

Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



PROGRAMMA 2019-2021

RAPPORTO ANNUALE 2020

**VALUTAZIONE DELL'INQUINAMENTO DA MICROPLASTICHE
NELLE RIVE DEL LAGO CERESIO**

a cura di

Istituto microbiologia

Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

Mendrisio, 2021



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

Istituto microbiologia (IM-SUPSI). 2021: *Valutazione dell'inquinamento da microplastiche nelle rive del Lago Ceresio. Programma triennale 2019-2021*. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 80 pp.

Sintesi

Negli ultimi anni, la consapevolezza pubblica e scientifica dell'inquinamento da microplastiche (MP) nell'ambiente è aumentata significativamente, tuttavia non esistono ancora molti dati empirici al riguardo. Per questo motivo, la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) ha deciso di studiare per la prima volta la presenza di MP nelle rive del Lago Ceresio, completando e integrando i dati a una ricerca svolta nel 2004 dal Politecnico di Losanna (EPFL) su sei laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014).

La concentrazione media di MP misurata in nove rive del Lago Ceresio per la frazione 5-1 mm è di 585 ± 609 MP/m² e rispettivamente, per la frazione 1-0.3 mm, $2'396 \pm 2'085$ MP/m². La variabilità delle concentrazioni di MP misurate su nove rive del Lago Ceresio è estremamente elevata, il che significa che da una riva all'altra le concentrazioni di MP sono estremamente diverse. Tra le rive del Lago Ceresio campionate, le due più inquinate sono quelle di Agnuzzo e del delta della Magliasina, nel bacino sud. Le più alte concentrazioni di MP osservate sono: per le particelle di dimensioni da 5 a 1 mm, $2'056 \pm 2'189$ MP/m² e rispettivamente, $6'633 \pm 3'625$ MP/m² per le particelle di taglia da 1 a 0.3 mm. Le due rive meno inquinate invece si trovano in prossimità di Melano e Brusino, sempre nel bacino sud: per le MP di taglia da 5 a 1 mm, 67 ± 71 MP/m², misurate a Brusino e per le MP di dimensioni 1 a 0.3 mm, 300 ± 173 MP/m², osservate a Melano. Questa importante variazione tra i siti più inquinati e quelli meno inquinati sembra essere spiegata dal fatto che i due siti più inquinati siano in prossimità degli affluenti Vedeggio e Magliasina, oltre a essere vicini a una zona industriale e popolata come Agno. Altri fattori come le condizioni del vento, il tipo di substrato, la frequentazione delle rive e le precipitazioni contribuiscono a spiegare ulteriormente questa alta variabilità.

Questi dati sono stati ottenuti frazionando i vari campioni ed estraendo le MP basandosi unicamente su un'identificazione visiva grazie all'uso di uno stereomicroscopio. Quando è stata applicata una separazione di densità come ulteriore procedura di estrazione, la concentrazione di MP è triplicata. Questo indica che le scelte metodologiche hanno un impatto importante sui risultati e quindi una valutazione del tasso di errore dovrebbe essere sempre eseguita. Inoltre, è anche fondamentale per garantire un confronto tra diversi set di dati di studi differenti.

La maggior parte delle MP trovate sulle rive del Lago Ceresio erano composte da polistirene (45%), polietilene (33%) e polipropilene (11%), che riflettono i tipi di polimeri plastici più consumati al mondo (PlasticsEurope, 2020).

Le concentrazioni di MP misurate sulle rive del Lago Ceresio sono risultate più elevate rispetto ad altre sei rive di laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014), anche se l'unità di grandezza è complessivamente la stessa. Questa differenza potrebbe essere spiegata dalle precipitazioni prima del campionamento, dal piccolo volume d'acqua del Lago Ceresio, da una differenza nel tipo di substrato tra questi due studi o da una reale variabilità tra questi diversi bacini.

Le concentrazioni di MP misurate sulle nove rive lacustri erano significativamente più alte di quelle trovate nell'acqua superficiale dello stesso lago, il Lago Ceresio. Questo risultato rafforza l'idea che le rive sono un importante compartimento di accumulo e di deposizione per le MP, la zona pelagica invece, svolge un ruolo di via di trasporto.

Questo studio aggiunge un'importante parte di dati sulla distribuzione delle MP negli ecosistemi d'acqua dolce e può quindi essere il punto di partenza per ulteriori progetti su questo argomento.

Executive summary

In recent years, public and scientific awareness of the microplastic (MP) pollution in the environment increased significantly, however the knowledge on its diffusion is still incomplete. For this reason, the International Commission for the Protection of the Italian-Swiss Waters (CIPAIS) decided to complement a recent study on six Swiss lakes with an investigation on the presence and diffusion of MP particles on the shores of Lake Ceresio.

The mean measured MP particle concentration on Lake Ceresio shores for the size fraction 5-1 mm is 585 ± 609 MP/m², respectively, for size fraction 1-0.3 mm, $2'396 \pm 2'085$ MP/m². It is important to be aware that the variability of the MP concentrations measured on nine shores of Lake Ceresio is extremely high, meaning that MP concentrations differ strongly from shore to shore. Among the sampled shores of Lake Ceresio, the two most polluted ones are in Agnuzzo and near the Magliasina delta, in the South basin. The highest observed MP concentrations correspond to: for MP in sizes 5-1 mm, $2'056 \pm 2'189$ MP/m², respectively of $6'633 \pm 3'625$ MP/m² in sizes 1-0.3 mm. The two least polluted shores instead are located in the proximity of Brusino and Melano, also in the South basin and they correspond to: for MP in sizes 5-1 mm, 67 ± 71 MP/m², and for MP in sizes 1-0.3 mm, 300 ± 173 MP/m² measured in Melano. These two extremes of MP concentration seem to be explained by the fact that the two most polluted sites are in the proximity of the tributaries Vedeggio and Magliasina and they are also near an industrial and populated area, Agno. Additional factors such as dominant wind direction, the substrate type, frequentation of the shores and the precipitations events contribute to further explain this high variability in concentrations.

These MP concentrations were obtained by extracting the MP uniquely based on size fractionation and a visual detection through a stereomicroscope. When a density separation, as an additional extraction procedure was employed, the MP concentration tripled. This indicates that the methodological choices have an important impact on the results and therefore an evaluation of the error rate should always be performed. In addition, it is also fundamental in order to guarantee a comparison among different data sets.

Most of the MP particles found on the shores of Lake Ceresio were made of polystyrene (45%), polyethylene (33%) and polypropylene (11%), reflecting the most consumed types of synthetic polymers worldwide (PlasticsEurope, 2020).

The MP concentrations measured on shores of Lake Ceresio were higher compared to other six Swiss lakeshores, although the order of magnitude was similar. This difference could be explained by the precipitation events prior to the sampling, the relatively small water volume size of Lake Ceresio, to a difference in the substrate type between these two studies or to a real difference among these catchments.

The MP concentrations on lakeshores were significantly higher than the ones found in the surface water of the same lake, Lake Ceresio. This finding supports the hypothesis that shores are an important compartment for the accumulation of MP, whereas the pelagic zone plays a role as transport pathway.

This study is an important addition of data on the MP distribution in freshwater ecosystems and can therefore be the starting point for further projects on this topic.

Indice

1. Introduzione	1
1.1 Prefazione	1
1.2 Plastica	1
1.3 Trasporto e destino delle microplastiche nell'ambiente acquatico	4
1.4 Livelli delle microplastiche negli ecosistemi acquatici	7
Ecosistemi marini	7
Ecosistemi di acqua dolce	8
1.5 Impatti delle microplastiche	10
Ecotossicità delle microplastiche	10
1.6 Scopo e obiettivi	12
Domande di ricerca e ipotesi	12
2. Metodi	13
2.1 Area di studio	13
2.2 Campionamento	16
2.3 Metodo di estrazione delle microplastiche	18
Estrazione delle microplastiche dai sedimenti	18
Estrazione delle microplastiche dai bivalvi <i>D. Polymorpha</i>	19
2.4 Identificazione chimica delle microplastiche	20
Sedimenti	20
Bivalvi <i>D. polymorpha</i>	22
2.5 Analisi statistiche	22
2.6 Revisione critica degli approcci metodologici	23
3. Risultati e discussione	25
3.1 Concentrazione di plastica a seconda delle diverse frazioni di grandezza	26
3.2 Confronto delle concentrazioni di microplastica tra le rive e le acque superficiali	26
3.3 Confronto della concentrazione di microplastica sulle rive del Lago Ceresio rispetto ad altre rive svizzere	27
3.4 Distribuzione delle microplastiche su nove rive del Lago Ceresio	30
Prossimità delle aree urbane e industriali	31
Frequentazione delle rive	32
Vicinanza agli affluenti	32
Tipologia di substrato	33
Condizioni del vento	34
Precipitazioni	34
Caratteristiche del lago	35
3.5 Distribuzione delle microplastiche nelle singole rive	35
3.6 Differenze nella composizione chimica delle microplastiche tra le rive	37
3.7 Differenze nella composizione morfologica e strutturale delle microplastiche tra le rive	40

3.8 Fibre	42
3.9 Contaminazione da microplastiche dei bivalvi <i>D. polymorpha</i>	43
Relazione tra le concentrazioni di microplastica nelle rive e nei bivalvi <i>D. polymorpha</i>	43
Distribuzione delle microplastiche nei bivalvi nei vari siti campionati	44
Composizione chimica delle microplastiche osservate nei bivalvi <i>D. polymorpha</i>	44
Composizione morfologica delle microplastiche osservate nei bivalvi <i>D. polymorpha</i>	45
Dimensioni delle microplastiche ingerite dai bivalvi <i>D. polymorpha</i>	46
Presenza di cellulosa nei bivalvi <i>D. polymorpha</i>	46
4. Conclusioni	47
Bibliografia	50
Ringraziamenti	58
Autori	59
Dati supplementari	61
Metodi	61
Primo test di recupero	71
Separazione di densità	73
Contaminazione del cloruro di sodio	75
Secondo test di recupero	76
Test in bianco per i campioni di sedimenti	77
Test in bianco per i campioni di bivalvi <i>D. polymorpha</i>	77
Risultati	78

1. Introduzione

1.1 Prefazione

Questo rapporto sulle rive del Lago Ceresio promosso dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) ha lo scopo di stimare per la prima volta la contaminazione da microplastiche (MP) in nove rive del Lago Ceresio. Un simile studio è stato condotto dal Politecnico federale di Losanna (EPFL) nel corso del 2014, dove si è studiata la distribuzione delle MP nelle zone pelagiche e sulle rive di sei principali laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014). Tuttavia, per quanto riguarda il Canton Ticino, solo il Lago Maggiore è stato campionato durante questa campagna di studio. Per questo motivo, il Dipartimento del territorio del Canton Ticino ha condotto uno studio sull'inquinamento da MP nella zona pelagica del Lago Ceresio nel 2018 (Solcà, 2018). Successivamente, per completare questa prima serie di dati, la Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) ha deciso di sottoporre alla Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI) un mandato per colmare la lacuna sull'inquinamento da MP sulle rive del Lago Ceresio.

In aggiunta ai campioni di sedimento, si è deciso di raccogliere dei campioni di bivalvi della specie *Dreissena Polymorpha* per analizzarne il contenuto in MP.

La plastica è ovunque, in poco tempo è diventata essenziale in ogni settore della nostra società. Nonostante il fatto che la plastica ha in molti modi migliorato la qualità di vita, recentemente è stata riconosciuta dalle Nazioni Unite (UNEP, 2016) come uno dei principali problemi ambientali del nostro tempo.

Alla fine del XX secolo, gli scienziati hanno cominciato a prendere coscienza della presenza di plastica nell'ambiente e hanno iniziato a condurre i primi studi sulla sua distribuzione negli ecosistemi marini (Cole et al., 2011). Dopo queste prime ricerche, divenne chiaro che c'era un'enorme quantità di plastica nell'ambiente e la comunità scientifica iniziò ad approfondire il tema. Solo in anni recenti, circa una quindicina, l'interesse si è ampliato e ha incluso anche la diffusione delle microplastiche (MP) in altri comparti ambientali, tra cui l'acqua dolce, gli ecosistemi terrestri e atmosferici (Akdogan & Guven, 2019).

Al fine di ottenere una migliore gestione dello smaltimento della plastica e di ridurre le fonti di inquinamento da MP nell'ambiente, è essenziale in primo luogo, raccogliere i dati sulla distribuzione, il comportamento e la sorte di questo materiale nell'ambiente e in secondo luogo, comprendere ulteriormente i suoi effetti sulla flora e sulla fauna nei diversi ecosistemi.

1.2 Plastica

La produzione di massa della plastica è iniziata nel 1950 e oggi è uno dei materiali più prodotti mondialmente. Nel 2019 il tasso di produzione annuale a livello mondiale ha raggiunto 368 milioni di tonnellate (PlasticsEurope, 2020). La maggior parte della produzione di plastica è situata in Asia

(51% della domanda mondiale), e più specificamente in Cina (21% della domanda mondiale) (Andrady & Neal, 2009; PlasticsEurope, 2019, 2020; Pravettoni, 2018; Wang et al., 2020).

Il basso prezzo di produzione, la sua stabilità e l'incredibile versatilità spiegano il suo successo. Le proprietà di questo materiale sono molteplici, per esempio è termoresistente, inerte chimicamente, resistente alla luce ed è anche insolubile in acqua. Inoltre, le sue caratteristiche possono essere facilmente modificate grazie all'aggiunta di additivi chimici. Gli additivi possono avere varie e singolari funzioni, come per esempio: plastificante (paraffine clorate, ftalato di dipentile, ecc.), stabilizzatore termico bisfenolo A, composti di cadmio, ecc.), colorante (composti di cadmio, composti di cromo, ecc.), ritardante di fiamma (acido borico, tetrabromobisfenolo A, ecc.), biocida (composti di arsenico, triclosano, ecc.) (Andrady & Neal, 2009; GESAMP, 2010; Hahladakis et al, 2018; Lambert & Wagner, 2018; Wang et al., 2020).

Un oggetto è considerato plastica se è un polimero sintetico non metallico con un alto peso molecolare e deve avere subito un processo di modellazione (Ivar do Sul & Costa, 2014; Ivleva et al., 2017; Piringer & Baner, 2000). Nella Tabella 1, sono elencati il nome e la struttura delle materie plastiche più comunemente usate.

Tabella 1: Elenco dei nomi, sigla, struttura ed esempi di applicazione dei polimeri plastici più comuni (modificato da Tartari et al., 2020).

Polimero	Sigla	Formula	Principali utilizzi
Polistirene	PS	$(C_8H_8)_n$	Imballaggi alimentari, coibentazione di edifici e frigoriferi, attrezzatura elettronica, galleggianti nautici (boe)
Polipropilene	PP	$(C_3H_8)_n$	Sacchetti, imballaggi, contenitori alimentari riutilizzabili, tubature, parti di automobili
Polietilene	PE	$(C_2H_4)_n$	Sacchetti, imballaggi, confezioni, tappi e bottiglie, tubature, oggettistica per la casa, giocattoli, teli usati in agricoltura
Polimetilmetacrilato	PMMA	$(C_5O_2H_8)_n$	Schermi reattivi al tocco, schermi protettivi ad alta resistenza (in sostituzione al vetro), box doccia, parti di automobili, vernici
Polivinilcloruro	PVC	$(C_2H_3Cl)_n$	Tubi e profili usati nell'edilizia, infissi, rivestimenti, isolamento elettrico
Polietilene tereftalato	PET	$(C_{10}H_8O_4)_n$	Bottiglie, filato per indumenti tecnici, borse
Poliammide 6	PA 6	$(C_6H_{11}NO)_n$	Filato per calze da donna, costumi, indumenti tecnici e attrezzatura sportiva (lenze, vele), reti da pesca
Poliammide 6,6	PA 66	$(C_{12}H_{22}N_2O_2)_n$	Filato per abbigliamento tecnico, tessuti per la casa, attrezzatura sportiva (lenze, vele), reti da pesca
Acrilonitrile butadiene stirene	ABS	$(C_8H_8 \cdot C_4H_6 \cdot C_3H_3N)_n$	Tubi, oggettistica, giocattoli

I materiali plastici sono prodotti principalmente a partire da combustibili fossili, una parte minore deriva da composti naturali (piante, oli, ecc.), quest'ultimi vengono chiamati biopolimeri (Ivleva et al., 2017; UNEP, 2016).

Le plastiche possono essere divise in due classi diverse: termoplastiche e termoindurenti. I polimeri termoplastici reagiscono ai cambiamenti di temperatura, più precisamente quando sono esposti a una fonte di calore diventano malleabili. Al contrario, quando la temperatura diminuisce, s'induriscono. Questa tipologia di polimeri di solito può essere riciclata grazie alla reversibilità della reazione

termica (Piringer & Baner, 2000; UNEP, 2016). Le plastiche più comunemente usate appartengono a questa famiglia, come il polipropilene (PP), il polietilene (PE), il polistirene (PS), il polivinilcloruro (PVC) e il polietilene tereftalato (PET). Per quanto riguarda il rispettivo consumo mondiale, il PE è il più prodotto (29.8%), seguito dal PP (19.4%), dal PVC (10%), dal PET (7.9%) e dal PS (6.2%) (PlasticsEurope, 2020; OMS, 2019).

I polimeri termoindurenti differiscono dai polimeri termoplastici perché, dopo essere stati esposti a un processo di riscaldamento, la loro struttura chimica viene irrevocabilmente alterata (Piringer & Baner, 2000; UNEP, 2016). Fanno parte di questo gruppo il poliuretano (PUR), le resine epossidiche, il silicone, le resine acriliche e le resine fenoliche. Il termoindurente più consumato è il PUR, che ha una domanda di consumo del 7.9% sul mercato mondiale (PlasticsEurope, 2020).

Il termine microplastica è ampiamente utilizzato dalla comunità scientifica, ma la sua definizione non è ancora standardizzata. Più in particolare non c'è un consenso sulle sue dimensioni, ma il limite superiore è solitamente considerato come essere 5 mm o 1 mm e il limite inferiore 1 μm o 0.1 μm (Andrady, 2011; Mark A. Browne et al., 2010; Hartmann et al., 2019). Le particelle più grandi di 5 mm sono solitamente chiamate mesoplastiche, e le loro dimensioni variano da 1 a 25 mm. Le particelle più piccole di 1 μm invece, sono chiamate nanoplastiche (Hartmann et al., 2019).

Una particella di MP può anche essere classificata in base alle sue caratteristiche morfologiche e strutturali. Le categorie più comuni sono: pellets, biglie, schiume, fibre, fili, frammenti e pellicole (Figura 6). I pellets sono principalmente impiegati nei processi industriali per produrre materiali plastici più grandi o anche come abrasivi (Cole et al., 2011; Gouin et al., 2015; PlasticsEurope, 2019). Le biglie sono comunemente adoperate nei cosmetici o nei prodotti industriali come elementi abrasivi (PlasticsEurope, 2019). Le schiume sono solitamente usate nel settore edile, per esempio come materiale di isolamento o nell'industria agroalimentare (PlasticsEurope, 2019). Le fibre possono essere rilasciate dai tessuti e raggiungere la riva attraverso gli impianti di trattamento delle acque reflue e per deposizione atmosferica (PlasticsEurope, 2019). I fili derivano soprattutto dalle attrezzature adibite alla pesca (Faure & De Alencastro, 2014). I frammenti sono di solito originati da confezioni alimentari o altri tipi di oggetti, sono anche uno dei tipi più comuni di plastica trovati sulle rive di fiumi e laghi svizzeri, secondo il rapporto Swiss Litter (Blarer & Kull, 2018). Le pellicole sono generalmente utilizzate come parte di imballaggi (Blarer & Kull, 2018).

Infine, le MP si distinguono anche in base alla loro origine, in primarie e secondarie. Le MP primarie sono prodotte intenzionalmente in dimensioni microscopiche (Fendall & Sewell, 2009; Lambert & Wagner, 2018). Fanno parte di questo gruppo i pellets. Le MP primarie sono note per essere rilasciate nell'ambiente principalmente attraverso gli impianti di trattamento delle acque reflue, i fanghi di depurazione, durante i processi di produzione e il relativo trasporto e la deposizione atmosferica (Mark Anthony Browne et al., 2011b; Dris et al., 2018; Lambert & Wagner, 2018; Meng et al., 2020; Rocha-Santos & Duarte, 2017). Nei moderni impianti di trattamento delle acque reflue, se sono presenti alcune fasi di trattamento specifici, come ad esempio i bioreattori, la percentuale di rimozione delle MP può essere elevata (Mark Anthony Browne et al., 2011a; Rocha-Santos & Duarte, 2017). L'efficienza di rimozione può raggiungere il 98.3% o il 99%, come dimostrato da due studi condotti in Finlandia (Murphy et al., 2016; Talvitie et al., 2017), o ancora l'84% in un impianto in Italia (Magni et al., 2019). Ma in molti paesi non esiste alcun impianto di depurazione o non sono previste specifiche fasi di trattamento. Di conseguenza le MP vengono rilasciate nell'ambiente attraverso l'effluente della stazione di depurazione e attraverso i fanghi di depurazione che in alcuni stati vengono ancora utilizzati come fertilizzanti in agricoltura (Meng et al., 2020). Inoltre, durante gli

eventi di forti precipitazioni, anche nei moderni impianti di depurazione, possono verificarsi fuoriuscite di acque reflue, causando un rilascio diretto di MP nell'ambiente (Meng et al., 2020; Rocha-Santos & Duarte, 2017).

