

Tabella 5.3 - Carichi annuali dei diversi elementi considerati trasportati dal Cavo Colatore, espressi in kg y⁻¹.

SRP	DOP	TDP	PP	TP	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	DIN	DON	TDN	PN	TN	DSi
225	64	289	345	634	630	3656	4285	1303	5588	1456	7044	4005

5.3.1 Relazione tra carichi generati nel bacino e carichi esportati e valutazione del potenziale eutrofizzante dei carichi di nutrienti nel Cavo Colatore

Il bacino imbrifero delle Torbiere del Sebino è caratterizzato da pressioni antropiche, definite in termini di eccesso di P e N veicolati dalle attività umane all'interno del bacino, relativamente elevate (Saba et al., 2020). Complessivamente la quantità di fosforo importata nel bacino è risultata pari a 20 ± 3 t P y⁻¹ e quella di azoto a 134 ± 20 t N y⁻¹ mentre i valori corrispondenti al bacino del Cavo Colatore sono risultati rispettivamente di 8 ± 2 t P y⁻¹ e 44 ± 11 t N y⁻¹. Questi carichi potenziali (7395 ± 1849 kg N km⁻² y⁻¹; 1345 ± 336 kg P km⁻² y⁻¹ in termini areali) sono risultati elevati se confrontati con i bacini scolanti afferenti ai laghi sud-alpini (Ceccon, 2017) e simili a quelli calcolati in bacini antropizzati e riportati nella letteratura internazionale (Boyer et al., 2002; Russel et al., 2008; Hong et al., 2012), ad indicare che il sistema è caratterizzato da un'elevata intensità di pressione. L'elevato carico potenziale può essere attribuito alle pressioni antropiche che insistono sul bacino esaminato e che hanno sostituito gli spazi naturali. Secondo la classificazione in categorie d'uso del suolo prevista dalle mappe DUSAF 5.0, l'area adibita ad agricoltura è infatti la porzione dominante e si estende su una superficie di 3.60 km² (60% dell'area complessiva del bacino scolante). La vite (1.71 km²) e i seminativi (1.54 km²) occupano rispettivamente circa il 29% e il 26% della superficie agricola e sono le coltivazioni predominanti (Figura 5.7). Le aree naturali coprono una superficie di 0.53 km² (9% del territorio del Bacino), mentre le aree urbanizzate costituiscono il 31% dello spazio in questione (1.83 km²).

Studi effettuati su un'ampia serie di bacini idrografici hanno evidenziato una buona relazione tra NANI e NAPI e carichi esportati dai bacini idrografici e indicano che mediamente il 20% dell'eccesso di N e circa il 10% dell'eccesso di P sono esportati dai bacini idrografici (Russel et al., 2008; Hong et al., 2012; Swaney et al., 2012). Il bacino del Cavo Colatore evidenzia un comportamento simile a quello riscontrato in lettura con

un export di azoto e fosforo pari rispettivamente al 16% e all'8% dei carichi potenziali di origine antropica.