Le MP secondarie invece, sono formate dalla frammentazione di detriti di polimeri plastici più grandi (Lambert & Wagner, 2018). Le diverse fonti di MP secondarie sono molteplici e dipendono dal tipo di plastica in questione. Le fonti più comuni sono: i nuclei domestici (lavaggio dei vestiti), il fenomeno del “littering”, le discariche, la pesca, le attività ricreative, l'agricoltura, i trasporti (vernici, pneumatici, ecc.), l'industria, l'edilizia e i rifiuti urbani (Eerkes-Medrano et al., 2015; Rocha-Santos & Duarte, 2017; Xu et al., 2020). Per esempio, i pneumatici delle automobili sono riconosciuti come la principale fonte di polimeri sintetici nel Lago Lemano (Boucher et al., 2019) e anche in Germania (Juergen Bertling et al., 2018).

1.3 Trasporto e destino delle microplastiche nell'ambiente acquatico

Una volta nell'ambiente, le MP sono presenti e si disperdono nei diversi compartimenti ambientali: atmosferico, acquatico e terrestre e possono anche finire nelle reti trofiche. Tracciare e prevedere il trasporto di una particella di microplastica è molto difficile perché dipende da molte variabili, tra cui molteplici parametri ambientali, gli aspetti morfologici dell'ecosistema in questione, i fattori antropici e le caratteristiche della particella stessa (Eerkes-Medrano et al., 2015; Meng et al., 2020).

Per quanto riguarda le condizioni ambientali, ci sono molti fattori che influenzano il trasporto e la sorte delle MP una volta nell'ambiente. Le particelle di microplastica si trovano a concentrazioni più elevate dove le variabili ambientali come vento, correnti e fattori idrodinamici (velocità del flusso, profondità dell'acqua, substrato, variazioni stagionali) sono più intense (Eerkes-Medrano et al., 2015; Shahul Hamid et al., 2018). Anche eventi estremi come alluvioni o uragani possono aumentare la quantità di polimeri plastici che entrano nel sistema idrico (W. C. Li et al., 2016). Questo è stato dimostrato essere un importante fattore esplicativo nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), infatti i campioni raccolti nel Lago Maggiore sono stati prelevati dopo un forte evento di precipitazione e questo spiega perché è stata misurata una quantità particolarmente elevata di MP.

Anche gli affluenti dovrebbero essere considerati quando si analizza la distribuzione di MP in un lago, perché sono un importante punto di ingresso di questo tipo di inquinamento (Cable et al., 2017; Wagner et al., 2014). Questo fatto è stato dimostrato essere vero anche per il Lago Maggiore, dove la più alta concentrazione di MP è stata trovata in prossimità del suo principale affluente, il fiume Maggia (Faure & De Alencastro, 2014).

Infine, quando si guarda all'accumulo di MP sulle rive, la granulometria e la composizione del substrato sono aspetti fondamentali. Più la taglia dei singoli elementi di un substrato è piccola e più la quantità di materia organica è importante, più il fenomeno di accumulazione di MP è favorito. Questo si spiega con il fatto che per i substrati con un alto contenuto in materia organica, le particelle di microplastica tendono a essere incorporate nella materia organica. Nei substrati principalmente composti di sabbia invece, la rimobilizzazione delle MP sembra avvenire più facilmente perché sono legate meno fortemente al substrato (Fischer et al., 2016).

Le caratteristiche morfologiche di un lago, come le dimensioni e il tempo di residenza dell'acqua possono essere altrettanto importanti per spiegare le diverse concentrazioni delle MP. Un lago piccolo e un alto tempo di residenza dell'acqua di un lago tendono a favorire un'alta concentrazione di MP. Eerkes-Medrano et al. (2015) hanno giustificato con questi due fattori la maggiore concentrazione di MP osservata nella zona pelagica nel Lago Lemano rispetto ai più grandi laghi Huron e Superiore. Questi fattori sono ugualmente stati adoperati per spiegare il maggior numero di MP pelagiche trovate nel Lago Ceresio rispetto ad altri laghi svizzeri. Per esempio, il Lago Ceresio ha un volume di 6.5 km³ e il Lago di Neuchâtel ha un volume di 13.8 km³.

Per quanto riguarda le influenze antropiche, diversi studi hanno dimostrato che la concentrazione di MP è maggiore in prossimità di zone densamente popolate o regioni industriali, rispetto ad aree remote (Eriksen et al., 2013; Free et al., 2014; Zbyszewski & Corcoran, 2011).

Inoltre, la vicinanza a un impianto di depurazione può influenzare la quantità di polimeri plastici presenti nella zona pelagica e sulle rive (Fischer et al., 2016; McCormick et al., 2014). Ad esempio, è stato osservato che nei pressi di una stazione di depurazione situata vicino a un fiume a Chicago, le concentrazioni di MP erano più alte a monte che a valle dell'impianto (McCormick et al., 2014).

Infine, le proprietà e le caratteristiche di una particella di microplastica hanno un ruolo importante e influenzano il suo comportamento nell'ambiente. Gli aspetti di una particella di microplastica da considerare sono molteplici: la natura della plastica, la dimensione, la densità, la forma, le sostanze chimiche adsorbite o incorporate, l'età, gli agenti atmosferici e il "biofouling" (Akdogan & Guven, 2019). Capire come tutti questi diversi fattori agiscono sul comportamento e la sorte delle MP è molto complesso e pochi studi sono stati realizzati al riguardo. Finora è noto che le MP più piccole hanno un tempo di residenza maggiore nella colonna d'acqua rispetto ai frammenti identici più grandi, che di conseguenza, sono più biodisponibili e sono più facili da ingerire per gli organismi (Khatmullina & Isachenko, 2017; Kowalski et al., 2016).

Inoltre, la densità è riconosciuta come il fattore chiave per spiegare il comportamento delle particelle di microplastica nella colonna d'acqua dato che la flottazione e la sedimentazione sono importanti processi di trasporto e rimozione.

Tabella 2: Tipo di polimero, densità e cristallinità di alcune plastiche (Lambert & Wagner, 2018).

Tipo di polimero	Densità (g/cm ³)	Cristallinità
Gomma naturale	0.92	Bassa
Polietilene a bassa densità (LDPE)	0.91-0.93	45-60%
Polietilene ad alta densità (HDPE)	0.94-0.97	70-95%
Polipropilene (PP)	0.85-0.94	50-80%
Polistirene (PS)	0.96-1.05	Bassa
Poliammide (PA6 e PA66)	1.12-1.14	35-45%
Policarbonato	1.20	Bassa
Acetato di cellulosa	1.28	Alta
Cloruro di polivinile (PVC)	1.38	Alta
Acido polilattico	1.21-1.43	37%
Polietilene tereftalato (PET)	1.34-1.39	Alta/30-40%
Poliossimetilene	1.41	70-80%

Le particelle di microplastica con una densità inferiore o simile a quella dell'acqua (1 g/cm^3) tendono a galleggiare, come il PP, il PE e il PS (Tabella 2). Le particelle più dense tendono a sedimentare e depositarsi nei sedimenti, anche se possono essere risospese da turbolenze, inondazioni o dagli organismi (Eerkes-Medrano et al., 2015; Lambert & Wagner, 2018; Meng et al., 2020; Rocha-Santos & Duarte, 2017). Per questo motivo, nelle rive lacustri ci si aspetta di trovare principalmente MP di una bassa densità. Tuttavia, è importante tenere presente che la densità di queste MP non è un valore fisso, ma è influenzata dall'eteroaggregazione con altri elementi e dal "biofouling" (Rocha-Santos & Duarte, 2017).

Una volta nell'ambiente, le particelle di plastica possono subire diversi processi di degradazione biotica e/o abiotica. Questo fenomeno implica la frammentazione dell'elemento iniziale riducendone il peso molecolare, processo tramite cui le MP secondarie vengono formate (Cole et al., 2011; Ivleva et al., 2017; Rocha-Santos & Duarte, 2017). La degradazione non dipende solo dalle condizioni ambientali ma anche dalle proprietà fisico-chimiche del polimero sintetico in questione (Lambert et al., 2014). Esistono diverse forme di degradazione, di solito sono separate in fotodegradazione, degradazione termossidativa, degradazione termica, biodegradazione, degradazione meccanica e idrolisi (Andrady, 2011).

La fotodegradazione è causata dalle onde UV della luce del sole, ossidando la particella di microplastica, esse portano a una scissione del legame nella sua struttura (Andrady, 2011; Cole et al., 2011; Kaczmarek et al., 2007). Quest'ultimo è un processo abiotico che necessita di luce, ossigeno e una temperatura relativamente alta per avvenire in modo efficiente, queste condizioni sono solitamente soddisfatte sulle rive dei laghi piuttosto che nella colonna d'acqua (Cole et al., 2011). La fotodegradazione è considerata il tipo di degradazione più frequente osservato nell'ambiente (Rocha-Santos & Duarte, 2017).

La degradazione termossidativa è un processo di ossidazione lento indotto dal calore che si verifica a temperature moderate (Andrady, 2011; Sharma & Chatterjee, 2017). La degradazione termica è simile al processo di fotodegradazione, ma l'ossidazione è avviata grazie al calore invece che dai raggi UV, e si verifica ad alte temperature. Pertanto, è difficilmente osservabile nell'ambiente acquatico (Klein et al., 2018; Lambert et al., 2014; Rocha-Santos & Duarte, 2017).

La biodegradazione è il processo tramite cui i microrganismi degradano una particella (Kawai et al., 2004). La biodegradabilità della plastica è ancora poco conosciuta, perché è un materiale che esiste solo da circa 70 anni e nessuno studio a lungo termine è stato ancora condotto (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2009). Di solito, la degradazione dei polimeri sintetici come il PE, il PP, il PS e il PET è molto lenta perché sono insolubili in acqua (Klein et al., 2018). Inoltre, i microrganismi in acqua sono presenti a densità inferiori rispetto ai suoli (Ng et al., 2018). La biodegradazione dipende da diversi fattori, come dalla temperatura, dal livello di ossigeno, dalla salinità, dalla presenza di microrganismi, ma anche dalle proprietà chimico-fisiche delle particelle di microplastica come la cristallinità (Klein et al., 2018). La cristallinità indica la compattezza della struttura di un polimero, influenzandone la densità e le proprietà fisiche (Tabella 2). I polimeri con un alto valore di cristallinità, come il PE, il PP o il PET, sono difficilmente accessibili dai microrganismi (Kaczmarek et al., 2007; Lambert & Wagner, 2018).

La degradazione meccanica è un processo abiotico, può essere avviata dagli agenti atmosferici (onde, gelo, ecc.) implicando un danneggiamento o una rottura meccanica del frammento di plastica, causando la frammentazione di quest'ultima in pezzi più piccoli (Klein et al., 2018; Lambert & Wagner, 2016). Questo processo non cambia la struttura molecolare dell'elemento, accresce però il

rapporto della superficie in confronto al suo volume, provocando così un aumento nella reattività (Kaczmarek et al., 2007; Rist & Hartmann, 2018; Rocha-Santos & Duarte, 2017).

I processi di idrolisi riguardano i legami covalenti che si trovano nei gruppi estere o etere (Lambert et al., 2014). Questa reazione occorre quando degli ioni caricati positivamente si trovano in una soluzione acida o quando degli ioni caricati negativamente sono in una soluzione basica. Questo processo provoca la rottura del polimero cambiandone la struttura e le relative proprietà (Lambert et al., 2014).

In generale, la degradazione delle materie plastiche come il PE non comporta una depolimerizzazione diretta, cioè una mineralizzazione completa dell'elemento iniziale, ottenendo anidride carbonica, acqua e altri elementi. Si tratta piuttosto di una frammentazione in parti più piccole fino a raggiungere particelle nanometriche (Andrady, 2011). Inoltre, è anche interessante notare che nelle zone bentoniche, dove la temperatura e la concentrazione di ossigeno sono piuttosto basse e la luce è scarsa, i meccanismi di degradazione abiotica non sono efficienti. Sulle rive dei laghi invece, questi parametri ambientali sono più favorevoli ai processi di degradazione (Klein et al., 2018).

Infine, un altro possibile destino delle MP una volta presenti nei laghi potrebbe essere l'ingresso nelle diverse reti trofiche, comportando un potenziale bioaccumulo e biomagnificazione lungo tutta la catena alimentare (Lambert & Wagner, 2018; Revel et al., 2018). Questo argomento sarà ulteriormente discusso nel capitolo 1.5 sugli impatti delle MP.

1.4 Livelli delle microplastiche negli ecosistemi acquatici

A causa delle piccole dimensioni delle particelle di microplastica e dei loro bassi tassi di degradabilità, tendono a essere persistenti, accumulandosi sia negli ecosistemi terrestri che in quelli acquatici (Ivleva et al., 2017; Ng et al., 2018; Rocha-Santos & Duarte, 2017).

Ecosistemi marini

Si stima che l'80% dei rifiuti di plastica che si trovano nel mare siano di origini terrestri, trasportati dai fiumi e dalle acque reflue (Mark A. Browne et al., 2010; GESAMP, 2010). Questo spiega perché le concentrazioni di MP osservate sono molto più alte nelle aree costiere rispetto alle zone al largo (Doyle et al., 2011; W. C. Li et al., 2016).

Il restante 20% è costituito da rifiuti plastici marini originati principalmente dalla pesca commerciale, per esempio dallo scarico degli attrezzi da pesca (W. C. Li et al., 2016).

Ci sono stati alcuni tentativi di stimare la quantità totale di polimeri plastici presenti nel mare, ma è complicato a causa della variabilità spaziale e temporale come la stagionalità e i modelli delle correnti (Akdogan & Guven, 2019). Secondo Jambeck et al. (2015) circa il 10% della produzione totale di plastica finisce negli oceani, per esempio nel 2010 è stato stimato che circa 4.8-12.7 milioni di tonnellate metriche sono entrate nell'oceano. Secondo uno studio condotto da Eriksen et al. (2014) invece, circa 268'900 tonnellate metriche di plastica galleggiano sulle superfici oceaniche. Questa importante differenza in ordine di grandezza tra la plastica che entra in mare e quella che galleggia,

si spiega con il fatto che una parte consistente dei polimeri plastici sedimenta nella zona bentonica o rimane in sospensione nella colonna d'acqua (Jambeck et al., 2015).

Ecosistemi di acqua dolce

Negli ecosistemi di acqua dolce, gli studi sull'abbondanza delle MP sono molto più recenti rispetto a quelli marini, hanno iniziato a diventare frequenti solo dopo il 2013 (Akdogan & Guven, 2019). Anche se gli ecosistemi d'acqua dolce sono meno conosciuti, non sono meno importanti, come ho già menzionato, l'80% dell'inquinamento di plastica negli oceani deriva dalle regioni interne via trasporto fluviale. In aggiunta, gli ecosistemi di acqua dolce sono una fonte essenziale di acqua potabile (GESAMP, 2010) e un habitat molto importante.

Un elenco delle concentrazioni di MP sulle superfici d'acqua dei laghi e sulle rive dei laghi di tutto il mondo sono riportati nella Tabella 3. I dati disponibili provengono prevalentemente dal Nord America, dall'Europa e dell'Asia (Cina), altre regioni del mondo come il Sud America, il Medio Oriente, la Russia e l'Africa sono ancora poco studiate (C. Li et al., 2020). In Europa, la più alta concentrazione di MP misurata nelle acque superficiali è di 220'000 particelle/km² ed è stata rilevata nel Lago Lemano e nel Lago Maggiore (Faure & De Alencastro, 2014). Il Lago Ceresio presenta delle concentrazioni della stessa unità di grandezza, dove sono state misurate 213'500 ± 155'900 particelle/km² (Solcà, 2018). Per quanto riguarda le rive dei laghi più inquinate, dove sono state misurate concentrazioni maggiori a 2'000 particelle/m², si sono osservate nel Lago Lemano (CH), nel Lago di Brienz (CH) e nel Lago di Chiusi (IT) (Faure & De Alencastro, 2014; Fischer et al., 2016). I valori delle concentrazioni di MP sulle rive dei vari laghi riportati nella Tabella 3 sono molto variabili tra i diversi siti (Imhof et al., 2013; Zbyszewski & Corcoran, 2011). Questo non è solo vero tra i diversi laghi, queste elevate differenze spaziali sono osservabili anche per lo stesso lago. Per esempio, in una riva del Lago Maggiore sono state trovate 3'000-3'400 particelle di MP/m² e in un altro sito dello stesso lago sono state misurate 78-87 particelle di MP/m² (Faure & De Alencastro, 2014).

In generale, le concentrazioni misurate sulle rive dei laghi sono più alte di quelle osservate nelle zone pelagiche, indicando chiaramente che ci sono più MP sulle rive dei laghi che nella zona pelagica (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Questo fatto viene spiegato dalla densità e l'idrofobicità delle particelle di microplastica che tendono ad accumularsi nei sedimenti (C. Li et al., 2020; Van Cauwenberghe, Devriese, et al., 2015). Inoltre, i risultati suggeriscono una maggiore presenza di MP di piccole dimensioni rispetto a quelle più grandi nei sistemi acquatici (Cable et al., 2017; Faure & De Alencastro, 2014).

Tabella 3: Concentrazioni di MP nelle superfici dei laghi e sulle rive dei laghi di tutto il mondo. La concentrazione è indicata come media ± deviazione standard (tabella modificata da Xu et al., 2020).

Posizione	Ambiente d'acqua dolce	Concentrazione	Unità	Referenza
Lago Bei (Wuhan, CN)	Acqua di superficie	8'925 ± 1'591	Particelle/m ³	(Wang et al., 2017)
Lago Hovsgol (MN)	Acqua di superficie	20'264 ± 24'171	Particelle/km ²	(Free et al., 2014)
Lago Superior (USA)	Acqua di superficie	5'391 ± 4'552	Particelle/km ²	(Eriksen et al., 2013)
Lago Erie (USA)	Acqua di superficie	105'503 ± 173'588	Particelle/km ²	(Eriksen et al., 2013)
Lago Huron (USA)	Acqua di superficie	2'779 ± 2'440	Particelle/km ²	(Eriksen et al., 2013)

Lago Winnipeg (USA)	Acqua di superficie	237'788 ± 181'137	Particelle/km ²	(Anderson et al., 2017)
Lago Lemano (CH)	Acqua di superficie	220'000 ± 160'000	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Costanza (CH)	Acqua di superficie	61'000 ± 12'000	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Neuchâtel (CH)	Acqua di superficie	61'000 ± 24'000	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Zurigo (CH)	Acqua di superficie	11'000 ± 2'600	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Brienz (CH)	Acqua di superficie	36'000 ± 23'000	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago Maggiore (CH/IT)	Acqua di superficie	220'000 ± 150'000	Particelle/km ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago Ceresio (CH)	Acqua di superficie	213'500 ± 155'900	Particelle/km ²	(Solcà, 2018)
Lago Maggiore (IT)	Acqua di superficie	39'000 ± 20'667	Particelle/km ²	(Sighicelli et al., 2018)
Lago d'Iseo (IT)	Acqua di superficie	40'000 ± 20'333	Particelle/km ²	(Sighicelli et al., 2018)
Lago di Garda (IT)	Acqua di superficie	25'000 ± 14'900	Particelle/km ²	(Sighicelli et al., 2018)
Lago di Bolsena (IT)	Acqua di superficie	1.10 ± 1.37	Particelle/m ³	(Fischer et al., 2016)
Lago di Chiusi (IT)	Acqua di superficie	1.51 ± 1.18	Particelle/m ³	(Fischer et al., 2016)
Bacino dei Carpazi (UE)	Acqua di superficie	3.52-32.05 ± 9.26	Particelle/m ³	(Bordós et al., 2019)
Lago dell'altopiano del Tibet (CN)	Sedimenti lacustri	4-563 ± 1219	Particelle/m ²	(K. Zhang et al., 2016)
Lago e fiumi a Changsha (CN)	Sedimenti di superficie	512 ± 153	Particelle/kg	(Wen et al., 2018)
Lago Vemband (IN)	Sedimenti del fondo	96-496 ± 26	Particelle/m ²	(Sruthy & Ramasamy, 2017)
Lago Sétubal (AR)	Sedimenti lacustri	720	Particelle/m ²	(Blettler et al., 2017)
Lago St. Clair (USA)	Sedimenti lacustri	1.73 ± 2.64	Particelle/m ²	(Zbyszewski et al., 2014)
Lago Huron (USA)	Sedimenti lacustri	5.43 ± 12.62	Particelle/m ²	(Zbyszewski et al., 2014)
Lago Erie (USA)	Sedimenti lacustri	1.54 ± 1	Particelle/m ²	(Zbyszewski et al., 2014)
Lago Lemano (CH)	Sedimenti lacustri	2'100 ± 2'000	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Costanza (CH)	Sedimenti lacustri	320 ± 220	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Neuchâtel (CH)	Sedimenti lacustri	700 ± 1'100	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Zurigo (CH)	Sedimenti lacustri	460 ± 350	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Brienz (CH)	Sedimenti lacustri	2'500 ± 3'000	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago Maggiore (CH)	Sedimenti lacustri	1'100 ± 2'300	Particelle/m ²	(Faure & De Alenastro, 2014)
Lago di Bolsena (IT)	Sedimenti lacustri	1'922 ± 662	Particelle/m ²	(Fischer et al., 2016)
Lago di Chiusi (IT)	Sedimenti lacustri	2'117 ± 695	Particelle/m ²	(Fischer et al., 2016)
Lago di Garda (IT)	Sedimenti lacustri	1'108 ± 983	Particelle/m ²	(Imhof et al., 2013)
Bacino dei Carpazi (UE)	Sedimenti del fondo	0.46-1.62 ± 0.37	Particelle/kg	(Bordós et al., 2019)
Lago Ontario (CDN)	Sedimenti lacustri	140	Particelle/kg	(Ballent et al., 2016)

In studi condotti dal 2011 al 2019, C. Li et al. (2020) ha dedotto che il 75% delle MP identificate negli ecosistemi di acqua dolce sono costituite da PP (24%), PE (24%), PS (13%) e PET (11%). Una simile tendenza è stata osservata per le acque superficiali del Lago Ceresio, dove il 57% delle plastiche pelagiche identificate erano composte da PE, 25% da PP e l'11% da PS (Solcà, 2018). Sulle rive del Lago Lemano invece, il 54% dei detriti di microplastica erano composti da PS e il 17% da PE (Faure & De Alenastro, 2014). Lo stesso tipo di composizione si osserva anche negli oceani (Akdogan & Guven, 2019).

Per quanto riguarda la morfologia delle MP sia in acqua dolce che negli ecosistemi marini, la maggior parte sono fibre (59%) e frammenti (20%) (C. Li et al., 2020). Questo è stato osservato anche nelle acque di superficie del Lago Ceresio, dove i frammenti sono stati la categoria più frequente, seguiti dalle fibre e dalle pellicole (Solcà, 2018). Sulle rive sono stati riscontrati risultati simili ma non identici, ad esempio, nello studio condotto da Faure & De Alenastro (2014) su sei laghi svizzeri, le particelle di microplastica più comuni erano le schiume (46%), seguite dai frammenti (27%) e dalle

fibre (19%). La presenza di fibre è probabilmente legata a un elevato rilascio di quest'ultime nelle acque reflue, indicazione che gli impianti di depurazione non le stanno ancora rimuovendo in quantità sufficiente (Akdogan & Guven, 2019; Cable et al., 2017; C. Li et al., 2020). I risultati sulla tipologica chimica e la morfologia dei polimeri plastici trovati negli ecosistemi acquatici non sono sorprendenti. In primo luogo perché il PP e il PE sono i tipi di plastica più prodotti al mondo e in secondo luogo, è legato alle basse densità di queste varietà di plastica (C. Li et al., 2020). Le particelle meno dense galleggiano a lungo e possono essere trasportate nella colonna d'acqua fino a raggiungere la riva, mentre i polimeri più densi tendono a sedimentare e a depositarsi più velocemente (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

1.5 Impatti delle microplastiche

L'inquinamento dovuto alla plastica ha un importante impatto sulla biodiversità, la salute degli ecosistemi acquatici e su importanti servizi ecosistemici, di conseguenza ha un forte influsso socioeconomico. Per quanto riguarda gli aspetti sociali, l'inquinamento dovuto alla plastica ha un impatto su molti settori come le scorte e la sicurezza alimentare, gli aspetti estetici, le attività ricreative e i patrimoni culturali (Beaumont et al., 2019; Gregory, 2009; Rocha-Santos & Duarte, 2017; UNEP, 2016). I rifiuti di plastica nell'oceano causano la perdita di alcune specie emblematiche come le tartarughe e i cetacei che sono particolarmente danneggiati dalla loro presenza (Johnston, 2017). Per quanto riguarda gli impatti sui servizi ecosistemici, i frutti di mare rappresentano un'importante fonte proteica, per circa 1.4 miliardi di persone rappresentano il 20% della loro fonte alimentare (Golden et al., 2016). Il loro approvvigionamento è messo in pericolo e lo sarà ancora di più in futuro a causa della crescita della presenza di plastica e MP, causando una riduzione di questa fonte alimentare e allo stesso tempo rappresentando una via d'esposizione di MP nella rete trofica. Ashbullby et al. (2013) hanno dimostrato che con l'aumento dei rifiuti di plastica sulle rive, la popolazione locale vi trascorre meno tempo libero e, di conseguenza, il loro stato sociale, emotivo e fisico ne risente negativamente. Il turismo diminuirà quindi anche nelle aree costiere, come per esempio alle Hawaii e alle Maldive, come anche al Lago Ceresio, a causa della scarsa attrattiva dei rifiuti di plastica, causando la perdita di posti di lavoro, avendo così un impatto negativo sull'economia locale (Beaumont et al., 2019; Rocha-Santos & Duarte, 2017).

I costi derivanti dall'inquinamento da plastica sono difficili da stimare perché non sono disponibili dati globali. Ma vanno considerate le perdite di servizi ecosistemici, la riduzione del turismo e anche la perdita di reddito. L'UNEP (2016) ha stimato un costo di circa 8 miliardi di dollari nel 2014 a causa dell'inquinamento marino da plastica a livello mondiale.

Ecotossicità delle microplastiche

La tossicità diretta delle MP non è dovuta alla matrice polimerica sintetica, perché è relativamente inerte e stabile, ma è legata agli additivi contenuti (bisfenolo A, BPA, ftalati, ecc.) e ai composti chimici adsorbiti (DDT, PCB, ecc.) (Filella & Turner, 2018; W. C. Li et al., 2016). La plastica è idrofoba, questo spiega perché adsorbe inquinanti organici idrofobici (pesticidi organoclorurati, IPA, ecc.) e/o metalli pesanti (cadmio, zinco, nichel, piombo, ecc.) (Brennecke et al., 2016). Una volta che

le particelle di microplastica entrano in contatto con gli organismi, queste sostanze chimiche adsorbite possono essere rilasciate dal polimero plastico perché non sono chimicamente legate alla matrice plastica. La microplastica quindi ha il rischio di aumentare la concentrazione di questi inquinanti nelle reti trofiche.

Per diversi organismi acquatici molteplici studi hanno dimostrato l'ingestione di MP, come per i mammiferi, rettili, uccelli marini, pesci, zooplancton, cozze e crostacei (Cole et al., 2013; Matsuguma et al., 2017; Schrank et al., 2019; UNEP, 2016; Van Cauwenberghe, Claessens, et al., 2015; Von Moos et al., 2012). Allo stesso tempo, le MP possono essere dannose per l'organismo non solo per la loro tossicità diretta, ma anche per i loro effetti cronici. Più precisamente, le MP rappresentano un fattore di stress che possono indurre a un dispendio energetico importante, possono abbassare il fitness, diminuire il successo riproduttivo, limitare l'assorbimento dei nutrienti e ridurre la crescita dell'organismo (Lusher et al., 2014; Meng et al., 2020; Rocha-Santos & Duarte, 2017; Wright et al., 2013). Tuttavia, non sono stati condotti molti studi al riguardo e ulteriori ricerche sono necessarie (Q. Zhang et al., 2020).

In questo studio oltre ai campionamenti delle rive lacustri ci si è interessati anche al contenuto in MP nei bivalvi, più precisamente nella specie invasiva *D. polymorpha*, comunemente chiamate cozze zebra. I bivalvi sono noti organismi bioindicatori, già ampiamente adoperati per studiare la bioaccumulazione di altre sostanze tossiche come i metalli pesanti e gli inquinanti organici persistenti e solo recentemente anche per le MP (A Binelli et al., 2001; Camusso et al., 2001; Riva et al., 2008). I bivalvi sono considerati essere dei bioindicatori perché hanno un'ampia diffusione, sono sessili, sono presenti durante tutto l'anno, sono facilmente trovabili e raccogliabili, sono resistenti a cambiamenti chimici e fisici (salinità, pH, temperatura, sostanze tossiche) e hanno un'alta durata di vita nelle condizioni di laboratorio (A Binelli et al., 2001; Andrea Binelli et al., 2014; Camusso et al., 2001; Pastorino et al., 2021). Ciò nonostante, sono stati condotti pochi studi utilizzando i bivalvi *D. polymorpha* come bioindicatori dell'inquinamento da MP. Per esempio, è stato dimostrato che nel Lago d'Iseo, la concentrazione di MP nei bivalvi è correlata alla prossimità a un impianto di depurazione. Più precisamente, nel sito più vicino all'impianto di depurazione la concentrazione di MP nei bivalvi è risultata essere 0.23 MP/individuo, invece nel sito più lontano da esso, una concentrazione di 0.03 MP/individuo è stata misurata (Pastorino et al., 2021). Concernente gli effetti ecotossicologici dell'ingestione di MP da parte dei bivalvi della specie *D. polymorpha* nel fiume Lambro, si è osservato un disequilibrio nel loro stato redox e una disfunzione nel loro metabolismo energetico (Magni et al., 2021). In un ulteriore articolo su questa tematica (Andrea Binelli et al., 2020), è stato osservato come l'esposizione dei bivalvi *D. polymorpha* alle MP raccolte nel Lago di Garda e nel Lago d'Iseo sembra diminuire la loro vitalità cellulare.

Gli esseri umani possono essere esposti alle MP per ingestione, inalazione e contatto dermico (Prata et al., 2020). L'ingestione di MP può avvenire attraverso il cibo, a partire dai frutti di mare (Smith et al., 2018), le verdure (Oliveri Conti et al., 2020), e le bevande come la birra (Liebezeit & Liebezeit, 2014) o l'acqua (Koelmans et al., 2019). Kosuth et al. (2018) hanno stimato che ogni anno una persona ingerisce 5'104 particelle sintetiche dall'acqua potabile. La microplastica è presente anche nell'aria e di conseguenza viene respirata, Vianello et al. (2019) hanno stimato un'inalazione di 272 particelle al giorno. A seconda delle dimensioni delle plastiche, esse possono anche oltrepassare la barriera respiratoria, è il caso delle nanoplastiche inferiori a 2.5 μm (Enyoh et al., 2019). Il contatto dermico è considerato il punto di contatto meno pericoloso perché la plastica, per essere assorbita attraverso

la pelle, deve avere dimensioni inferiori ai 100 nm (Revel et al., 2018). Ci sono attualmente pochi studi che hanno analizzato l'effetto delle MP o nanoplastiche sull'uomo. Sono state studiate e analizzate diverse conseguenze all'esposizione alle MP come: produzione di specie reattive dell'ossigeno (Alomar et al., 2016), neurotossicità (Jeong et al., 2016), interferenze nella digestione (Tan et al., 2020) e impatti negativi sul sistema immunitario (Brown et al., 2001). Tuttavia, in questi vari studi la concentrazione usata era alta rispetto ai tassi di esposizione reali, e inoltre tutti questi esperimenti sono stati fatti in laboratorio, dove le condizioni sono molto diverse da quelle reali. Al momento si sa che la plastica si può ritrovare all'interno del corpo umano, ma non è ancora chiaro quali siano le conseguenze sulla salute (Rist & Hartmann, 2018; Wang et al., 2020).

Per quanto riguarda i sistemi d'acqua dolce, Adam et al. (2019) hanno condotto una valutazione probabilistica del rischio basata sui dati ecotossicologici e di esposizione esistenti, e hanno calcolato la concentrazione massima alla quale nessun effetto è osservato (PNEC, concentrazione priva di effetti) di 740'000 particelle di MP/m³. In aggiunta, hanno calcolato il rapporto di caratterizzazione del rischio (RCR), tutti i valori RCR sono inferiori a 1, quindi al momento non c'è ancora un rischio. L'Asia è la regione a più alto rischio, con un RCR di 0.0046 ma con lo 0.4% dei valori superiori a 1.

1.6 Scopo e obiettivi

Lo scopo principale di questa ricerca è stato quello di quantificare e identificare per la prima volta le MP sulle rive del Lago Ceresio, concentrandosi sulla variazione della distribuzione di MP tra le diverse rive studiate e la stessa riva. Per valutare la variazione nella distribuzione di particelle di MP in ogni riva, sono state scelte diverse posizioni di campionamento. Tre campioni sono stati prelevati sulla linea di deposizione¹, tre sopra e tre sotto di essa, ottenendo un totale di nove campioni per ogni riva. L'obiettivo è stato quello di capire in quale zona della riva l'accumulo di MP è favorito. Le MP di taglia da > 5 mm fino a 0.3 mm sono state classificate morfologicamente in sette categorie: frammenti, biglie, pellets, schiume, fili, pellicole e fibre. Per quanto riguarda l'identificazione chimica, solo le MP > 5 mm fino a 1 mm sono state identificate chimicamente.

La variabilità delle concentrazioni di MP ottenuta per le rive del Lago Ceresio sarà spiegata da diversi fattori ambientali, come le caratteristiche ecomorfologiche della riva, le condizioni del vento e delle correnti e da alcune variabili antropiche come il "littering" e la vicinanza ad aree urbano-industriali. Infine, i dati ottenuti sono stati confrontati con le concentrazioni di MP nelle rive di sei principali laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014) e con le concentrazioni di MP in due regioni pelagiche del Lago Ceresio (Solcà, 2018).

Oltre ai campioni di sedimento, in ogni sito degli individui di bivalvi della specie *D. Polymorpha* sono stati raccolti con lo scopo di analizzare il loro contenuto in MP.

Domande di ricerca e ipotesi

¹ Con il termine "linea di deposizione" si denomina una linea parallela all'acqua sulla riva in cui si osserva l'accumulazione di materiale.

Sulla base della letteratura e dello stato attuale del campo di ricerca, sono state elaborate le seguenti domande di ricerca e ipotesi.

Domanda di ricerca: Capire l'estensione e i principali fattori di inquinamento da MP sulle rive del Lago Ceresio.

Sotto domanda 1: Quali fattori (vento, corrente, tipo di substrato, "littering", vicinanza urbana, affluenti, ecc.) possono spiegare le variazioni nel tipo e nella concentrazione di MP trovate nelle diverse rive?

In primo luogo, ci si aspetta che un'area con un fetch più alto avrà più MP rispetto a un sito più protetto. In secondo luogo, la presenza di visitatori e di attività ricreative aumenterà il numero di MP nel sito. Questo perché più visitatori producono un numero maggiore di rifiuti. La composizione della plastica trovata nei siti più frequentati rifletterà il tipo di plastica adoperata dai visitatori. In terzo luogo, i siti in prossimità di un affluente avranno più MP rispetto a siti lontano da esso. Da ultimo, un sito con un substrato composto da grani più piccoli e più materia organica, presenterà una maggiore concentrazione di MP rispetto a un sito con grani più grandi e con meno materia organica.

Sotto domanda 2: Come si presenta la distribuzione su piccola scala delle MP sulle rive dei laghi? Si ipotizza che le particelle di microplastica sono maggiori sulla linea di deposizione rispetto a qualche metro più in alto o più in basso, perché la deposizione e il tasso di accumulo è più alto in questa specifica zona della riva.

Sotto domanda 3: In che misura le MP nella zona pelagica del Lago Ceresio differiscono da quelle che si trovano sulle rive?

Si suppone che la concentrazione sia più alta sulle rive dei laghi rispetto alle zone pelagiche perché la riva del lago svolge il ruolo di zona di accumulo. Ulteriormente, le MP trovate sulle rive dei laghi saranno caratterizzate da una densità inferiore rispetto a quelle trovate sulla superficie dell'acqua o nella colonna d'acqua. Questo perché per raggiungere le rive, le particelle di microplastica hanno bisogno di galleggiare per un tempo più lungo.

Sotto domanda 4: Come varia la concentrazione di MP nei bivalvi *D. polymorpha* nei diversi siti campionati?

La variabilità della concentrazione di MP nei bivalvi rispecchierà la distribuzione di MP misurate nelle diverse rive. Ci si aspetta dunque, che nel sito più inquinato da MP sulla riva, sarà anche dove la più alta concentrazione di MP nei bivalvi verrà misurata.

2. Metodi

2.1 Area di studio

Il Lago Ceresio, conosciuto anche come Lago di Lugano, è situato nella parte meridionale della Svizzera e le sue acque sono condivise con l'Italia. La superficie è di 48.9 km² e la profondità massima

è di 288 m. Il Lago Ceresio è composto da tre diversi bacini: il bacino nord, con una superficie di 27.5 km² e un volume di 4.69 km³ è il più grande, il bacino sud ha una dimensione simile a quello Nord di 20.3 km² ma una profondità (93 m) e un volume (1.14 km³) minore, e infine il bacino Ponte Tresa ha una superficie di 1.1 km² e un volume di 0.03 km³. Il tempo di residenza delle acque di ciascun bacino è molto diverso, per il bacino nord corrisponde a 12.3 anni, per il bacino sud è pari a 1.4 anni e per il bacino di Ponte Tresa è solo di 0.04 anni (15 giorni) (IST-SUPSI, 2020).

Il livello dell'acqua durante il campionamento era a 270.55 metri sopra il livello del mare a Melide e fino alla fine della campagna di campionamento è cambiato di 6 cm. Complessivamente, il livello dell'acqua nel 2019 a Melide è variato di 70 cm (UFAM, Divisione Idrologia, 2019).

Per questo studio sono state scelte come luoghi di campionamento nove rive del Lago Ceresio, due in Italia e le restanti in Svizzera (Figura 1). La determinazione dei punti di campionamento si è basata sull'accessibilità e sul tipo di substrato, privilegiando le rive con sabbia e ghiaia. Inoltre, era anche importante avere un insieme eterogeneo di siti, al fine di ottenere una visione rappresentativa della distribuzione delle MP. I siti sono dunque stati selezionati perché presentavano una diversa: vicinanza ad aree urbane-industrializzate, condizioni di vento, correnti ed esposizioni (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2018).

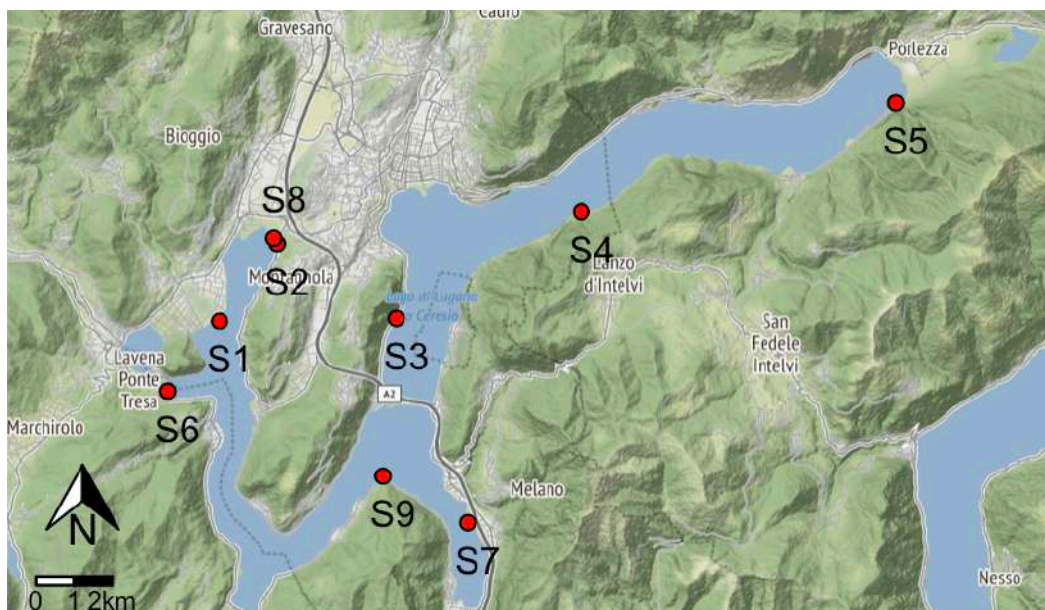


Figura 1: Ubicazione dei nove siti di campionamento (S1 a S9) situati sulle rive del Lago Ceresio.

- Il sito 1 si trova nel bacino sud sul delta del fiume Magliasina, un affluente del lago Ceresio. I campioni sono stati prelevati in una proprietà privata, in teoria quindi poco frequentata.
- Il sito 2 si trova nel bacino sud, ad Agnuzzo, una zona industriale e popolata. Questa riva è vicina allo sbocco del canale Cremignone, nel quale si trova uno scaricatore di piena. Inoltre, nella stessa zona, c'è lo sbocco del fiume Vedeggio, in cui un impianto di depurazione scarica le sue acque trattate.
- Il sito 3 si trova vicino a Capo San Martino, la ferrovia e l'autostrada sono appena sopra questa riva. Dato che questa riva è accessibile solo in barca sarà probabilmente poco frequentata.
- Il sito 4 si trova in prossimità delle Cantine di Gandria, sul Sentiero di Gandria. Questo sito, come il sito 3, è nel bacino nord ed è accessibile in barca e nessun fiume o piccolo affluente ha uno sbocco nelle vicinanze.