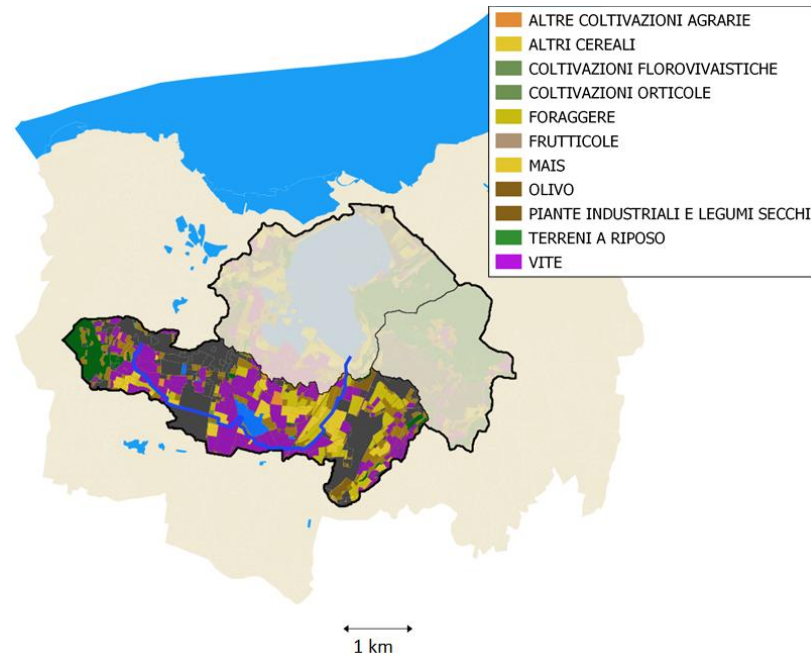


Figura 5.7 – Classificazione del territorio del Bacino Idrografico del Cavo Colatore secondo le categorie d'uso del suolo previste dalle mappe DUSAF 5.0.

La quota effettivamente veicolata di nutrienti dal reticolo idrografico è il risultato netto di tutti i processi che avvengono nel bacino idrografico e che sono dipendenti dall'idrologia, dalle caratteristiche biogeochimiche dell'elemento considerato, dalla geomorfologia del territorio e dalle pressioni antropiche che determinano la quota di N, P e Si che è disponibile per essere dilavata.

I carichi annuali sono stati normalizzati per la superficie drenata e confrontati con i carichi trasportati da altri bacini a livello Europeo. I carichi areali di N ($1187 \text{ kg N km}^{-2} \text{ y}^{-1}$), P ($107 \text{ kg P km}^{-2} \text{ y}^{-1}$) e Si ($675 \text{ kg Si km}^{-2} \text{ y}^{-1}$) si collocano all'interno del range di valori relativi ai carichi esportati dai principali bacini europei (Billen et al., 2011). In particolare quello del fosforo si colloca nella porzione superiore del range, ma in linea con l'elevato carico di P presente nel bacino del Po (Wit & Bendoricchio, 2001; Billen et al., 2011; Dupas et al., 2015).

In ultima analisi, al fine di verificare il potenziale eutrofizzante del carico di nutrienti trasportati dal Cavo Colatore verso le Torbiere di Iseo, è stato applicato l'indicatore del

potenziale eutrofizzante delle coste (ICEP) (Billen & Garnier, 2007) nella forma modificata da Dupas et al. (2015) per adattarlo agli ambienti di acque dolci (IFEP). Questo indice fornisce un'indicazione del potenziale eccesso di N e P in relazione alla silice. Il dato prodotto è espresso in carbonio per anno e mette in relazione il flusso dei nutrienti – carico standardizzato sulla superficie del bacino drenante – e il rapporto stechiometrico tra gli elementi considerati. I risultati ottenuti riportano un N-IFEP ($46 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) e un P-IFEP ($12 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) positivi, ad indicare un eccesso di N o P per una corretta crescita delle diatomee (Billen & Garnier, 2007; Dupas et al., 2015). Nel caso delle acque del Cavo Colatore, il rapporto stechiometrico N:P è risultato maggiore dell'equilibrio stechiometrico e di conseguenza le acque veicolate nelle Torbiere del Sebino suggeriscono una condizione in cui il P è l'elemento limitante. Le pressioni antropiche derivanti dal suolo agricolo possono spiegare l'elevato carico di N rispetto a P e Si e lo sbilanciamento stechiometrico riscontrato nelle acque del Cavo Colatore (Billen & Garnier, 2007).

6 CONCLUSIONI

In questo lavoro di tesi sono state determinate le concentrazioni di fosforo, azoto e silice, i loro rapporti relativi e le loro variazioni in relazione ai cambiamenti del regime idrologico nelle acque del principale immissario delle Torbiere del Sebino. Sono stati inoltre stimati i carichi complessivi di N, P e DSi veicolati dallo stesso canale alle zone umide ed è stato valutato il potenziale eutrofizzante dei carichi veicolati. Lo scopo del lavoro è di contribuire ad acquisire le conoscenze necessarie per fornire un supporto scientifico in ambito ecologico finalizzato a contenere gli impatti sulle torbiere derivanti da un eccessivo carico di nutrienti, sia attraverso una gestione responsabile del territorio, sia con la progettazione futura di eventuali forme di contenimento dei carichi.