- Il sito 5 è situato nel bacino nord sul delta di un piccolo torrente sul lato sinistro del villaggio italiano Porlezza. A 450 metri più a nord c'è il torrente Lagadone e 500 m più lontano nella stessa direzione c'è il delta del fiume Cuccio, un affluente principale del lago Ceresio. Questo sito è poco frequentato perché non è ben accessibile.
- Il sito 6 si trova nel bacino sud, all'entrata del bacino di Ponte Tresa, più precisamente nel villaggio italiano di Lavena. I campioni sono stati prelevati in un'area pubblica ben accessibile alla gente. Questi campioni e quelli del sito 8, sono i soli che sono stati presi in una zona di canneti. Non ci sono fiumi o piccoli corsi d'acqua nelle vicinanze.
- Il sito 7 si trova sul delta del torrente Sovaglia, nel bacino sud nella località di Melano. La riva è in prossimità di un campeggio.
- Il sito 8 si trova in prossimità del sito 2, 150 m più a nord. Questo sito è più vicino alla foce del Vedeggio rispetto al sito 2 e la sua particolarità è legata alla presenza di canneti.
- Il sito 9 si trova nei pressi di Brusino nel bacino sud. Appena sopra c'è la strada cantonale e nessun fiume o torrente è presente nelle vicinanze.

Una mappa più dettagliata di ogni riva e la relativa foto sono riportati nei dati supplementari (Appendice 1 fino a Appendice 9).

In aggiunta, in ogni sito campionato (eccetto nel sito 2) e in tre boe situate al largo di Figino, Melide e Gandria sono stati campionati dei bivalvi della specie *D. polymorpha*. La specie *D. polymorpha* è originaria del Mar Nero, dal quale si è diffusa in Europa Centrale e Meridionale a partire dagli anni 1760 (Kinzelbach, 1992). I primi dati che attestano un'osservazione di questa specie nel Lago di Garda risalgono al 1970 (Giusti & Oppi, 1972). Dal Lago di Garda si è poi diffusa nel Lago di Como dove poi ha in seguito raggiunto anche il Lago Ceresio (A Binelli et al., 2001).

Il campionamento ha avuto luogo dal 19 al 30 agosto 2019. Oltre ai campioni stessi, molteplici variabili ambientali sono state misurate per ogni riva campionata (Tabella 4). Alcuni di questi dati sono stati rilevati durante il campionamento, come il tipo di substrato, l'esposizione, l'inclinazione, la copertura vegetale e la distanza della linea di deposizione dall'acqua. La mediana per la dimensione del sedimento in ogni riva invece è stata calcolata basandosi sulla curva granulometrica (Loizeau, 2020). I valori del fetch, che indicano l'esposizione di una particolare riva ai venti e alle onde, rappresentando la lunghezza massima sulla quale il vento può soffiare senza incontrare ostacoli, sono stati estrapolati da un rapporto annuale della CIP AIS (Oikos 2000, 2016).

Tabella 4: Variabili ambientali per ogni sito (da S1 a S9): tipo di substrato (ghiaia o sabbia), la mediana della dimensione del substrato in mm, l'esposizione in °, l'inclinazione in °, la copertura vegetale in %, la distanza della linea di deposizione (DL) all'acqua in metri, il valore del fetch (Oikos 2000, 2016), la frequenza annuale del vento nel punto opposto al sito in questione in % (wind-data.ch) e la velocità media del vento in m/s (wind-data.ch).

Sito	Tipo di substrato	Mediana [mm]	Esposizione [°]	Inclinazione [°]	Copertura vegetale [%]	Fetch	Distanza DL dall'acqua [m]	Frequenza del vento [%]	Velocità del vento [m/s]
S1	sabbia	2.2	193	14	54	2	0.5	12.0	2.7
S2	sabbia	0.7	249	14	79	2	1.2	9.8	2.4
S3	ghiaia	9.1	110	13	74	5	0.5	3.0	3.6
S4	ghiaia	38.8	5	10	41	4	0.8	1.4	3.0
S5	ghiaia	21.2	278	14	24	5	0.5	10.7	2.6
S6	sabbia	0.5	72	8	39	1	0.5	8.6	1.8

S7	ghiaia	36.1	219	16	28	2	1.0	2.14	7.1
S8	sabbia	0.9	249	13	12	2	0.5	9.8	2.4
S9	ghiaia	12.9	324	14	9	2	0.7	7.0	3.1

2.2 Campionamento

In ogni riva, sono stati presi nove campioni di sedimento di 0.5 L ciascuno. Tre sulla linea di deposizione e tre sopra e sotto la linea di deposizione, con una distanza di 0.5 m l'uno dall'altro (Figura 2). L'intento era quello di concentrarsi sulla linea di deposizione, dove sembra verificarsi il maggior accumulo di MP e dove anche solitamente delle altre ricerche si sono concentrate (Faure & De Alencastro, 2014; Prata et al., 2019; Wang & Wang, 2018; K. Zhang et al., 2016). Dato che l'idea di questo progetto era quella di confrontare i dati ottenuti con quelli delle rive di altri sei laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014), era importante avere punti di campionamento simili. La linea di deposizione è stata identificata visivamente come l'area della riva dove si accumulano la maggior parte dei detriti, di solito consisteva in una piccola elevazione lungo la linea dell'acqua di 20-30 cm di larghezza.

Gli altri campioni hanno permesso di analizzare la distribuzione delle MP sulla riva stessa, di verificare dunque se la linea di deposizione rappresenta la zona in cui si la maggior parte delle MP si accumulano.

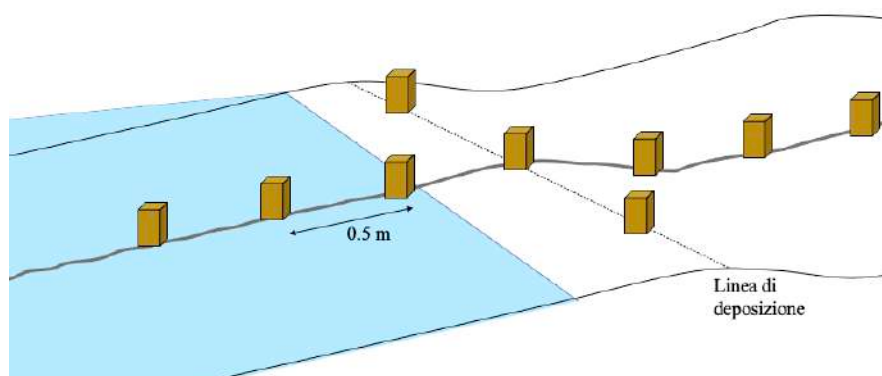


Figura 2: Rappresentazione schematica dei punti di campionamento (9x) sulla riva.

La profondità dei campioni scelta è stata di 5 cm, perché è riconosciuta come il limite della zona mobile nelle rive lacustri e perché è la profondità più comunemente usata (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2018; Zbyszewski et al., 2014). Le unità di misura per le concentrazioni di MP sono metri quadrati, considerando i 5 cm come rappresentazione dello strato superficiale e non come unità di volume. Le concentrazioni sono anche indicate in numero totale di particelle di microplastica trovate per kg di sedimento. Si è scelto di non esprimere la concentrazione in grammi di microplastica, perché la misurazione richiede tempo e non è un'unità di concentrazione comunemente utilizzata. I campioni di sabbia sono stati estratti utilizzando una carota metallica (Figura 3A) di 10×10 cm, un tipico strumento impiegato per questo scopo (Imhof et al., 2018). La carota è stata introdotta, con l'aiuto di un martello, nel sedimento fino a una profondità di 5 cm, successivamente è stata rimossa una parte del substrato circostante in modo da introdurre una pala metallica alla base della carota per evitare la perdita del campione una volta estratto. Il campionamento di ghiaia sotto la linea di deposizione è stato più complicato. Il metodo applicato è stato lo stesso, ma è stata usata una pompa

per estrarre l'acqua in eccesso contenuta nella carota. Questo per far sì che durante la rimozione della carota dall'acqua, l'acqua in eccesso non avrebbe attraversato il campione causando la perdita di MP (Figura 3B). Nonostante questa tecnica, i campioni prelevati in acqua potrebbero comunque aver subito una parziale perdita di MP a causa dell'acqua di deflusso. Una volta estratti, i campioni sono stati trasferiti in un barattolo di vetro di 500 mL e coperti con una pellicola di alluminio, per evitare una contaminazione, prima di chiuderli con l'apposito coperchio.



Figura 3: A) Campionatore metallico (10×10 cm). B) Estrazione del campione in acqua con una carota metallica e una pompa per rimuovere l'acqua in esubero.

I bivalvi sulle rive sono stati raccolti a un metro di profondità nell'acqua, si sono rimossi a mano dai sassi sul fondale (Figura 4A/4B). Per quanto riguarda i campioni delle boe invece, i singoli bivalvi sono stati raccolti dalla catena delle boe, sempre manualmente. Il numero di individui raccolti è variabile tra i diversi siti campionati, da un minimo di sette nel sito 6 fino a un massimo di 69 nel sito 3 (Appendice 10). Una volta prelevati, i bivalvi sono stati posti in un foglio d'alluminio e poi in seguito sono stati congelati a -20°C fino a ulteriori analisi.

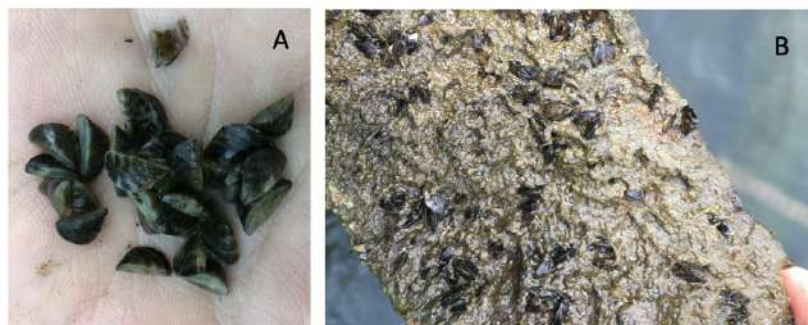


Figura 4: A) Bivalvi raccolti nel sito 8 (Agnuzzo canneti). B) Bivalvi trovati attaccati a un sasso a una profondità di 1 m nell'acqua al largo del sito 8 (Agnuzzo canneti).

Sul campo sono state raccolte diverse informazioni aggiuntive. Una foto della vegetazione sovrastante è stata scattata con un obiettivo fish-eye al fine di calcolare l'area della copertura vegetale per ogni sito (Appendice 11). La copertura vegetale è stata poi calcolata con il software ImageJ (ImageJ 1.52q), seguendo le istruzioni di Christine Labno dell'Università di Chicago. La taglia del substrato della superficie di ogni sito di campionamento è stata stimata visivamente in percentuale in cinque diverse categorie di grandezza da < 0.25 mm fino a > 25 mm. L'inclinazione e l'esposizione sono state misurate con l'applicazione della bussola con un iPhone 5. In aggiunta, sono stati raccolti alcuni pezzi di plastica più grandi, al fine di determinare una potenziale fonte delle MP trovate sulla riva (Appendice 12). Non è stato applicato un metodo standard per la raccolta di queste plastiche, l'intenzione era solo quella di avere alcuni dati qualitativi aggiuntivi.

2.3 Metodo di estrazione delle microplastiche

È importante notare che le misure per evitare qualsiasi tipo di contaminazione sono state prese durante tutte le fasi dello studio. Durante il campionamento e l'estrazione delle MP sono stati utilizzati solo abiti di cotone. Inoltre, tutto il materiale è stato risciacquato prima dell'utilizzo, tutto il materiale plastico quando possibile è stato evitato e tutti i campioni sono stati coperti appena possibile per evitare la deposizione di microplastica atmosferica.

Estrazione delle microplastiche dai sedimenti

Dopo il campionamento, tutti i campioni sono stati congelati, essiccati con un liofilizzatore a secco (FreeZone 2.5, LABCONCO) e conservati fino a ulteriori analisi. Prima della procedura di estrazione, ogni campione è stato pesato. Come primo passo del metodo di estrazione, i campioni sono stati separati in diverse frazioni di grandezza, attraverso l'utilizzo di quattro setacci standardizzati in acciaio inox: 5 mm, 1 mm, 0.3 mm e 63 μm (tutti ISO 3310, VWR International). Il campione è stato posto sul setaccio superiore e la colonna di setacci (Figura 5A) è stata agitata per separare il substrato in frazioni di grandezza diverse. Dopo alcuni minuti di agitazione, il materiale depositato su ogni setaccio è stato raccolto e posto in vasi di vetro (Figura 5B). Da questo passaggio si sono ottenuti dunque quattro frazioni di grandezza: > 5 mm, 5-1 mm, 1-0.3 mm e 0.3-0.063 mm per ogni campione, le quali poi sono stati pesati individualmente. In altri protocolli (Faure et al., 2015; Möller et al., 2020), questo passaggio viene effettuato aggiungendo acqua deionizzata al campione, al fine di facilitare la migrazione e la separazione degli aggregati di materia organica. Tuttavia, a causa del basso contenuto di materia organica nei campioni, è stato eseguito a secco, risparmiando tempo. Tutti i campioni sono stati esaminati attentamente per la presenza di aggregati/grumi, che sono poi stati separati utilizzando un cucchiaino di metallo.



Figura 5: A) Immagine della colonna di setacci usata per la fase di frazionamento. B) Esempio di un campione separato nelle diverse frazioni di grandezza, da sinistra a destra: > 5 mm, 5-1 mm, 1-0.3 mm, 0.3-0.063 mm.

Le MP sono state estratte manualmente da tutti i campioni per le frazioni di grandezza > 5 mm, 5-1 mm e in tutti i campioni della linea di deposizione per la frazione di grandezza 1-0.3 mm, con l'aiuto di uno stereomicroscopio (Leica EZ4). Per motivi tempistici, per i restanti campioni della frazione di grandezza 1-0.3 mm e per tutti i campioni della categoria di grandezza 0.3-0.063 mm non sono state estratte alcune MP.

Le MP estratte dai diversi campioni sono state classificate nelle seguenti categorie (Figura 6): pellets o granuli, biglie, frammenti, schiume, fili, fibre e pellicole. Queste varie categorie sono le più

comunemente utilizzate per separare le MP in base alle loro caratteristiche morfologiche e strutturali (Faure & De Alencastro, 2014; Free et al., 2014; Laglbauer et al., 2014; Wu et al., 2018). Nei casi in cui le MP erano difficili da riconoscere è stato applicato il metodo del “hot-needle”. In pratica, un ago caldo viene posto vicino alla presunta particella di microplastica, e se la particella si scioglie, è considerata plastica. In questo modo le particelle di materia organica possono essere distinte dalle MP, perché la materia organica tende a bruciare e/o diventare nera senza fondersi (Lusher et al., 2020). Le particelle di microplastica estratte sono state poi conservate in piccole fiale di vetro per essere successivamente identificate chimicamente (Figura 7).

Ulteriori immagini delle MP osservate durante l'estrazione si trovano nell'Appendice 13.

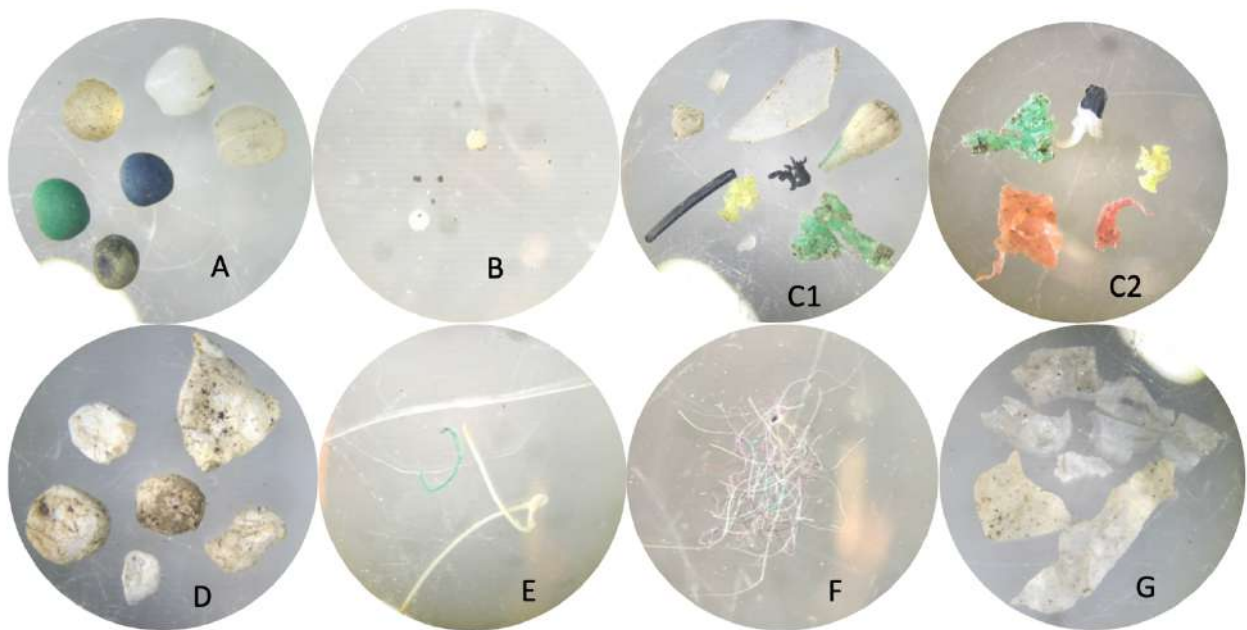


Figura 6: Diverse categorie di microplastica: A) pellets o granuli, B) biglie, C1) frammenti, C2) frammenti, D) schiume, E) fili, F) fibre, G) pellicole. Tutte le immagini sono state scattate sotto uno stereomicroscopio (Leica EZ4) con un ingrandimento di 8× (tranne che per le biglie, dove è stato applicato un ingrandimento di 25×).



Figura 7: Fiale di vetro contenenti le particelle di microplastica estratte dai campioni del sito 1.

Passaggi aggiuntivi quali un test di recupero, per valutare il metodo di estrazione utilizzato, una separazione di densità, come passaggio di estrazione aggiuntivo per migliorare l'efficienza di estrazione e due test in bianco per rendere conto della contaminazione sono stati eseguiti. Una descrizione più approfondita è riportata nel materiale supplementare.

Estrazione delle microplastiche dai bivalvi *D. Polymorpha*

Le analisi del contenuto in MP negli individui di *D. Polymorpha* raccolti sono state eseguite dal Prof. Andrea Binelli e il Dr. Stefano Magni, presso l'Unità di Ecotossicologia e Chimica Ambientale del Dipartimento di Bioscienze dell'Università degli Studi di Milano.

Come primo passaggio, i tessuti sono stati separati dalla conchiglia, ad eccezione per gli individui del sito 8, che a causa della loro ridotta dimensione questo passaggio non è stato possibile. Dopodiché i tessuti di tutti gli organismi trovati in un sito sono stati omogeneizzati (tipo Potter) in un'unica soluzione salina di NaCl a una densità di 1.2 g/cm³. Una volta omogeneizzati, i campioni sono stati lasciati decantare per due giorni. Dopodiché, il soprannatante (circa 15 mL) è stato estratto e aggiunto a una soluzione di perossido di idrogeno (15%), il tutto è stato lasciato riposare per tre giorni con lo scopo di digerire il materiale organico ancora contenuto. Successivamente, questa soluzione contenente le potenziali plastiche è stata filtrata mediante un filtro in nitrato di cellulosa con una porosità di 8 µm (Sartorius). Sul filtro si sono aggiunte delle gocce di perossido di idrogeno (15%) per digerire la restante materia organica (Magni et al., 2021). Una volta ottenute tutte le potenziali particelle di MP, si è passati alla quantificazione, identificazione morfologica e chimica. Per quanto riguarda la quantificazione e l'identificazione morfologica, ogni singolo particella è stata contata e assegnata a una delle seguenti categorie: pellicole, frammenti, fibre, biglie e fili. Inoltre, per ogni MP sono stati determinati la dimensione più lunga e il colore.

Una verifica della contaminazione durante il metodo di estrazione delle MP dai bivalvi è stata eseguita, i risultati al riguardo sono riportati nel materiale supplementare (Appendice 28).

2.4 Identificazione chimica delle microplastiche

Sedimenti

Tutti i polimeri sintetici trovati nei campioni della frazione di grandezza > 5 mm (8 in totale) e della categoria di dimensione 5-1 mm (398 in totale escluse le fibre) sono stati analizzati chimicamente per identificare la tipologia di polimero. Ciò è stato fatto utilizzando il dispositivo Gemini Analyzer (Thermo Fisher Scientific) che applica una tecnica di spettroscopia a infrarossi a trasformata di Fourier (FTIR) (Figura 8). La tecnica FTIR è un modo semplice e veloce per identificare polimeri sconosciuti. Fondamentalmente, un raggio infrarosso è puntato sul campione, la macchina poi rileva lo spettro dei picchi riflessi che è specifico per ogni polimero. Confrontandolo con molti altri spettri contenuti in una banca dati, il polimero può essere così identificato (ThermoScientific, 2013).



Figura 8: Apparecchio portatile Gemini Analyzer, Thermo Scientific (Gemini™ Analyzer, 2019).