I principali risultati ottenuti indicano che le acque del Cavo Colatore sono caratterizzate da concentrazioni elevate di nutrienti che causano un basso stato di qualità delle acque e contribuiscono a veicolare nelle torbiere carichi elevati. I carichi totali di azoto e fosforo veicolati dal canale ($TP = 634 \text{ kg P y}^{-1}$; $TN = 7044 \text{ kg N y}^{-1}$) costituiscono, infatti, una componente non trascurabile (rispettivamente il 16% e 8%) del carico netto di azoto e fosforo generati nel territorio dalle attività antropiche. Entrambi i carichi sono risultati in eccesso rispetto a quelli della silice e questo suggerisce un rischio di eutrofizzazione e la necessità di attuare politiche di contenimento in particolare per quanto riguarda il fosforo. Lo sbilanciamento del rapporto stechiometrico a favore dell'azoto e del fosforo rispetto alla silice, può infatti favorire la crescita di produttori primari non silicei come cianobatteri, alghe nitrofile a scapito di quella delle diatomee (Carpenter et al., 1998; Billen & Garnier, 2007; Tallberg et al., 2009; Dürr et al., 2011). Tali cambiamenti nella struttura della comunità di produttori primari possono portare ad un'alterazione della produzione primaria e del consumo della biomassa prodotta da parte dei consumatori erbivori con rischi di accumulo di sostanza organica e deossigenazione delle acque (Luu et al., 2012; Glibert, 2017).

Le precipitazioni e il regime idrologico svolgono un ruolo importante nel modulare sia le concentrazioni dei nutrienti che i carichi veicolati. Circa il 90% del carico di fosforo e il 70% di quello dell'azoto sono veicolati durante eventi di breve durata che veicolano il 75% dell'acqua in circa tre mesi. In questo senso le precipitazioni e l'aumento conseguente delle portate danno origine a "hot moments" biogeochimici, eventi di breve

durata, ma con un impatto sproporzionatamente maggiore sulla formazione del carico trasportato. La dipendenza del carico veicolato dal regime idrologico e gli scenari climatici futuri, che prevedono una riduzione della durata degli eventi e un aumento dell'intensità delle precipitazioni, possono rappresentare un fattore di rischio incombente. Questi fenomeni potrebbero avere effetti rilevanti non solo sull'idrologia e sul trasporto, ma anche sulla capacità di ritenzione dei nutrienti da parte dei corpi idrici.

Questi risultati suggeriscono che per ridurre gli impatti sul corpo idrico ricevente è necessario intervenire per controllare e mitigare i carichi veicolati. Gli interventi a tale scopo potrebbero essere effettuati a diversi livelli. Un intervento potrebbe essere compiuto sul territorio del bacino imbrifero che drena nel canale. Vista l'importanza del comparto agricolo in questo bacino idrografico (61% dell'area totale, di cui il 93% risulta essere suolo fertilizzato) potrebbe essere utile razionalizzare le tecniche agricole e le superfici coltivate, effettuare una corretta programmazione delle concimazioni e utilizzare fertilizzanti a lento rilascio (Serediak et al., 2014).

La razionalizzazione delle superfici coltivate potrebbe essere effettuata lasciando una fascia incolta ai lati del canale dove potrebbero essere realizzate delle *buffer strips* (fasce tampone riparie con filari di specie arboree e arbustive). In tal modo si contribuirebbe alla riduzione dell'ingresso dei nutrienti nel canale in seguito al dilavamento dei suoli – per esempio limitando il runoff superficiale della componente particellata del P e una parte dell'azoto nitrico, frazione più abbondante del carico di TN calcolato. In aggiunta si potrebbero eseguire interventi sulla morfologia del canale stesso, ricorrendo al rimodellamento del fondale e degli argini. Questi interventi, aumentando l'alveo disponibile, favorirebbero la colonizzazione di macrofite sommerse o emergenti su una superficie più ampia e permetterebbero di aumentare il tempo di ritenzione durante gli eventi di piena riducendo così la velocità della corrente e favorendo l'uptake di nutrienti da parte dei produttori primari, la mineralizzazione da parte delle comunità microbiche, e la sedimentazione dei solidi sospesi. Tuttavia, dal momento che il Cavo Colatore scorre in una zona fortemente antropizzata, in cui le aree circostanti sono già adibite ad uso agricolo e urbano, riducendo lo spazio disponibile per interventi che chiedono altro uso del suolo, l'ipotesi più facilmente attuabile potrebbe essere la realizzazione e la manutenzione di una o più zone umide artificiali all'interno delle Torbiere stesse con funzione di sistema di fitodepurazione a flusso libero. Tale intervento non prevede, infatti,

la sottrazione di terreni adibiti ad altri usi o la realizzazione di opere in ulteriori spazi rispetto a quelli già interessati.

Infine si ritiene auspicabile la definizione e l'implementazione di attività di monitoraggio per un controllo periodico della qualità delle acque sia del Cavo Colatore che delle Torbiere. Nonostante l'importanza riscontrata a livello nazionale ed internazionale delle zone umide delle Torbiere del Sebino, ad oggi questi due corpi idrici non sono soggetti ad attività di monitoraggio e quindi risulta difficile valutare sia lo stato di qualità delle acque delle torbiere che la sua evoluzione nel tempo. Questi sono tuttavia aspetti fondamentali per definire l'impatto delle pressioni antropiche, la sua evoluzione nel tempo e per implementare eventuali azioni di contenimento e valutarne l'efficacia.

7 BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

7.1 Bibliografia

- APAT-IRSA CNR, 2003. Metodi analitici per le acque. Manuali e Linee Guida N. 29/2003. Ed. APAT-IRSA CNR. Roma.
- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Ed. Washington DC.
- Baron JS., Hall EK., Nolan BT., Finlay JC., Bernhardt ES., Harrison JA., Chan F., Boyer EW. 2013. The interactive effects of excess reactive nitrogen and climate change on aquatic ecosystems and water resources of the United States. *Biogeochemistry*, 114: 71-92.
- Bartoli M., Viaroli P. 2006. Zone umide perfluviali: processi biogeochimici, funzioni ecologiche, problemi di gestione e conservazione. *Biologia ambientale*, 20(2): 43-54.
- Billen G., Garnier J. 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106(1): 148-160.
- Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., Leip, A., Garnier, J., Voss, M., Howarth, R., Bouraoui, F., Lepisto, A., Kortelainen, P., Johnes, P., Curtis, C., Humborg, C., Smedburg, E., Kaste, O., Ganeshram, R., Beusen, A. and Lancelot, C. 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M. A. (ed.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 271-297.
- Boesch DF., Brinsfield RB., Magnien RE. 2001. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 303-320.
- Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., & Howarth, R. W. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 57(1), 137-169.

- Bowes MJ., House WA., Hodgkinson RA. 2003. Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the total environment*, 313(1): 199-212.
- Brinson MM., Malvárez AI. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29(2): 115-133.
- Burton TM., Tiner RW. 2009. *Ecology of wetlands*, Michigan State University, Elsevier Ltd.
- Capponi M. 1970. Conservazione e valorizzazione delle Torbiere Sebine. *Cenno geologico. Quaderni della Biblioteca Comunale Iseo*, 8-10.
- Carey JC., Jankowski K., Julian P., Sethna LR., Thomas PK., Rohweder J. 2019. Exploring silica stoichiometry on a large floodplain riverscape. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(9): 1-18.
- Carpenter SR., Caraco NF., Correll DL., Howarth RW., Sharpley AN., Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8: 559-568.
- Cassara A. 2008. Measuring Eutrophication on a Global Scale. World Resources Institute, EarthTrends. <http://earthtrends.wri.org/updates/node/278> Accessed October 2010.
- Ceccon S., 2017. Origine e trasporto dei carichi di fosforo e azoto nel bacino del lago d'Iseo. Tesi Magistrale, a.a. 2016/17.
- Charman DJ. 2009. *Peat and Peatlands*. University of Plymouth, Plymouth, Devon, UK.
- Chislock MF. 2013. Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education.*, 4(4), 10.
- Clarkson, B. R., Ausseil, A. G. E., & Gerbeaux, P. 2013. Wetland ecosystem services. *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 192-202.
- Cloern JE. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.
- Comunità Montana del Sebino Bresciano 2014. Valutazione dei parametri di sostenibilità ambientale e Gestione delle Risorse Idriche nel contesto territoriale del Sebino bresciano, delle Torbiere di Iseo, della Valle Camonica.