La particella di microplastica viene posta sulla piastra di analisi dell'apparecchio Gemini Analyzer e l'analisi FTIR viene poi avviata. Successivamente, il Gemini Analyzer riporta il risultato mostrando lo spettro della microplastica e il nome del polimero che lo costituisce (Figura 9). Ci sono quattro diversi risultati possibili: (i) il polimero è sottolineato in verde quando la corrispondenza è certa (Figura 9A); (ii) il polimero è sottolineato in blu per indicare una miscela di più di un polimero (Figura 9B); (iii) il polimero è sottolineato in giallo quando uno spettro simile ma non identico è stato trovato nella banca dati (Figura 9C); (iv) il polimero è sottolineato in rosso quando nessuno spettro corrispondente è stato trovato nella banca dati (Figura 9D). In realtà, c'è anche una quinta opzione, per alcune particelle anche dopo vari tentativi, l'analisi FTIR si è fermata durante il processo e nessuno spettro è stato generato.

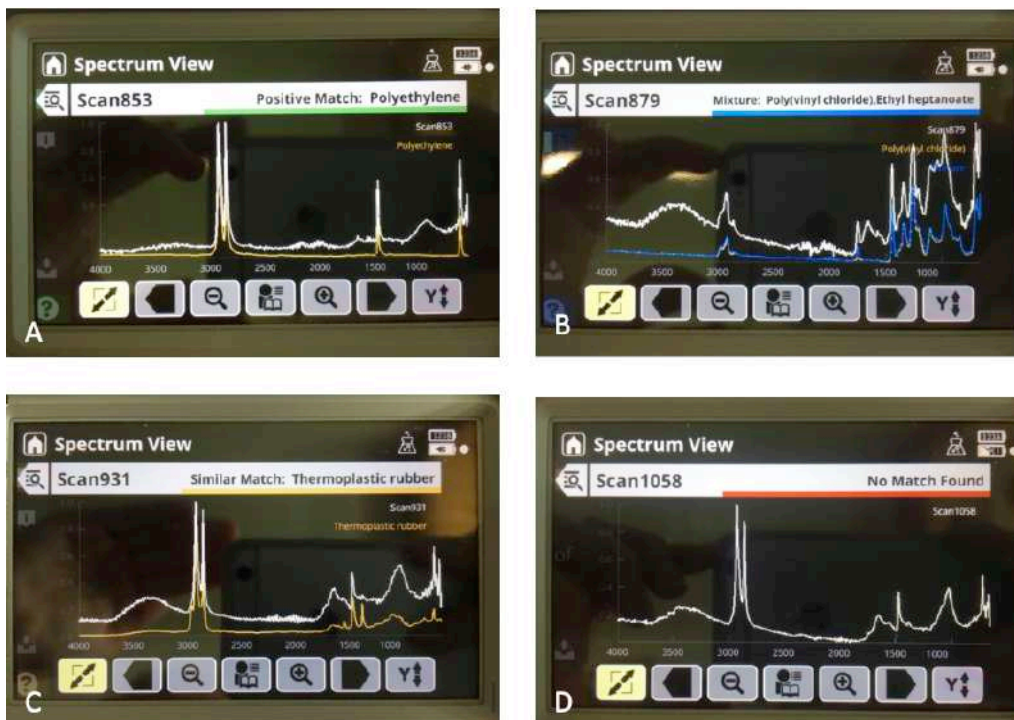


Figura 9: Le quattro opzioni possibili dell'analisi FTIR utilizzando l'apparecchio Gemini Analyzer: A) corrispondenza positiva, lo spettro corrisponde esattamente a uno spettro simile nella banca dati, B) miscela, significa che il materiale contiene più di una sostanza, C) corrispondenza simile, lo spettro corrisponde parzialmente a uno spettro simile nella banca dati, D) nessuna corrispondenza, nessuno spettro simile è stato trovato nella banca dati.

Bivalvi *D. polymorpha*

Per quanto riguarda l'identificazione chimica, le particelle sono state analizzate con un sistema μ FTIR (Fourier Transform Infrared Microscope System, PerkinElmer) combinato con un ATR (riflessione totale attenuata). Un ATR rileva i cambiamenti del fascio riflesso in una matrice, permettendo un'analisi diretta senza dover precedentemente preparare i campioni (Löder & Gerds, 2015). Tramite questo sistema si possono identificare particelle fino a 10-20 μm . L'ATR ha usato 32 scansioni spettrali e delle lunghezze d'onde da 4'000 fino a 600 cm^{-1} . Il confronto degli spettri delle particelle analizzate con quelli conosciuti contenuti nella banca dati è stato effettuato tramite il programma Spectrum 10. Per garantire un'alta qualità dei risultati, solo una corrispondenza di oltre 0.7 (scores da 0 a 1) è stata considerata (Magni et al., 2019). Oltre al risultato dell'apposito programma, un'ulteriore verifica è stata garantita controllando i picchi caratteristici dei singoli spettri.

2.5 Analisi statistiche

Tutte le analisi statistiche sono state eseguite utilizzando il programma R (versione 3.6.1) nella piattaforma RStudio (versione 1.3.1093). Tutti i grafici sono stati realizzati con il pacchetto ggplot2 (versione 3.3.2) e sono stati impiegati pacchetti aggiuntivi come dplyr (versione 1.0.2) e ggpubr (versione 0.4.0) quando necessario.

Per analizzare la differenza della dimensione media tra i due tipi di substrato (sabbia e ghiaia) è stato eseguito un test delle analisi delle varianze (ANOVA) (Appendice 30 e Appendice 31). Per le MP della frazione di grandezza 5-1 mm i dati sono stati trasformati applicando una scala logaritmica per fare in modo che i dati seguissero una distribuzione normale e le varianze dei gruppi fossero uguali. Per quanto riguarda le differenze nella media della concentrazione di MP tra i siti e le tre posizioni sulla riva è stata eseguita un'analisi della varianza (ANOVA) gerarchica (Appendice 32). Anche questo modello è stato trasformato con una scala logaritmica e con una costante per garantire che le ipotesi dell'analisi ANOVA fossero rispettate.

Per meglio interpretare le diverse composizioni delle MP tra i vari siti e per individuare i fattori ambientali che hanno un'influenza su di esse, è stata condotta un'analisi di scaling multidimensionale non metrico (NMDS) utilizzando il pacchetto di ecologia di comunità, chiamato vegan (versione 2.5-6). La tecnica d'analisi NMDS permette di rappresentare, ordinare e interpretare in un grafico bidimensionale, informazioni da più dimensioni basate su ordini di rango (Pretty R, 2012). Fondamentalmente, il grafico NMDS (Figura 19) rappresenta le somiglianze tra diverse comunità, in questo caso i nove siti di campionamento, in base alla loro composizione specifica, qui la diversa composizione chimica delle MP per ogni sito. Più due siti (rappresentati da punti) sono vicini l'uno all'altro, più le loro composizioni sono simili. La lunghezza delle frecce indica la forza e la direzione della rispettiva variabile. Le posizioni dei diversi punti rappresentano le diverse composizioni chimiche per ogni sito.

Infine, per le mappe rappresentate nelle Figura 1 e Figura 12, sono stati impiegati diversi pacchetti: ggplot2, dplyr, ggpubr, ggmap (versione 3.0.0.901), maps (versione 3.3.0), mapdata (versione 2.3.0), raster (versione 3.4-5), grid (versione 3.6.1), sf (versione 0.9-6), cowplot (versione 1.1.0), spData (versione 0.3.8), stringr (versione 1.4.0) e devtools (versione 2.3.2).

2.6 Revisione critica degli approcci metodologici

Questo capitolo si concentra sul confronto tra il metodo di estrazione utilizzato in questo progetto e quello impiegato nello studio condotto dal Politecnico federale di Losanna (EPFL) sull'inquinamento da MP sulle rive di sei laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014). Inoltre, il metodo scelto in questo progetto verrà criticato e commentato. Questo capitolo è importante perché non esiste ancora un metodo specifico o standardizzato per l'estrazione e l'analisi delle MP nella comunità scientifica, rendendo difficile il confronto tra diversi studi. Dunque tutte le esperienze dovrebbero essere valutate con uno sguardo critico per migliorare l'efficienza delle analisi e permettere il confronto tra diversi studi (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Wang & Wang, 2018).

Il primo passo metodologico che sarà esaminato è il campionamento. Nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), i campioni sono stati prelevati in tre o più rive dello stesso lago, e per ogni riva sono stati presi tre replicati di circa 4.5 L sulla linea di deposizione. In questo progetto invece, tre campioni sono stati presi sulla linea di deposizione e tre sono stati presi sotto e sopra quest'ultima. Si è deciso di prelevare campioni non solo sulla linea di deposizione ma anche in altre regioni della riva perché è stato dimostrato che esiste un'importante variabilità nella distribuzione delle MP sulla riva stessa (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2018). In un futuro studio sarebbe opportuno modificare la posizione dei campioni nello schema di campionamento. Piuttosto che prelevare dei campioni perpendicolarmente alla linea di deposizione, a distanze diverse, è suggerito prelevare tre campioni sopra e sotto la linea di deposizione in una linea parallela a quest'ultima. Questo cambiamento è motivato dal fatto che si otterrebbero due serie in più di tre replicati con la stessa distanza dalla linea di deposizione. Inoltre, la distanza dalla linea di deposizione sarebbe definita a 1 m o più, tenendo conto del livello dell'acqua del lago. Così da ridurre l'influenza della variabilità spaziale della posizione della linea di deposizione dovuta alla variazione del livello dell'acqua. Un altro punto dello schema di campionamento con potenziale di miglioramento sono i campioni presi in acqua, sotto la linea di deposizione. Questo perché è stato difficile prendere i campioni in questa zona della riva perché durante l'estrazione del campione dall'acqua, l'acqua in eccesso è fuoriuscita dal campione causando una potenziale perdita di MP. In futuri studi, questo problema dovrebbe essere ulteriormente esaminato e si dovrebbe trovare un metodo di campionamento più efficace per questa zona della riva.

Il secondo passo dell'analisi delle MP consiste nella procedura di estrazione delle MP dai diversi campioni di sedimenti. Nello studio condotto dall'EPFL sull'inquinamento da MP sulle rive di sei laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014), i campioni prelevati da una riva con sabbia sono stati prima sottoposti a una separazione di densità con NaCl. In seguito, è stato fatto un frazionamento e alla fine è stata eseguita una digestione organica con H₂O₂ (solo per la frazione di grandezza 1-0.3 mm). Per i campioni composti da ghiaia sono stati applicati gli stessi passaggi tranne la separazione di densità. In questo studio invece, il primo passo è stato quello di frazionare i campioni e successivamente estrarre manualmente le particelle di microplastica dalle tre frazioni di grandezza: > 5 mm, 5-1 mm e 1-0.3 mm. Questa scelta è stata fatta perché sembrava il modo più semplice e pratico. Per quanto riguarda la frazione più piccola da 0.3 a 0.063 mm, le MP non sono state estratte perché è un processo che richiede molto tempo e ulteriori passaggi laboriosi (separazione di densità e digestione). Inoltre, per identificare chimicamente le MP trovate in questa frazione di grandezza, si

sarebbe dovuto usare un dispositivo micro-FTIR e il tempo di analisi sarebbe aumentato ulteriormente.

La digestione organica è stata esclusa perché nei campioni delle rive del Lago Ceresio non c'era una quantità importante di materia organica. Tuttavia, con questa scelta è stata impedita la rimozione delle fibre di origine biologica, rendendo più difficile la corretta identificazione delle fibre di microplastica. Nonostante ciò, grazie al test "hot-needle", si è potuto parzialmente rimediare a questa lacuna.

Per la separazione di densità invece, le scelte metodologiche sono state più ardue. All'inizio, l'idea era di eseguire una separazione di densità con lo ioduro di sodio (NaI) solo per i campioni nella frazione di grandezza 1-0.3 mm. Questa frazione è stata selezionata perché si supponeva che sarebbe stato più difficile e dispendioso in termini di tempo estrarre le MP di dimensioni inferiori. Lo ioduro di sodio è stato scelto per la sua alta densità (1.7 g/cm^3), permettendo la flottazione di anche le MP più dense. Inoltre, il gruppo di ricerca diretto dal Dr. Serge Stoll all'Università di Ginevra, impiega lo ioduro di sodio per questo tipo di separazione di densità dopo aver confrontato l'efficienza di vari tipi di sali. Tuttavia, dopo alcuni tentativi, si è deciso di non utilizzare lo ioduro di sodio. Soprattutto perché, a causa della sua tossicità, tutta la procedura doveva essere fatta sotto una cappa ventilata e durante i processi si perdeva una parte importante di MP. Inoltre, il prodotto è molto costoso e la separazione di densità avrebbe comportato tempi assai lunghi. È stato quindi deciso di fare solo un'estrazione manuale delle MP con l'aiuto di uno stereomicroscopio. Dopo questo passaggio, è stato eseguito un test di recupero, ed è stato a questo punto che ci si è resi conto quanto fosse impreciso il protocollo di estrazione basato unicamente su un'estrazione manuale. In pratica, sono state trovate più MP rispetto alla quantità di particelle introdotte intenzionalmente nel campione, il che significa che durante l'estrazione manuale molte MP non sono state rilevate. Per questo motivo è stato deciso di eseguire una separazione di densità solo per alcuni campioni al fine di testare e verificare come l'efficienza di estrazione sarebbe stata influenzata e, auspicabilmente, aumentata. La separazione di densità è stata eseguita con il NaCl, anche se ha una bassa densità, circa di 1.2 g/cm^3 , e quindi avrebbe potuto causare una mancanza di flottazione dei polimeri plastici più pesanti come il PVC o il PET (Tabella 2). Ciò nonostante, durante l'estrazione manuale senza aver fatto una separazione di densità, solo una piccola quantità di MP con un'alta densità sono state trovate.

Si è notato che facendo la separazione di densità, il doppio o più delle MP sono state rilevate dai vari campioni (Appendice 20 e Appendice 21). Questo significa che durante l'estrazione manuale, solo la metà delle MP sono state identificate ed estratte dai campioni in confronto a quando una separazione di densità è stata applicata. Tuttavia, a causa del fatto che i vari fattori di conversione differiscono a seconda del sito, si è deciso di non applicare una media di questo fattore di conversione a tutti i campioni. Si è scelto di utilizzare i valori di concentrazione di MP prima di fare la separazione di densità, anche se è stata dimostrata una chiara e importante sottostima. Bisogna quindi essere coscienti che le concentrazioni reali di microplastica potrebbero essere più alte di quelle indicate in questo studio. Per questo motivo i risultati devono essere considerati come semi-quantitativi, piuttosto che quantitativi. Riassumendo, è difficile valutare quale combinazione di metodi funzioni meglio, tuttavia si può supporre che facendo solo un'estrazione manuale delle MP, si verifica un'importante sottostima della concentrazione reale. Pertanto, una separazione di densità è altamente raccomandata. Inoltre, è importante sottolineare che se si decide di fare una separazione di densità il sale dev'essere il più puro possibile. Come si è visto in questo studio, anche se in un numero molto ridotto, il comune sale da cucina contiene MP, è dunque lecito evitare una potenziale contaminazione.

Concernente l'identificazione chimica delle MP, nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014) è stato utilizzato un apparecchio a FTIR-ATR. In questo studio invece è stato utilizzato l'apparecchio Gemini Analyzer dotato della tecnica FTIR. Gli aspetti positivi sono che è una tecnica veloce per analizzare le MP e il Dipartimento del territorio del Canton Ticino ne ha uno di cui si è potuto disporre. Tuttavia, vanno menzionati anche alcuni svantaggi. Il primo è la limitazione delle dimensioni delle particelle MP, a causa del fatto che tutti i campioni devono essere posti sotto una punta di diamante, le particelle più piccole di 1 mm non possono essere identificate. Anche le fibre non hanno potuto essere identificate a causa delle loro dimensioni, portando a una mancata identificazione di questa categoria. Inoltre, il fatto che la banca dati di riferimento non era accessibile e il metodo con cui gli spettri misurati sono confrontati con quelli di riferimento non era noto, ha limitato la comprensione del processo di identificazione. Per quanto riguarda le particelle non identificate, la maggior parte di esse sono state riconosciute visivamente come polimeri plastici, tuttavia potrebbe essere che la superficie fosse troppo consumata e quindi questo ne ha impedito la corretta identificazione. Inoltre, a volte il Gemini Analyzer non ha nemmeno generato uno spettro corrispondente al polimero analizzato, rendendo impossibile anche un confronto manuale con spettri noti. Infine, c'erano alcune MP che sono state identificate come elastomeri termoplastici, indicando una grande famiglia di polimeri plastici, non permettendo dunque un'identificazione precisa. Riassumendo, l'analizzatore Gemini è un buon dispositivo per identificare MP di grandi dimensioni (> 1 mm) e nei casi in cui la composizione complessiva dei polimeri plastici in questione è preferibile a un'analisi dettagliata. Se sono necessari risultati più accurati, un sistema FTIR-ATR è più adeguato.

Per quanto riguarda la scelta di campionare dei bivalvi è sicuramente lecito dire che in uno studio più approfondito sul tema si dovrebbe misurare il peso e la dimensione dei bivalvi campionati. Di modo da ottenere una concentrazione di MP all'unità di peso, unità più precisa rispetto alla concentrazione per individuo. L'unità di misura delle particelle di MP per individuo non è accurata perché dipende dal peso di ogni individuo. In aggiunta, anche il numero di bivalvi campionati dovrebbe essere maggiore rispetto a quello in questo progetto.

3. Risultati e discussione

Tutti i valori di concentrazione di MP riferiti nel seguente capitolo sono stati calcolati basati su un frazionamento in quattro diverse frazioni di grandezza tramite l'uso di setacci e un'estrazione manuale delle MP tramite uno stereomicroscopio. Nel capitolo 3.3. invece, un valore per la concentrazione di MP calcolato includendo un passaggio di densità è utilizzato. Unicamente nel capitolo 3.3 si è scelto di utilizzare un tale valore perché in questo capitolo viene fatto un confronto con i dati dello studio dell'EPFL (Faure & De Alencastro, 2014). Il gruppo di ricerca dell'EPFL ha deciso di prendere dei campioni di sedimenti unicamente sulla linea di deposizione e di applicare una separazione di densità solo ai campioni derivanti da siti composti principalmente composti da sabbia. Per i dati del Lago Ceresio è stato scelto di includere una separazione di densità per lo stesso tipo di campioni. Questa scelta ha così permesso di confrontare dei dati provenienti da studi diversi ma con metodi simili. Per il resto del capitolo invece, i valori delle concentrazioni di MP sono calcolati senza una separazione di densità perché non è stata fatta per tutti i campioni.

3.1 Concentrazione di plastica a seconda delle diverse frazioni di grandezza

In ogni riva sono stati trovati alcuni polimeri plastici, tuttavia una differenza sostanziale è osservabile nella loro concentrazione e distribuzione. I detriti macroplastici (> 5 mm) sono stati osservati solo in tre siti (S1, S2 e S8). Per le MP invece, in tutti i siti sono state contate e raccolte alcune particelle (da 5 a 1 mm e da 1 a 0.3 mm). La concentrazione media di MP misurata per metro quadro per le frazioni di grandezza > 5 mm, 5-1 mm e 1-0.3 mm è stata la seguente: 10 ± 22 , 585 ± 609 , e $2'396 \pm 2'085$ particelle di MP/m² (Figura 10A). Riguardo alle concentrazioni di MP per kg di sedimento invece, per le frazioni di grandezza > 5 mm, 5-1 mm e 1-0.3 mm sono state misurate: 0, 10 ± 13 e 39 ± 40 particelle di MP/kg (Figura 10B). Tutte le concentrazioni visualizzate nella Figura 10 si possono trovare anche nella tabella Appendice 29. Una tendenza nell'abbondanza delle MP secondo le diverse frazioni di grandezze è visibile, le MP di dimensione inferiore sono più numerose rispetto alle particelle più grandi. La differenza da una frazione di grandezza all'altra sembra essere di un ordine di grandezza. Questa tendenza è già stata osservata in altri laghi, come per sei laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014), il Lago di Garda (Imhof et al., 2018) e per i Grandi Laghi (Cable et al., 2017).

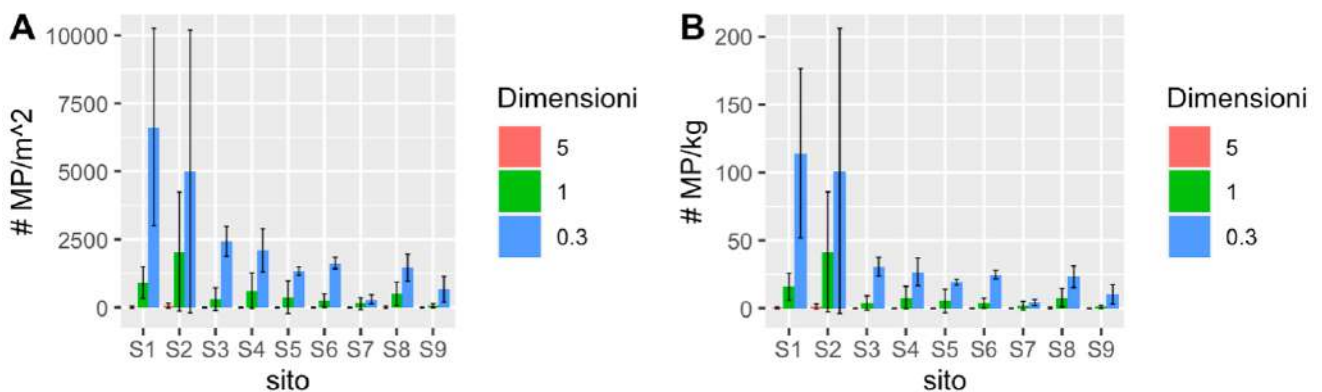


Figura 10: A) Concentrazioni di MP in metri quadrati nelle diverse rive (da S1 a S9): >5 mm (rosso), 5-1 mm (verde) e 1-0.3 mm (blu). La deviazione standard è rappresentata da un segmento nero. B) Concentrazioni di MP in kg nelle diverse rive (da S1 a S9): >5 mm (rosso), 5-1 mm (verde) e 1-0.3 mm (blu). La deviazione standard è rappresentata da un segmento nero.