- Craft CB., Richardson CJ. 1993. Peat accretion and N, P, and organic C accumulation in nutrient-enriched and unenriched Everglades peatlands. *Ecological Applications*, 3(3), 446-458.
- D'Auria G., Zavagno F. 1999. Indagine sui "bodri" della provincia di Cremona. Ed. Provincia di Cremona Monografie di Pianura 3/1999, 230 pp.
- Davidson NC. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65: 934-941.
- Dodds WK. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 671-680.
- de Wit, M. and Bendoricchio, G. 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *The Science of the Total Environment*, 273, 147–161.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C. 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407.
- Dürr HH., Meybeck M., Hartmann J., Laruelle GG., Roubeix V. 2011. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences*, 8(3): 597-620.
- Galloway JN., Aber JD., Erisman JW., Seitzinger SP., Howarth RW., Cowling EB., Cosby BJ. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53: 341-356.
- Gilman K. 1994. *Hydrology and wetland conservation*. John Wiley & Sons, Chichester 101 pp.
- Glibert PM. 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2): 591-606.
- Golterman HL., Clym RS., Ohnstand MAM. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. 8th Edition. Blackwell, Oxford, UK, 1-213.
- Hasler, Arthur D. 1947. "Eutrophication of lakes by domestic drainage." *Ecology* 28.4: 383-395.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes MJ., Jones JJ. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers, *Sci. Total. Environ.*, 365: 66-83.

- Hong B., Swaney DP., Mccrackin M., Svanbäck A., Humborg C., Gustafsson B., Yershova A., Pakhomau A. 2017. Advances in NANI and NAPI accounting for the Baltic drainage basin: spatial and temporal trends and relationships to watershed TN and TP fluxes. *Biogeochemistry*, 133: 245-261.
- Hong B., Swaney DP., Morth CM., Smedberg E., Hagg HE., Humborg C., Howarth RW., Bouraoui F. 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling*, 227: 117-135.
- Howarth RW., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing JA., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhao-Liang Z. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A., Bodungen BV. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386: 385-388.
- Jeppesen E., Brucet S., Naselli-Flores L., Papastergiadou E., Stefanidis K., Nöges T., Nöges P., Attayde JL., Zohary T., Coppens J., Bucak T., Menezes RF., Freitas FRS., Kernan M., Søndergaard M., Beklioglu M. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750(1): 201-227.
- Jordan SJ., Stoffer J., Nestlerode JA. 2011. Wetlands as sinks for reactive nitrogen at continental and global scales: a meta- analysis. *Ecosystems*, 14: 144-155.
- Kirkham FW., Mountford JO., Wilkins RJ. 1996. The Effects of Nitrogen, Potassium and Phosphorus Addition on the Vegetation of a Somerset Peat Moor Under Cutting Management. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 33, No. 5: 1013-1029.
- Koroleff F., 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenolblue. Information on techniques and methods for seawaters analysis. I.C.E.S. Interlaboratory, Rep. No. 3: 19-22.

- Lassaletta L., Romero E., Billen G., Garnier J., Garcia-Gomez H., Rovira JV. 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences*, 9: 57-70.
- Li S., Bush RT. 2015. Rising flux of nutrients (C, N, P and Si) in the lower Mekong River. *Journal of Hydrology*, 530: 447-461.
- Littlewood IG. 1995. Hydrological regimes, sampling strategies, and assessment of errors in mass load estimates for United Kingdom rivers. *Environment International*, 21(2): 211-220.
- Luu TNM., Garnier J., Billen G., Le TPQ., Nemery J., Orange D., Le LA. 2012. N, P, Si budgets for the Red River Delta (northern Vietnam): how the delta affects river nutrient delivery to the sea. *Biogeochemistry*, 107: 241-259.
- Maranger R., Jones SE., Cotner JB. 2018. Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus through the freshwater pipe. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3): 89-101.
- Meybeck M., Lestel L., Carré C., Bouleau G., Garnier J., Mouchel JM. 2016. Trajectories of river chemical quality issues over the Longue Durée: the Seine River (1900s–2010). *Environ. Sci. Pollut. Res.*
- Meybeck M., Vörösmarty C. 2005. Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene. *Compt. Rendus Geosci*, 337: 107-123.
- Millennium ecosystem assessment (M.E.A.) 2005. Washington, DC: New Island.
- Minelli A. 2004. Le torbiere montane – Relitti di biodiversità in acque acide. *Quaderni Habitat*. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e Museo Friuliano di Storia Naturale. Comune di Udine, 153 pp.
- Mitsch WJ., Gosselink JG. 2000. *Wetlands*. Third ed. Wiley, New York, 722 pp.
- Moatar F., Maybeck M. 2005. Compared performance of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire. *Hydrological Processes*, 19: 429-444.
- Montemaggiore A., Ludovici AA., Bardi A., Fraticelli F., Jacomelli A., Leoni S., Lynx Natura e Ambiente s.r.l. 1996. *Le zone umide in Italia*. WWF ITALIA, Ecosistema Italia.

- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P. 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di fosforo e azoto nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, 24: 59-69.
- Nixon SW. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- Nixon SW. 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629: 5-19.
- Nizzoli D., Bartoli M., Azzoni R., Longhi D., Castaldelli G., Viaroli P. 2018. Denitrification in a meromictic lake and its relevance to nitrogen flows within a moderately impacted forested catchment. *Biogeochemistry*, 137(1): 143-161.
- Nolan BT., Ruddy BC., Hitt KJ., Helsel DR. 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the United States – A national perspective. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 2229-2236.
- Paerl HW., Scott JT., McCarthy MJ., Newell SE., Gardner WS., Havens KE., Hoffman DK., Wilhelm SW., Wurtsbaugh WA. 2016. It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems. *Environmental Science and Technology*, 50(20): 10805-10813.
- Pinsonneault AJ., Moore TR., Roulet NT. 2016. Effects of long-term fertilization on peat stoichiometry and associated microbial enzyme activity in an ombrotrophic bog. *Biogeochemistry*, 129(1-2), 149-164.
- Prati L., Maglia S., Pipere P., Benedusi L. 2017. *Gestione Ambientale – Manuale operativo*, II edizione, Ed. Tuttoambiente: 151-157.
- Quilbé R., Rousseau AN., Duchemin M., Poulin A., Gangbazo G., Villeneuve J. 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326: 295-310.
- Redfield AC., Ketchum BH., Richards FA. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In Hill, N.M. (ed.), *The sea*, vol. 2, Wiley London: 27-77.
- Reynolds CS., Davies PS. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews*, 76(1): 27-64.

- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P. 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113: 481-505
- Russell MJ., Weller DE., Jordan TE., Sigwart KJ., Sullivan KJ. 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry*, 88: 285-304.
- Ruttenberg KC. 2014. *The Global Phosphorus Cycle. Treatise on Geochemistry. 2nd Edition.* University of Hawaii at Manoa, Honolulu, HI, USA, Elsevier Ltd.
- Saba ML., 2020. Carichi potenziali di azoto e fosforo e qualità delle acque superficiali nel bacino idrografico delle torbiere del Sebino. Tesi Magistrale, a.a. 2018/19.
- Schoelynck J., Struyf E. 2016. Silicon in aquatic vegetation. The functional role of silicon in plant biology. *Functional Ecology*, 30: 1323-1330.
- Serediak NA., Prepas EE., Putz GJ., 2014. Eutrophication of freshwater systems. *Environmental Geochemistry*, 11: 305-323.
- Smith VH. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10: 126-139.
- Smith VH., Tilman GD., Nekola JC. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, 100: 179-196.
- Struyf E., Damme S., Van Gribsholt B., Middelburg JJ., Meire P. 2005. Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Mar Ecol Prog Ser*, 303: 51-60.
- Stutter MI., Lumsdon DG. 2008. Interactions of land use and dynamic river conditions on sorption equilibria between benthic sediments and river soluble reactive phosphorus concentrations. *Water Research*, 42: 4249-4260.
- Swaney D.P., Hong B., Ti C., Howarth R.W., Humborg C. 2012. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview, *Current opinion in environmental sustainability*, 4: 203-21.