3.2 Confronto delle concentrazioni di microplastica tra le rive e le acque superficiali

Dato che i dati sulle concentrazioni di MP nella zona pelagica di due regioni del Lago Ceresio (Gandria e Figino) sono stati rilevati nel 2018 dalla Sezione protezione aria, acqua e suolo (SPAAS) del Canton Ticino (Solcà, 2018), un confronto con le concentrazioni di MP ottenute per le rive dei laghi è sembrato pertinente (Tabella 5). La media delle concentrazioni di MP sulle rive dei laghi è di due o tre ordini di grandezza superiore alle concentrazioni di microplastica misurate in due regioni pelagiche del Lago Ceresio (Tabella 5). Questi risultati confermano una delle ipotesi della sotto domanda 3, ossia che le concentrazioni di MP sulle rive lacustri sono più alte rispetto alle zone pelagiche. Questa differenza è spiegata principalmente dal fatto che la riva è una zona di accumulo

di MP, lo strato superficiale dell'acqua invece, è solo una via di trasporto (Hidalgo-Ruz et al., 2012; C. Li et al., 2020; Van Cauwenberghe, Claessens, et al., 2015).

Bisogna tener presente che esiste una differenza nel metodo di estrazione tra i due studi: per i campioni pelagici, una digestione organica è stata applicata ai campioni di dimensioni da 1 a 0.3 mm, mentre per i campioni della riva non è stata impiegata. La digestione organica aumenta la precisione dei risultati, perché aiuta a selezionare ed estrarre le MP dal campione. Allo stesso tempo però, eseguendo un passaggio aggiuntivo, il campione viene manipolato di più, e quindi il rischio di perdere qualche MP e quello di una possibile contaminazione sono più alti. Tuttavia, questa differenza metodologica non ha un impatto significativo sulla variabilità osservata negli ordini di grandezze tra la zona pelagica e quella litorale. Si può dunque supporre che le concentrazioni di MP nell'acqua di superficie siano significativamente più basse di quelle misurate sulle rive dello stesso lago.

Tabella 5: Concentrazioni di MP (# MP/m² ± deviazione standard) di grandezza da 5 a 0.3 mm. Sono indicati i valori medi per due regioni misurate nella zona pelagica del Lago Ceresio (Gandria e Figino) e per i nove siti sulle rive del Lago Ceresio. I dati nella zona pelagica sono stati misurati nel 2018 dal Dipartimento del territorio del Canton Ticino (Solcà, 2018).

Sito	Nome	Rive (n = 9)	Acqua di superficie (n = 3)
	Gandria	-	0.21 ± 0.17
	Figino	-	0.21 ± 0.16
S1	Foce Magliasina	7'556 ± 3'870	-
S2	Agnuzzo	7'056 ± 4'285	-
S3	Capo San Martino	2'776 ± 1'467	-
S4	Caprino	2'722 ± 1'418	-
S5	Porlezza	1'711 ± 854	-
S6	Lavena	1'889 ± 880	-
S7	Melano	444 ± 375	-
S8	Agnuzzo canneti	1'967 ± 845	-
S9	Brusino	733 ± 468	-

3.3 Confronto della concentrazione di microplastica sulle rive del Lago Ceresio rispetto ad altre rive di laghi svizzeri

Questo studio è partito dall'idea di integrare i dati sull'inquinamento da MP sulle rive del Lago Ceresio al rapporto condotto dai ricercatori Faure & De Alencastro (2014) del Politecnico federale di Losanna (EPFL). Faure & De Alencastro (2014) si sono concentrati sulla distribuzione delle MP sulla linea di deposizione in rive composte da sabbia e ghiaia.

Nel complesso, si può dire che le piccole particelle macroplastiche (> 5 mm) sono meno numerose delle particelle di MP (5-0.3 mm) (Tabella 6). Nessuna particella macroplastica (> 5 mm) è stata osservata sulla linea di deposizione sulle nove rive del Lago Ceresio campionate (Tabella 17). Per le altre sei rive svizzere invece, sono state trovate alcune macroplastiche, anche se le concentrazioni sono piuttosto basse (Faure & De Alencastro, 2014).

Per quanto riguarda le MP (5-0.3 mm) invece, i valori medi per il Lago Ceresio indicano una concentrazione più alta rispetto agli altri sei laghi svizzeri, anche se l'ordine di grandezza è verosimilmente lo stesso. Questa differenza può essere parzialmente spiegata da eventi piovosi avvenuti nei giorni precedenti il campionamento. Si ritiene e si osserva che durante le precipitazioni, più polimeri plastici raggiungano il lago attraverso gli affluenti o i deflussi (Faure & De Alencastro, 2014; Fischer et al., 2016; Moore et al., 2002). In quattro giorni nelle due settimane precedenti il campionamento delle rive del Lago Ceresio, la quantità di pioggia è stata superiore a 36 mm (MeteoSvizzera, 2019) e questo potrebbe aver influito sulla concentrazione di MP. Pertanto, le piogge potrebbero aver aumentato il numero di MP soprattutto nei siti 1, 2, 5, 7 e 8, tutti situati vicino ad affluenti. Tuttavia, nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), è stata osservata una situazione simile per il Lago Maggiore, anche in quel caso sono state osservate piogge precedenti al campionamento. Ciò significa che il Lago Ceresio è comparabile con il Lago Maggiore per questo fattore ambientale.

Un ulteriore aspetto che potrebbe spiegare il divario nella concentrazione di MP del Lago Ceresio rispetto ad altri sei laghi svizzeri è la morfologia del lago. Come menzionato da Eerkes-Medrano et al. (2015), le dimensioni di un lago e il tempo di residenza dell'acqua possono influenzare le concentrazioni di MP. Specificamente, più un lago è piccolo e più il tempo di residenza è alto, più MP sembrano essere presenti nella zona pelagica. Di conseguenza si assume che questo fatto possa essere vero anche per le rive dei laghi. Il Lago Ceresio ha un volume d'acqua totale di 4.69 km³ e un tempo di residenza di 12.3 anni per il bacino nord e di 1.4 anni per il bacino sud. Rispetto agli altri sei laghi svizzeri studiati da Faure & Alencastro (2014), solo il Lago di Zurigo e il Lago di Brienz hanno un volume d'acqua simile, gli altri sono molto più grandi. Per quanto riguarda il tempo di residenza, solo il Lago Lemano ha lo stesso tempo di residenza come il bacino nord del Lago Ceresio, tutti gli altri hanno tempi di residenza inferiori. Ciò nonostante, in questo studio, le più alte concentrazioni di MP sono state misurate nel bacino sud del Lago Ceresio, dove il tempo di residenza è solo di 1.4 anni. Nel bacino nord, dove il tempo di residenza è elevato (12.4 anni), le concentrazioni di MP misurate erano piuttosto basse. Per questo motivo il tempo di residenza del Lago Ceresio non sembra avere l'effetto ipotizzato sull'abbondanza di MP sulle rive campionate. Tuttavia, il volume d'acqua relativamente piccolo del Lago Ceresio potrebbe avere un ruolo sulle alte concentrazioni di MP osservate sulle rive del Lago Ceresio.

Un'altra possibile ragione che ha contribuito all'alta concentrazione di MP sulle rive del Lago Ceresio rispetto alle altre rive svizzere è stato l'alto numero di fibre trovate. Per le rive del Lago Ceresio, il 37% del totale delle MP trovate erano fibre, solo il 19% per le rive degli altri sei laghi svizzeri. A causa del fatto che le fibre non hanno potuto essere identificate chimicamente in questo studio, è possibile che sia stata fatta una sovrastima. Inoltre, le fibre erano la categoria di microplastica più suscettibile alla contaminazione dei campioni attraverso la deposizione atmosferica durante la procedura di estrazione (vedi risultati dei test in bianco, Appendice 26 e Appendice 27). Questi tre fatti potrebbero aver aumentato il divario di concentrazione delle MP tra il Lago Ceresio e gli altri sei laghi svizzeri.

In aggiunta, è importante essere consapevoli di alcune differenze metodologiche precedentemente menzionate tra i due studi, questo e quello condotto dall'EPFL (Faure & De Alencastro, 2014). La fase di frazionamento è stata eseguita come primo passo in questo studio, il gruppo di ricerca dell'EPFL ha invece deciso di fare prima una separazione di densità e dopo separare i campioni in diverse frazioni di grandezza. Tuttavia, questo non dovrebbe avere un impatto sui risultati. La separazione di densità è stata fatta solo con i campioni che erano principalmente composti da sabbia,

nessuna separazione di densità è stata eseguita per i campioni di ghiaia. Questo metodo è stato rispettato in entrambi gli studi, ma non sono state trovate indicazioni sul numero di campioni di sabbia rispetto a quelli di ghiaia per quanto riguarda lo studio condotto da Faure & De Alencastro (2014). Questa informazione è importante perché potrebbe spiegare la differenza nelle concentrazioni di MP tra i due studi dato che ci si aspetta che più campioni con sabbia ci sono, più le concentrazioni di MP sono alte. Per quanto riguarda i siti del Lago Ceresio, quattro siti su nove erano composti principalmente da un substrato sabbioso. Se la proporzione dei siti con sabbia era minore nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), questo potrebbe parzialmente spiegare la minore concentrazione di MP ritrovata nelle rive dei sei laghi svizzeri.

Un'altra differenza metodologica è che nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014) è stata eseguita una digestione per rimuovere la materia organica per le MP più piccole (1-0.3 mm). In questo progetto invece, la digestione non è stata eseguita perché solo una minima quantità di materia organica era presente nei campioni. Tuttavia, questo passaggio aggiuntivo potrebbe aumentare l'efficienza del metodo di estrazione. Non spiega dunque la differenza nelle concentrazioni osservate, o piuttosto suggerirebbe una differenza ancora maggiore tra le concentrazioni di MP nelle rive del Lago Ceresio rispetto agli altri sei laghi svizzeri.

Riassumendo, i dati suggeriscono che le concentrazioni di MP per le rive del Lago Ceresio sono superiori a quelle di altri sei laghi svizzeri, tuttavia l'ordine di grandezza è lo stesso. Inoltre, i singoli valori medi elencati nella Tabella 6 riportano la distribuzione delle MP sulle diverse rive dello stesso lago, e come suggerito dai valori minimi e massimi, la distribuzione delle MP sulle rive è altamente variabile. Di conseguenza, la variabilità tra i diversi siti campionati dello stesso lago devono essere meglio analizzati (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2013). Il confronto delle concentrazioni di MP sulle rive del Lago Ceresio è stato fatto solo con quelle di sei rive svizzere (Faure & De Alencastro, 2014) perché le scelte metodologiche erano simili. Per altri studi invece, le differenze metodologiche erano troppo importanti, rendendo impossibile un confronto.

Tabella 6: Valori medi, massimi e minimi della concentrazione delle MP sulla linea di deposizione per sette rive di laghi svizzeri. Sono indicate le concentrazioni delle MP sulle rive del Lago Ceresio con (media con SD ± DS) e senza effettuare la separazione di densità (media senza SD ± DS) per la frazione di grandezza >5 mm e 5-0.3 mm. I valori minimi e massimi sono riferiti a un campione unico. Le sei rimanenti rive di laghi svizzeri sono state studiate nel 2014 (Faure & De Alencastro, 2014). È indicata anche la deviazione standard (DS) e il numero di siti (n).

Nome	n	Valore [# MP/m ²]	> 5 mm	5 – 0.3 mm
Lago Ceresio	9	media con SD ± DS	0	9'044 ± 14'494
		min - max	0 - 0	733 – 45'600
	9	media senza SD ± DS	0	3'063 ± 2'566
		min - max	0 - 0	733 – 7'700
Lago Maggiore	9	media ± DS	28 ± 42	1'100 ± 2'300
		min - max	0 – 120	20 – 6'900
Lago Lemano	6	media ± DS	35 ± 65	2'100 ± 2'000
		min - max	0 – 170	78 – 5'000
Lago di Costanza	4	media ± DS	8 ± 11	320 ± 220
		min - max	0 – 22	140 – 620
Lago di Neuchâtel	4	media ± DS	17 ± 26	700 ± 1'100
		min - max	0 – 56	67 – 2'300

Lago di Zurigo	4	media \pm DS	3 ± 6	460 ± 350
		min - max	0 - 11	89 - 800
Lago di Brienz	6	media \pm DS	400 ± 510	$2'500 \pm 3'000$
		min - max	11 - 1'300	89 - 7'200

3.4 Distribuzione delle microplastiche su nove rive del Lago Ceresio

Nel capitolo precedente è stata considerata la concentrazione media delle MP per nove rive del Lago Ceresio, tuttavia, è stata osservata un'alta variabilità nella quantità delle MP trovate nelle diverse rive. In alcuni studi, il 90% delle MP totali identificate, sono state osservate unicamente in una riva, questo fa sì che un valore medio è impreciso (Imhof et al., 2013; Zbyszewski & Corcoran, 2011). Per questo motivo nel seguente capitolo l'attenzione sarà messa sulle differenze nella distribuzione delle MP tra le diverse rive e l'obiettivo è quello di spiegare i risultati osservati collegandoli alle variabili ambientali e antropiche (sotto-domanda 1 della ricerca). Nella Figura 11 sono rappresentate la distribuzione delle MP di due frazioni di grandezza per le nove rive campionate: le MP da 5-1 mm (Figura 11A) e le MP da 1-0.3 mm (Figura 11B). Le particelle macroplastiche (> 5 mm) non sono state rappresentate in un grafico perché unicamente otto particelle sono state trovate in tre siti. Gli intervalli di concentrazione per le due frazioni di grandezza sono diversi, per le grandi MP (5-1 mm) l'intervallo va da 0 a circa 2'000 MP/m², mentre per le MP di dimensioni da 1 a 0.3 mm, l'intervallo di concentrazione va da 0 a oltre 6'500 MP/m². Anche se alcune differenze sono visibili tra la distribuzione delle MP nelle varie rive per le due diverse frazioni di grandezza (Figura 11), la tendenza è simile: i valori più alti di MP per metro quadrato sono stati osservati nei siti 1 e 2. La differenza nelle concentrazioni per le due frazioni di grandezza nel sito 1 è dovuta alle fibre (MP 1-0.3 mm): più della metà delle MP contate sono fibre, superando così la concentrazione di MP osservata nel sito 2. All'opposto, nei siti 7 e 9, sono state misurate il minor numero di MP per metro quadrato.

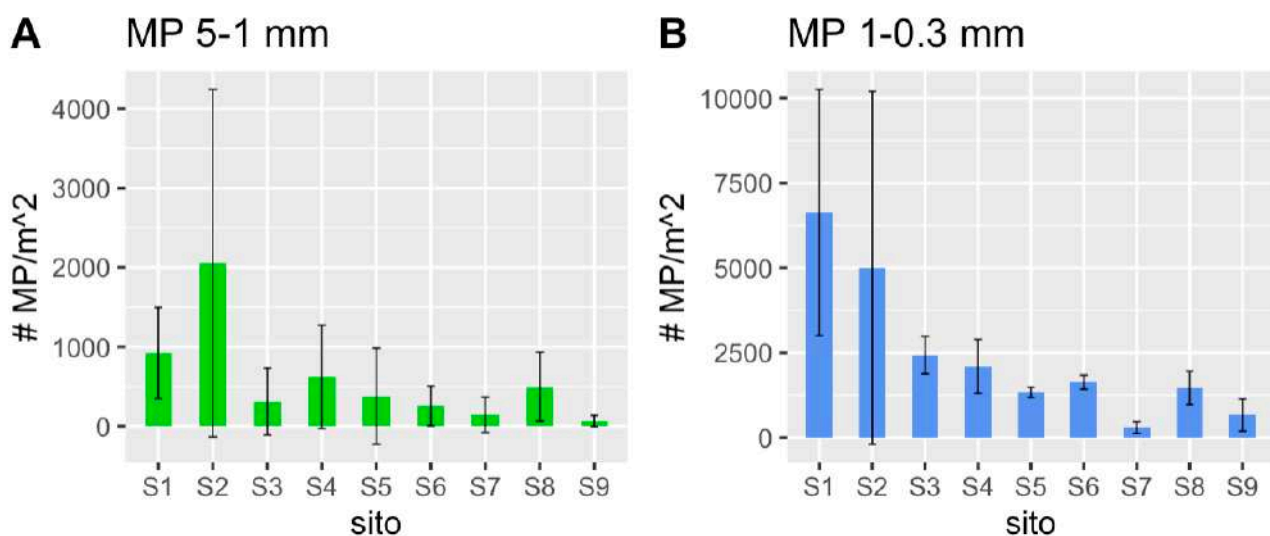


Figura 11: A) Concentrazioni in metri quadrati di particelle di MP (5-1 mm) misurate nelle nove rive del Lago Ceresio campionate (da S1 a S9). La deviazione standard è indicata da un segmento nero. B) Concentrazioni in metri quadrati di particelle di microplastica (1-0.3 mm) misurate nelle nove rive del Lago Ceresio campionate (da S1 a S9). La deviazione standard è indicata da un segmento nero.

Nella Figura 12 sono illustrati gli stessi dati ma con un altro tipo di rappresentazione, la distribuzione della concentrazione di microplastica è indicata direttamente sulla mappa dei siti. Questa rappresentazione permette d'interpretare il ruolo della posizione geografica dei vari siti sulla concentrazione delle MP.

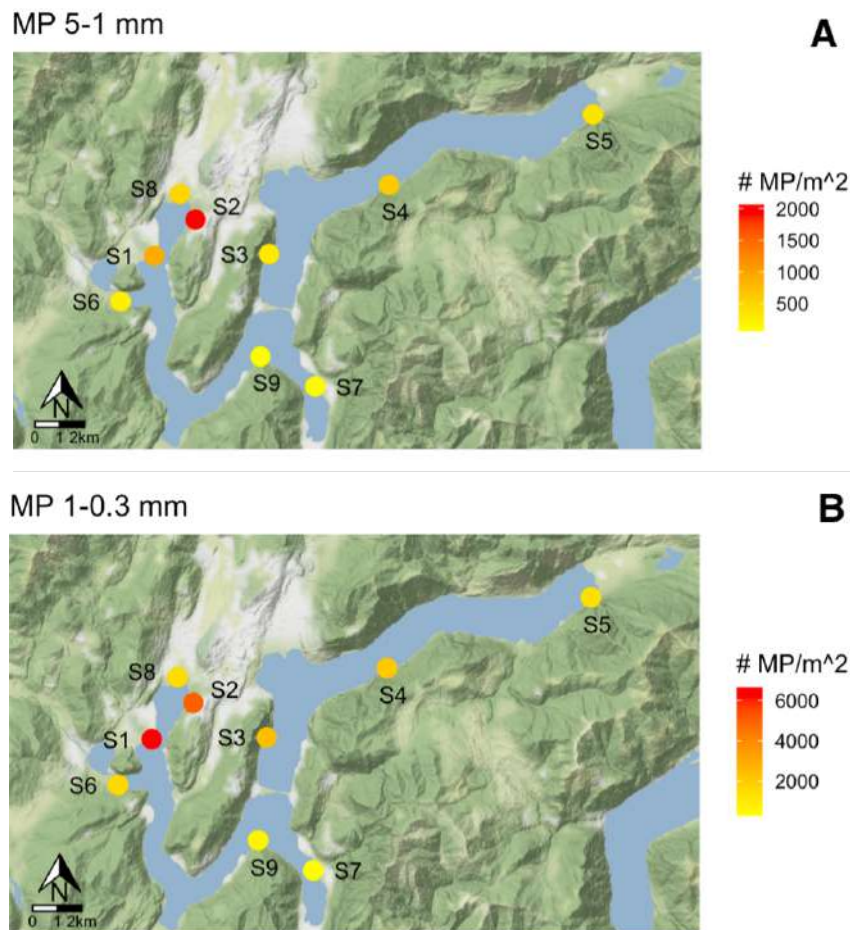


Figura 12: A) Posizione delle nove rive campionate (da S1 a S9) con le rispettive concentrazioni di MP per la frazione di grandezza 5-1 mm rappresentate con un gradiente dal giallo (bassa concentrazione) al rosso (alta concentrazione). B) Posizione delle nove rive campionate (da S1 a S9) con le rispettive concentrazioni di MP per la frazione di grandezza 1-0.3 mm rappresentate con un gradiente cromatico dal giallo al rosso.