- Tallberg P., Lukkari K., Raike A., Lehtoranta J., Leivuori M. 2009. Applicability of a sequential P fractionation procedure to Si in sediment. *Journal of Soils and Sediments*, 9(6): 594-603.
- Valderrama JC., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.
- van Dijk KC., Lesschen JP., Oenema O. 2016. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Sci. Total Environ*, 542: 1078-1093.
- Verheyen D., Van Gaelen N., Ronchi B., Batelaan O., Struyf E., Govers G., Diels J. 2015. Dissolved phosphorus transport from soil to surface water in catchments with different land use. *Ambio*, 44(2): 228-240.
- Verhoeven JTA., Arheimer B., Yin C., Hefting MM. 2005. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(2), 96-103.
- Vitousek PM., Aber J., Howarth RW., Likens GE., Matson PA., Schindler DW., Schlesinger WH., Tilman GD. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecol. Appl.*, 7: 737-750.
- Vorsmarty CJ., Meybeck M., Pastore CL. 2015. Impair-then-repair: a brief history & global-scale hypothesis regarding human-water interactions in the Anthropocene. *Daedalus*, 144: 94-109.
- Walling DE., Webb BW. 1981. The reliability of suspended sediment load data, erosion and sediment transport measurement. *Proceedings of the Porto Alegre Symposium*. IASH Publication No. 174: 337-350.
- Walling DE., Webb BW. 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12): 488-492.
- Wetzel RG. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 6-24.
- Wetzel RG. 2006. Transudation of elevated atmospheric CO₂ and natural light through altered carbon fluxes and higher trophic level production in aquatic ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 1112-1128.

Wulff F., Humborg C., Estrup Andersen H., Blicher-Mathiesen G., Czajkowski M., Elofsson K., Fønnesbech-Wulff A., Hasler B., Hong B., Jansons V., Mörth C-M., Smart JCR., Smedberg E., Stålnacke P., Swaney DP., Thodsen H., Was A., Żylicz T. 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *AMBIO*, 43: 11-25.

Zedler JB., Kercher S. 2005. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30: 39-74.

7.2 Sitografia

<http://www.torbieresebino.it/>

<https://www.britannica.com/science/moraine>

<https://www.britannica.com/science/Wurm-glacial-stage>

<https://www.iucn.org/resources/issues-briefs/peatlands-and-climate-change>

<https://www.ramsar.org/document/ramsar-information-paper-no-1-what-are-wetlands>

<https://pixabay.com/it/>

<https://it.climate-data.org/search/?q=corte+franca>

<https://it.climate-data.org/search/?q=provaglio+d%27iseo>

<https://it.climate-data.org/search/?q=iseo>

<https://www.regione.lombardia.it/wps/portal/istituzionale/HP/DettaglioRedazionale/sco-pri-la-lombardia/Ambiente/Riserve-naturali/fascia-di-pianura/torbiere-del-sebino-diseo/torbiere-del-sebino-diseo>

<http://demo.istat.it/bilmens2018gen/index02.html>

<http://www.geoportale.regione.lombardia.it/>

<https://www.appropedia.org/Eutrophication, 2007>

www.eur-lex.europa.eu

Ringraziamenti

Voglio ringraziare tutti coloro che mi sono stati accanto durante questa esperienza universitaria.

Innanzitutto, i miei genitori, Paolo e Carla, e mia sorella Chiara, che mi hanno permesso di svolgere questo lavoro e mi hanno accompagnato con affetto e fiducia.

Ringrazio i miei professori, per la formazione e l'esempio ricevuti, nonché la passione che sono riusciti a trasmettermi nei loro insegnamenti. In particolare, ringrazio il prof. Daniele Nizzoli e il dott. Alessandro Scibona, che mi hanno accolto nel progetto di tirocinio e sono stati disponibili e preziosi aiutanti nella stesura del lavoro di tesi.

Ringrazio la collega Marina Saba, che mi ha accompagnato nel lavoro di tirocinio e ha reso più piacevoli i momenti di difficoltà.

Ringrazio tutte le vecchie e nuove amicizie che si sono formate in questi anni, per il supporto dato e ricevuto, per la condivisione di esperienze piacevoli e meno belle, per avermi aperto nuovi orizzonti e aver contribuito alla persona che sono oggi.

Un ringraziamento particolare va ai miei coinquilini e a Sir Cov, che sono stati la mia seconda famiglia.