I fattori che saranno presi in considerazione per spiegare la distribuzione delle MP sulle diverse rive sono da un lato le variabili antropogeniche come la vicinanza alle aree urbane o industriali, la frequentazione dei bagnanti e delle persone in generale e dall'altro i parametri ambientali come la vicinanza agli affluenti, il tipo di substrato, le diverse condizioni di vento, gli eventi di precipitazioni intense, la dimensione del lago e il tempo di residenza dell'acqua.

Prossimità delle aree urbane e industriali

Diversi studi hanno dimostrato che le zone urbane e le aree industriali hanno un'influenza sulla presenza di MP sulle rive nelle vicinanze, in generale la concentrazione delle MP è alta vicino a queste fonti (Eriksen et al., 2013; Free et al., 2014; C. Li et al., 2020). Per quanto riguarda il Lago Ceresio, i siti 1 e 2 hanno le concentrazioni di MP più alte. Entrambi sono in prossimità di Agno,

un'area industriale e urbana nel bacino sud. In questa zona del Lago Ceresio si trova l'imbocco del fiume Vedeggio, il quale percorre una valle alquanto popolata e nel quale l'impianto di depurazione della regione di Lugano scarica le sue acque trattate. Anche se in questo progetto non è stato analizzato il legame tra le concentrazioni di MP e l'impianto di depurazione, è importante sapere che potrebbe essere un importante fonte di MP (Magni et al., 2019; Napper & Thompson, 2016; Rezanian et al., 2018; Talvitie et al., 2017; Z. Zhang & Chen, 2020). Inoltre, sempre nelle vicinanze dei siti 2 e 8, il canale Cremignone entra nel lago. In questo canale è presente uno scaricatore di piena. La vicinanza di un'area urbana e industriale, la presenza dell'impianto di depurazione nelle vicinanze e lo scaricatore di piena potrebbero essere tutti fattori importanti che spiegano perché in queste zone del lago si sono osservate le rive più inquinate da MP. Il sito 8, nonostante la sua esposizione a questi fattori, ha delle basse concentrazioni di MP. Tuttavia, in questa riva è presente un canneto che probabilmente funge da barriera tra il lago e la riva, bloccando il trasporto di MP dal lago. All'altro estremo, le concentrazioni più basse di MP sono state osservate nei siti 7 e 9, entrambi distanti da zone urbane o aree industriali.

Frequentazione delle rive

I siti 2, 6 e 8 sono i più accessibili e frequentati di tutte le rive campionate in questo studio. La frequentazione delle rive potrebbe risultare in un maggior "littering", e dunque presentare concentrazioni di MP più alte. Il sito 1 si trova in una proprietà privata, il sito 3 è accessibile solo in barca, e il sito 4 solo in barca e attraverso il sentiero di Gandria. Il sito 5 è adiacente a una strada. Il sito 7 anche se è ben accessibile, si trova oltre un campeggio, e può essere che alcuni campeggiatori lo frequentino. Il sito 9 invece, si trova in prossimità di una strada e non presenta spazio per delle attività ricreative. In realtà è alquanto difficile affermare con certezza che la presenza di visitatori aumenti il numero di MP presenti sulle rive, come è stato ipotizzato nell'ipotesi della sotto domanda 1. In aggiunta, anche se le MP sulle diverse rive potrebbero provenire dalle persone che le frequentano, i polimeri sintetici prima di diventare MP devono frammentarsi. Questo processo di degradazione e/o frammentazione è specifico per ogni sito e occorre su un lungo periodo di tempo durante la quale le MP potrebbero essere trasportate via dalla riva. Con i seguenti dati e queste considerazioni, la frequentazione sembra essere un fattore meno influente sulla distribuzione di MP sulle rive rispetto alla vicinanza di zone urbane e industriali.

Vicinanza agli affluenti

Un fattore che la maggior parte di studi ha dimostrato essere importante per la concentrazione delle MP sulle rive è la vicinanza agli affluenti (Akdogan & Guven, 2019; Faure et al., 2015; Imhof et al., 2013). Riguardo le rive lacustri del Lago Ceresio, i siti 1, 2 e 8 sono vicini a un affluente principale, il Vedeggio. Il sito 5 è in prossimità del fiume Cuccio, un ulteriore affluente principale. Il sito 1 è vicino al delta della Magliasina, un affluente secondario. Infine, il sito 7 si trova sul delta dell'affluente Sovaglia. Supponendo che gli affluenti tendono ad aumentare le concentrazioni di MP nelle rive in vicinanza, nei siti 1, 2, 5, 7 e 8, la concentrazione di MP dovrebbe essere più alta. Questo si è mostrato vero per i siti 1 e 2, ma non per il sito 8, probabilmente a causa dell'effetto protettivo della fascia di canneti. Per quanto riguarda il sito 5, anche se è in prossimità di un affluente, potrebbe

essere che una corrente nel lago ne allontani l'acqua proveniente dal fiume da questa particolare posizione. Nel sito 7 invece, le basse concentrazioni di MP sono state misurate nonostante la vicinanza del torrente Somaglia. Questo potrebbe essere una conseguenza dell'assenza di zone urbane o industriali in questo bacino. Pertanto, una delle ipotesi della sotto domanda 1 può essere confermata, le rive vicino agli affluenti sembrano avere una concentrazione di MP più alta.

Tipologia di substrato

Un'altra variabile importante per interpretare la variazione nella distribuzione di MP sulle rive è il tipo di substrato minerale presente. Come indicato nelle ipotesi della sotto domanda 1, una riva con grani più piccoli e più materia organica presenterà una maggiore concentrazione di MP rispetto a un sito con grani più grandi e meno materia organica (Faure et al., 2015; Imhof et al., 2018; C. Li et al., 2020; Zbyszewski et al., 2014). In questo progetto, la materia organica non è stata quantificata, dunque solo l'effetto della taglia dei grani può essere discussa (Figura 13).

Anche se non c'è una differenza statisticamente significativa tra la media della concentrazione di MP dei siti composti principalmente da sabbia vs quelli con ghiaia (valori $p = 0.1$), la tendenza è chiara (vedi i risultati del test ANOVA per entrambi le frazioni di grandezza nell'Appendice 30 e nell'Appendice 31). I siti composti principalmente da ghiaia presentano meno MP, invece per i siti con sabbia la variabilità è molto più alta. Potrebbe essere che l'ampio spazio tra la ghiaia impedisce alle MP di accumularsi, perché vengono trasportate in strati più profondi o vengono portate via dall'acqua. Nelle rive con sabbia invece, l'accumulazione sembra essere favorita, come suggeriscono le alte concentrazioni di MP osservate sulle rive con un substrato sabbioso. Questa differenza nel tipo di substrato può effettivamente contribuire a comprendere la diversa distribuzione delle MP osservata sulle nove rive campionate: i siti 1, 2, 6 e 8 sono rive a base prevalentemente di sabbia, le restanti invece, hanno come substrato principale la ghiaia. Tuttavia, alcune rive sabbiose hanno basse concentrazioni di MP perché le MP non hanno raggiunto questa zona, anche se il processo di accumulazione di quest'ultime è favorito. Questo spiega l'alta variabilità nelle concentrazioni di MP osservate sulle rive sabbiose. I siti 1 e 2 hanno condizioni favorevoli all'accumulo di MP e le concentrazioni di MP sono effettivamente elevate. Per quanto riguarda i siti meno inquinati, i siti 7 e 9, sono entrambi composti prevalentemente da ghiaia, la quale sfavorisce l'accumulo di MP.

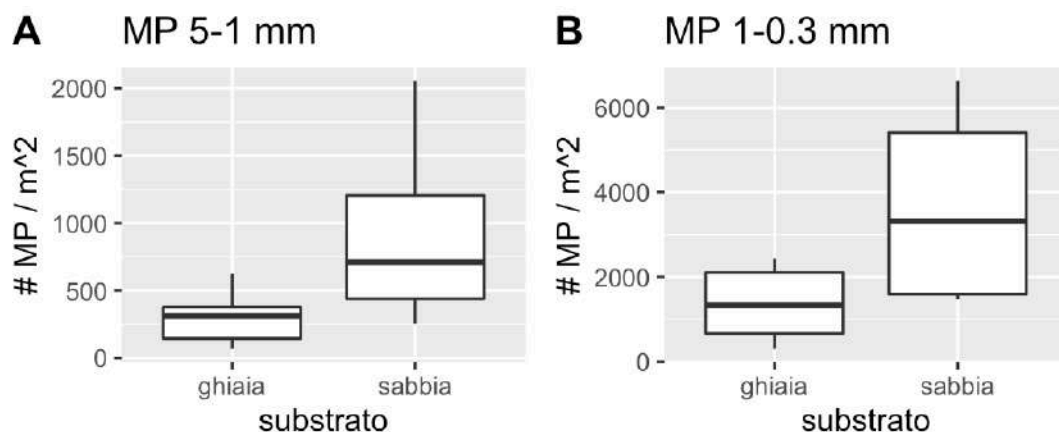


Figura 13: Concentrazioni di MP divise per tipo di substrato (ghiaia o sabbia). A) MP nella frazione di grandezza 5-1 mm. B) MP nella frazione di grandezza 1-0.3 mm.

Condizioni del vento

Il vento è probabilmente un altro fattore ambientale che può influenzare la concentrazione di MP sulle rive a causa del suo ruolo nel trasporto in superficie della plastica. Il vento può essere descritto da vari parametri: direzione, velocità e fetch. È interessante notare come la direzione del vento sembra essere molto spesso perpendicolare alla riva per i siti 1, 2 e 8. Una direzione perpendicolare del vento favorisce il trasporto delle MP dal lago verso la riva (Figura 14A). Questo fatto potrebbe contribuire a spiegare le alte concentrazioni di MP osservate nei siti 1 e 2. L'opposto è vero per i siti 3, 4 e 9, dove la direzione del vento è parallela alla riva per la maggior parte dell'anno. In questo caso, il vento sfavorisce il trasporto di MP dal lago (Figura 14B). Questo potrebbe spiegare in parte la bassa concentrazione di MP misurate in questi siti.

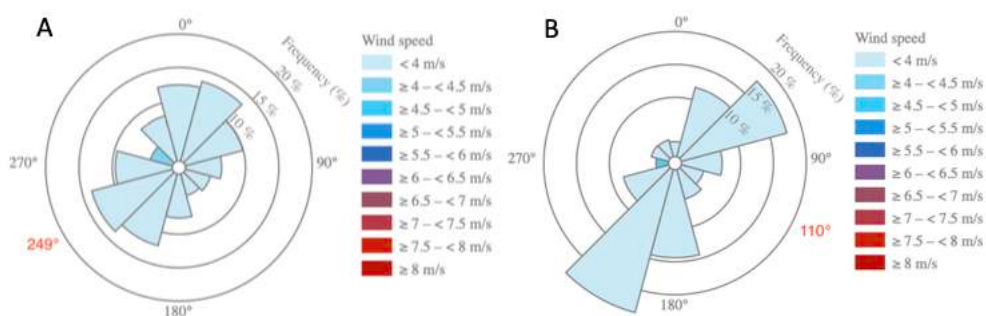


Figura 14: A) Rosa dei venti annuale per il sito 2. L'esposizione del sito 2 è indicata in rosso, 249°. B) Rosa dei venti annuale per il sito 3. L'esposizione del sito 3 è indicata in rosso, 110° (wind-data.ch, 2019).

L'effetto del fetch sulle concentrazioni di MP è più difficile da interpretare (sotto domanda 1). I valori del fetch utilizzati sono stime approssimative perché dati più precisi erano indisponibili per i siti campionati. Dunque sono stati utilizzati dei valori del fetch estrapolati da una mappa rappresentativa del fetch per il Lago Ceresio (Oikos 2000, 2016). A ogni sito è stato assegnato un valore da 1 a 5, dove 5 indica un valore di fetch elevato. Pertanto, le correlazioni dei valori del fetch con le concentrazioni di MP non erano statisticamente significative. I dati del fetch utilizzati non erano probabilmente abbastanza precisi per avere un'influenza significativa sulla concentrazione di MP, questa ipotesi della sotto domanda 1 dev'essere così rifiutata o dev'essere approfondita.

Precipitazioni

Delle forti precipitazioni sembrano essere un importante variabile per le concentrazioni di MP sulle rive perché quando la portata del fiume aumenta, più rifiuti e detriti di plastica sono trasportati nel lago. Forti piogge possono anche causare un sovraccarico negli impianti di trattamento delle acque reflue e quindi indurre un rilascio di acque reflue non trattate nel fiume (Faure & De Alencastro, 2014; Fischer et al., 2016; Imhof et al., 2018; W. C. Li et al., 2016; Waldschläger et al., 2020). Per esempio, le forti piogge potrebbero aver attivato lo scaricatore di piena nel canale di Cremignone, vicino al sito 2, prima del campionamento. Non è chiaro però se gli eventi di pioggia siano stati tali da causare un sovraccarico delle acque reflue non trattate. Prima del campionamento la quantità di pioggia è stata di 36 mm, 70 mm, 45 mm e rispettivamente 43 mm il 6, 7, 12 e 20 agosto 2019 (MeteoSvizzera, 2019). Il campionamento è iniziato il 19 e si è concluso il 30 agosto 2019. Gli eventi

di pioggia non sono stati estremi, tuttavia potrebbero aver comunque influenzato le concentrazioni di MP. In primo luogo, la pioggia potrebbe aver aumentato le concentrazioni di MP vicino agli affluenti, come nei siti 1, 2, 5, 7 e 8. Per i siti 1 e 2, questo effetto potrebbe essere un'ulteriore spiegazione per l'alta concentrazione di MP osservata. Come menzionato prima a proposito del sito 8, i canneti hanno verosimilmente impedito alle MP di raggiungere la riva. Per il sito 5 invece, le correnti impediscono alle acque dell'affluente Cuccio di raggiungere questo sito. Per il sito 7 invece, il fiume Sovaglia non attraversa città o industrie, non è probabilmente una fonte di plastica importante. In secondo luogo, le precipitazioni potrebbero anche aver avuto un'influenza indiretta su tutti i siti aumentando la quantità complessiva di MP.

Caratteristiche del lago

La dimensione di un lago e il tempo di residenza dell'acqua si sono dimostrati importanti fattori esplicativi per l'abbondanza delle MP sulle acque superficiali di vari laghi (Eerkes-Medrano et al., 2015). Più un lago è piccolo e il tempo di residenza è alto, più MP sono presenti nella zona pelagica. Questo potrebbe avere un impatto anche sulla distribuzione delle MP sulle rive. Il Lago Ceresio ha un volume d'acqua relativamente piccolo (4.69 km³) e il tempo di residenza nel bacino nord è di 12.3 anni e di 1.4 anni nel bacino sud. Dato che sono state trovate più MP sulle rive del bacino sud, per questo studio non sembra esserci un'influenza del tempo di residenza sulle concentrazioni di MP misurate sulle rive. Tuttavia, è probabile che il piccolo volume d'acqua del Lago Ceresio favorisca l'accumulazione delle MP nella zona pelagica e di conseguenza sulle rive dei laghi.

Per concludere questo capitolo, anche se ogni variabile è stata valutata e discussa separatamente, è importante considerare la loro combinazione per spiegare le concentrazioni di MP osservate nelle varie rive. Inoltre, ci sono sicuramente alcuni parametri aggiuntivi che giocano un ruolo importante ma che non sono stati presi in considerazione in questo progetto. Per esempio, com'è stato già menzionato, è noto che gli impianti di trattamento delle acque reflue possono essere una fonte importante di MP e quindi potrebbero aver influenzato le concentrazioni di MP nei diversi siti. O ancora, è noto che le correnti lacustri possono influenzare le concentrazioni di MP come è stato dimostrato per il Lago Qinghai in Cina (Xiong et al., 2018). Sarebbe quindi interessante vedere se esiste una correlazione tra le correnti presenti nel Lago Ceresio e la distribuzione di MP osservata.

3.5 Distribuzione delle microplastiche nelle singole rive

Uno degli obiettivi di questa ricerca è stato di valutare la distribuzione delle MP sulla riva (sotto-domanda 2). In ogni riva sono stati presi tre campioni sopra la linea di deposizione, tre campioni sulla linea di deposizione e tre campioni sotto la linea di deposizione. Sopra la linea di deposizione, ci dovrebbe essere un accumulo di materiale a lungo termine, principalmente influenzato da alti livelli di acqua, eventi di inondazione e dai visitatori. Sotto la linea di deposizione c'è uno scambio costante con l'acqua del lago. La linea di deposizione rappresenta la zona intermedia, dove è presente una combinazione di queste diverse influenze e dove la deposizione del materiale galleggiante è aspettato (Imhof et al., 2018). La posizione della linea di deposizione potrebbe variare nel tempo, come

conseguenza di una variazione del livello dell'acqua. Per quanto riguarda il Lago Ceresio, il livello dell'acqua in agosto ha subito una variazione di 30 cm, a causa delle forti precipitazioni (UFAM, Divisione Idrologia, 2019). A giugno e a luglio invece, si è osservata solo una variazione di 7 cm e rispettivamente di 6 cm (UFAM, Divisione Idrologia, 2019). Tuttavia, la linea di deposizione aveva solitamente una larghezza di 20-25 cm ed era visivamente ben definita. Per questi motivi, le tre diverse posizioni possono essere considerate spazialmente separate su un lungo periodo di tempo. In aggiunta, i campioni sopra e sotto la linea di deposizione sono stati presi con sufficiente distanza dalla linea di deposizione.

I risultati dell'ANOVA suggeriscono una differenza significativa nelle concentrazioni di MP tra i diversi siti e le diverse posizioni sulla riva (valori $p < 0.05$, Appendice 32). Tuttavia, la variabilità delle concentrazioni di MP tra i siti è più alta che all'interno dei siti (Figura 15). Questo risultato riguardante le rive del Lago Ceresio conferma quanto osservato in altre rive lacustri (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2013; Zbyszewski & Corcoran, 2011).

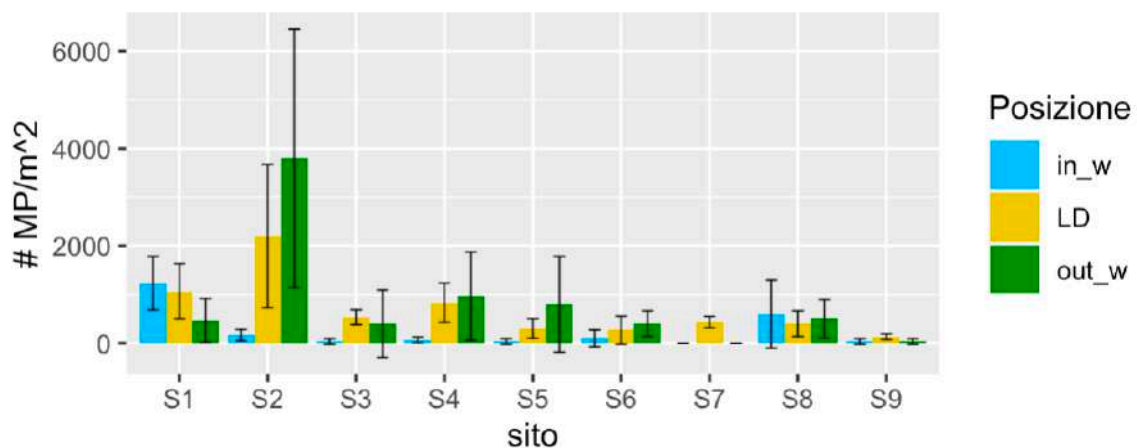


Figura 15: Concentrazioni di MP ($\# \text{MP}/\text{m}^2$) per la frazione di grandezza 5-1 mm in funzione della posizione sulla riva (sopra la linea di deposizione in verde, out_w; sulla linea di deposizione in giallo, LD; e sotto la linea di deposizione in azzurro, in_w) per ogni sito campionato (da S1 a S9). La deviazione standard è indicata da un segmento nero.

Le concentrazioni di MP dei campioni presi sotto la linea di deposizione sono generalmente più basse di quelle prese sulla linea di deposizione o sopra di essa (Figura 16). Questo potrebbe essere spiegato dal fatto che le MP presenti in acqua, sotto la linea di deposizione, non possono accumularsi perché l'azione meccanica dell'acqua mobilizza continuamente questo strato di sedimenti sulla riva. La bassa concentrazione di MP in acqua potrebbe anche essere dovuta a una perdita delle MP durante l'estrazione del campione nelle rive composte principalmente da ghiaia. Le rive composte principalmente da sabbia (S1, S2, S6, S8) dovrebbero essere meno colpite da questo effetto metodologico. Infatti, i due siti in cui la concentrazione di MP era più alta in acqua che fuori dall'acqua sono i siti 1 e 8, entrambi caratterizzati da sabbia. Per quanto riguarda il sito 1, la presenza di sabbia favorisce e probabilmente spiega perché un'alta concentrazione di MP è stata osservata. I risultati nel sito 8 potrebbero essere spiegati dal fatto che i canneti impediscono alle onde di raggiungere la riva e potrebbe essere che le MP presenti nell'acqua siano depositate prima, oltre al fatto che il substrato è sabbioso, permettendo un accumulo di MP. Le concentrazioni di MP osservate in acqua erano basse nei siti 2 e 6, indicando che le concentrazioni di MP erano effettivamente basse e non erano dovute alla perdita di MP durante il campionamento. Di conseguenza, l'ipotesi alla sotto domanda 2 (più MP sulla linea di deposizione rispetto a sotto o sopra di essa) è parzialmente

supportata dai dati (Appendice 32). Sembra che ci siano meno MP sotto la linea di deposizione, tuttavia, la ragione effettiva non è nota. Per quanto riguarda invece la differenza tra la linea di deposizione e i punti sopra di essa è più difficile trarre una conclusione.

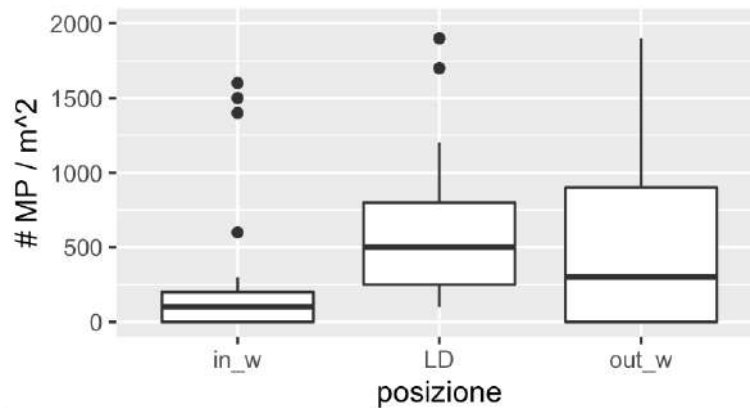


Figura 16: Boxplots che rappresentano le concentrazioni di MP nella frazione di grandezza 5-1 per metri quadrati per le diverse posizioni di campionamento (in acqua, in_w; sulla linea di deposizione, LD; e sopra la linea di deposizione, out_w).

3.6 Differenze nella composizione chimica delle microplastiche tra le rive

Le 398 MP (5-1 mm) che sono state chimicamente identificate sono principalmente composte da PS (45%), PE (33%), PP (11%), elastomeri termoplastici (2.3%) e l'8% delle MP non hanno potuto essere identificate (Figura 17). Nella Figura 17, le diverse tipologie di polimeri sono ordinate in base alla loro densità crescente, tutte le plastiche più dense dell'acqua tendono a sedimentare (Tabella 2). Le particelle dense come l'elastomero termoplastico (TR) o il polimetilmetacrilato (PMMA) osservate nei siti 1, 2, 5 e 6, sono probabilmente trasportate direttamente dalla riva e non dal lago. Per esempio, la presenza di frammenti di PET nel sito 6 è probabilmente dovuta al "littering" dato che questo sito è facilmente accessibile e anche altamente frequentato. Il frammento di PMMA osservate nel sito 5 potrebbe essere arrivato dalla strada situata al di sopra di questo sito. Il PMMA è solitamente impiegato come sostituto del vetro e potrebbe essere stato in origine un fanale posteriore di un'automobile. Alternativamente, gli affluenti possono avere trasportato delle plastiche dense fino alle rive, per esempio fino ai siti 1 e 2, dato il deflusso dell'acqua maggiore confronto a quello lacustre. La composizione chimica per le piccole macroplastiche (> 5 mm) non è rappresentata perché solo otto particelle sono state osservate e sono state identificate come PS (62.5%), PP (25%) e PET (12.5%).

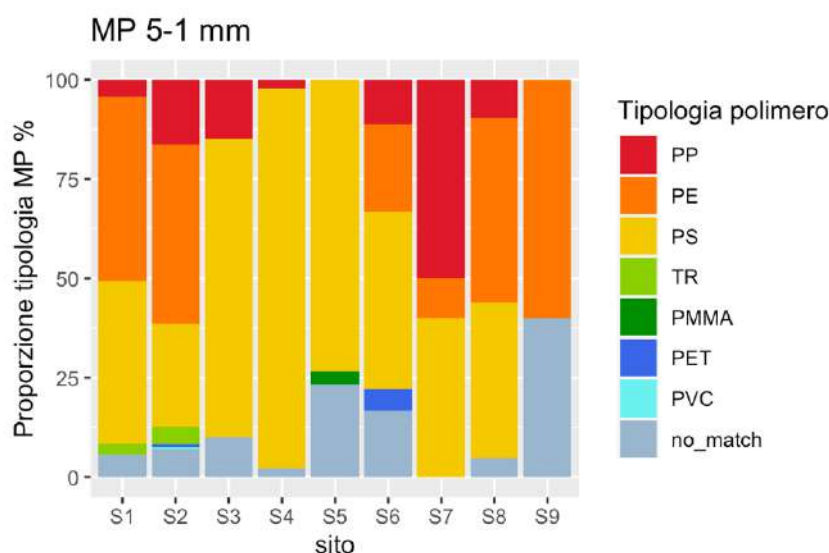


Figura 17: Composizione chimica secondo le tipologie di polimeri per le diverse MP di grandezza 5-1 mm trovati sulle nove rive campionate (da S1 a S9). Le diverse tipologie di polimeri: polipropilene (PP), polietilene (PE), polistirene (PS), elastomero termoplastico (TR), polimetilmetacrilato (PMMA), polietilene tereftalato (PET), polivinilcloruro (PVC) e polimeri non identificabili (no_match).

Nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), 375 polimeri plastici sono stati identificati chimicamente. Tuttavia, in questi risultati le grandi MP (5-1 mm) e le piccole MP (1-0.3 mm) sono state unite in un singolo valore (169 piccole MP e 206 grandi MP). In media, le MP erano composte da PE (62%), PP (15%), PS (12%) e miscele di diversi tipi di plastica (5%) nei sei laghi svizzeri studiati da Faure & De Alencastro (2014). Hanno trovato anche diversi filtri di sigarette composti da acetato di cellulosa, essi rappresentavano il 4% del totale delle MP trovate. In questo studio invece, non ne sono stati trovati. Inizialmente si pensava che fosse legato a una mancata identificazione dell'apparecchio Gemini. Tuttavia, in un rapporto su degli oggetti macroplastici rinvenuti sulle rive del Lago Maggiore (Solcà, 2019), il 2% dei detriti plastici sono stati identificati dall'apparecchio Gemini come filtri di sigarette. Ciò significa che il Gemini Analyzer è in grado di rilevarli. Una possibile spiegazione potrebbe essere che i filtri delle sigarette non sono stati identificati perché in questo progetto non ci si è concentrati sulle macroplastiche o/e perché si frammentano in fibre che non sono state potute essere identificate.

Per sette rive lacustri svizzere tra cui il Lago Ceresio (Faure & De Alencastro, 2014 e i dati seguenti), i polimeri plastici più comunemente trovati sono composti da PE, PP e PS. Questi risultati non sono sorprendenti dati che il PP, il PE e il PS sono le plastiche più prodotte e consumate al mondo (PlasticsEurope, 2020). Il PS è usato come schiuma espansa nel settore delle costruzioni, per esempio come materiale di isolamento, o nell'industria agroalimentare. Il PE è il tipo di plastica più usato e consumato in Svizzera, si trova soprattutto come materiale d'imballaggio e nei sacchetti di plastica. Il PP è il secondo tipo di plastica più comunemente consumato in tutto il mondo ed è utilizzato per tutti i tipi di oggetti, dai tubi ai coperchi di plastica (Blarer & Kull, 2018; Kawecki & Nowack, 2019; PlasticsEurope, 2020). Per lo più, queste tre tipologie di plastica sono quelle con la densità più bassa, sono quindi presenti nella superficie del lago e sono propensi a essere trasportati fino a riva.

Una parte dei detriti macroplastici raccolti durante il campionamento sono stati anche identificati chimicamente (Figura 18). Tuttavia, è importante considerare la composizione macroplastica come un dato qualitativo, in quanto non è stato applicato un campionamento standardizzato e solo circa

dieci detriti per ogni sito sono stati identificati chimicamente. Le immagini dei vari detriti macroplastici si trovano nel materiale supplementare (Appendice 12). I tipi di polimeri più comuni sono gli stessi che per le MP (5-1 mm), il PP è il più frequente (40.3%), seguito dal PE (37.3%) e il PS (11.9%). Potrebbe essere che gli oggetti in PP siano più resistenti alla frammentazione rispetto a quelli in PS. Questo potrebbe spiegare perché negli oggetti macroplastici si sono trovate più particelle di PP che di PS. Risultati simili sono stati trovati in uno studio sui detriti macroplastici raccolti sulle rive del Lago Maggiore, la maggior parte dei polimeri sintetici erano composti da PE (37.8%), PP (22.3%) e PS (4.4%) (Solcà, 2019).

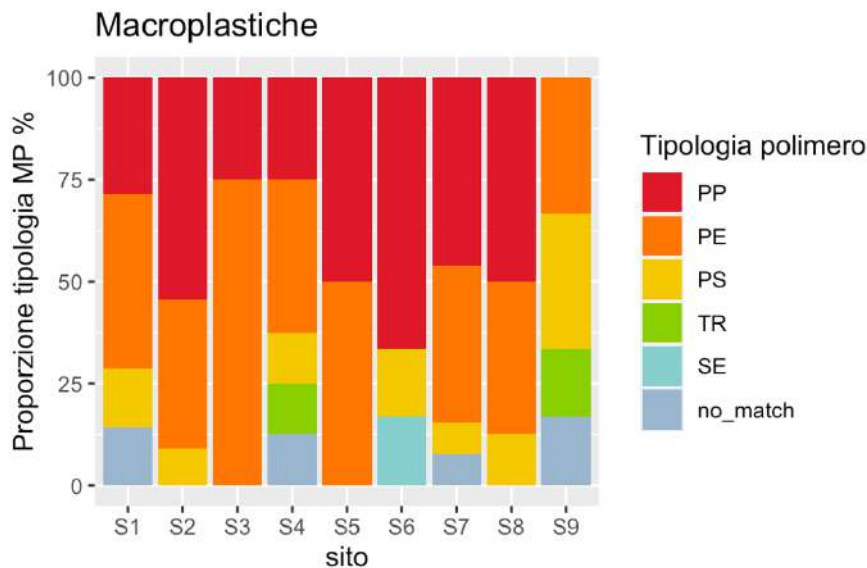


Figura 18: Composizione chimica dei detriti macroplastici trovati sulle diverse rive durante il campionamento. Tipologie di polimero: polipropilene (PP), polietilene (PE), polistirene (PS), elastomero termoplastico (TR), elastomero sintetico (SE) e non identificabile (no_match).

Differenze di composizione tra le MP osservate nella zona pelagica (Solcà, 2018) e le rive del Lago Ceresio dovute all'effetto della densità sono difficili da spiegare (sotto domanda 3). Nella zona pelagica, le MP dominanti erano costituite da PE (57.3%), PP (25.1%), PS (11%), mix (2-3%) e PVC (0.4%). Gli stessi tipi di polimeri plastici sono stati trovati anche sulle rive dei laghi, tuttavia, con altre proporzioni. In particolare, meno PS è stato trovato nella zona pelagica confronto alle rive, che potrebbe essere spiegato dalla densità minore del PE e il PP. Potrebbe però anche essere dovuto al fatto che i rifiuti costituiti da PS vengono depositi sulle rive e non vengono così trasportati nell'acqua.

Nella Figura 19A la composizione chimica dei siti campionati è messa in relazione con i diversi fattori ambientali, nella Figura 19B invece, la composizione chimica è legata ai vari tipi di polimeri. Le posizioni nella Figura 19 spiegano la similitudine della composizione chimica delle MP. Per esempio, dato che i siti 3 e 4 si sovrappongono, la loro composizione chimica è molto simile.

Per quanto riguarda i diversi fattori che spiegano parzialmente le differenze di composizione, solo il peso della parte del campione di dimensione > 5 mm in percentuale (X5), il peso della parte del campione di dimensione 1-0.3 mm in percentuale (X300) e il fetch sono significativi (valore $p < 0.05$). Questo conferma per esempio che nel sito 5 il valore del fetch è molto alto (Tabella 4). Tutti i valori p relativi alle variabili utilizzate nell'analisi NMDS si possono consultare nella tabella Appendice 33.

Nella Figura 19B, le frecce rappresentano i vari tipi di polimeri. Per esempio, il sito 5 è l'unico sito dove è stato trovato una particella di PMMA (Figura 17), dunque la freccia PMMA indica che nel sito 5 c'è un'alta percentuale di PMMA rispetto alle altre rive. La composizione chimica delle MP per i siti 3 e 4 è simile, entrambi le MP sono composte maggiormente da PS, da qualche particella di PP e alcuni non sono stati potuti essere identificati (no_match) (Figura 17). Il sito 9 è isolato dagli altri nel grafico NDMS a causa della sua specifica composizione (Figura 19B), tutte le MP identificate sono costituite da PE e una parte importante non ha potuto essere identificata (Figura 17). Non esiste un altro tipo di riva simile in termini di composizione, ed è per questo che nella Figura 19 il sito 9 è isolato dal resto dei siti.

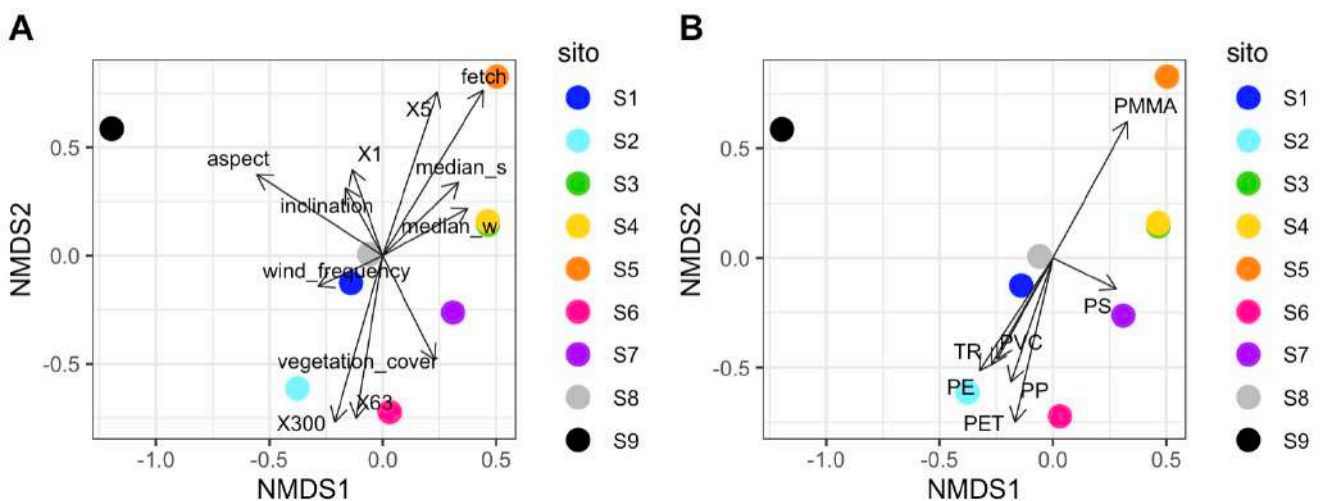


Figura 19: Grafici NMDS basati sulla composizione chimica utilizzando un valore medio della composizione di MP per ogni riva. A) Le frecce indicano i fattori ambientali (valore di stress=0.042). B) Le frecce indicano il tipo di polimero (valore di stress=0.042).

3.7 Differenze nella composizione morfologica e strutturale delle microplastiche tra le rive

Per quanto riguarda le MP di taglia 5-1 mm, la categoria morfologica più rappresentata sono le schiume, che riflettono il tipo di polimero più abbondante, il PS (Figura 20A). Frammenti e fibre erano le successive categorie in ordine di importanza per questa frazione. Anche se in quantità minore, le pellicole sono presenti in quasi tutte le rive. Per le MP più piccoli invece le schiume sembrano essere meno importanti, frammenti e fibre sono le categorie di MP più comunemente osservate in questa fascia di grandezza (Figura 20B). I pellets non si trovano in questa frazione di grandezza perché di solito sono più grandi di 1 mm. Le biglie invece sono di solito più piccole, ciò spiega perché sono state osservate in questa frazione di grandezza.

La differenza osservata nell'abbondanza delle schiume tra la frazione di grandezza 5-1 mm e quella 1-0.3 mm può essere giustificata dal fatto che oggetti in polistirene espanso sono solitamente composti da piccole unità più grandi di 1 mm. L'ulteriore frammentazione delle unità di PS espanso potrebbe avvenire principalmente per abrasione, non per rottura come sembra essere il caso per altre morfologie. L'abrasione porterebbe ad avere particelle più piccole di 0.3 mm e dunque non identificate nel seguente studio. La dimensione delle fibre potrebbe anche spiegare perché si trovano più fibre nella frazione di grandezza più piccola, da 1-0.3 mm rispetto alla frazione di grandezza

maggiore di 5-1 mm. Le fibre sono di solito più piccole di 1 mm e vengono ritenute nella frazione di grandezza più piccola.

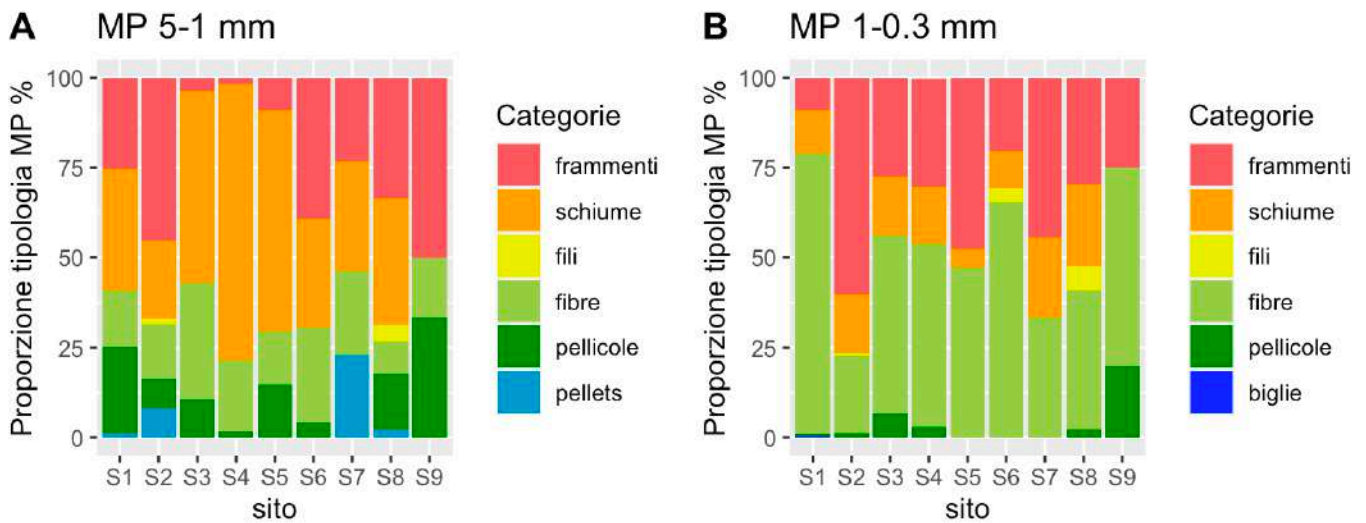


Figura 20: A) Composizione morfologica di 473 MP di grandezza 5-1 mm per le diverse rive (da S1 a S9) in percentuale. B) Composizione morfologica di 647 MP di grandezza 1-0.3 mm per i diversi siti (da S1 a S9) in percentuale.

Bisogna dire che la categorizzazione delle MP è in parte soggettiva. Nella categoria dei frammenti alcune particelle potevano anche far parte di un'altra categoria. Per esempio, una pellicola particolarmente spessa è stata considerata come frammento, come anche biglie che magari non erano abbastanza rotonde. Inoltre, le fibre potrebbero anche essere sovrastimate o sottostimate perché non sono potute essere identificate chimicamente e alcune fibre che si credeva fossero polimeri plastici basandosi sulla tecnica del “hot-needle” potrebbero essere in realtà fibre naturali. In aggiunta, le fibre sono la categoria di MP che ha avuto il più alto tasso di contaminazione durante le fasi di estrazione, come si è visto dai risultati delle prove in bianco (Appendice 26 e Appendice 27).

Per confrontare i risultati con quelli dello studio di Faure & De Alencastro (2014), le MP osservate sulle rive del Lago Ceresio di taglia 5-1 mm e 1-0.3 mm devono essere sommate. In percentuale, il 37% delle MP analizzate erano fibre, il 30% frammenti, il 24% schiume, il 6% pellicole, il 2% pellets e 1% fili. I dati ottenuti da Faure & De Alencastro (2014) sono simili, il 46% delle MP osservate sulle rive dei laghi erano schiume, il 27% frammenti e il 19% fibre e il 6% pellicole. Per quanto riguarda la diversa percentuale di fibre tra i due studi, è possibile che per questo studio, la quantità di fibre sia stata sovrastimata a causa della mancata identificazione chimica di questa categoria (vedi sezione 3.8).

Le composizioni dei detriti macroplastici raccolti (Figura 21) devono essere considerati come dati qualitativi, poiché non è stato applicato un campionamento standardizzato e solo circa dieci detriti sono stati identificati per ogni sito. Tuttavia, è evidente che i frammenti erano la categoria più osservata di macroplastica, seguito dalle schiume, dalle pellicole e infine dai pellets (Figura 21). Bisogna sapere che i frammenti includono materiali di origine diversa, come imballaggi, scatole e altri tipi di oggetti.

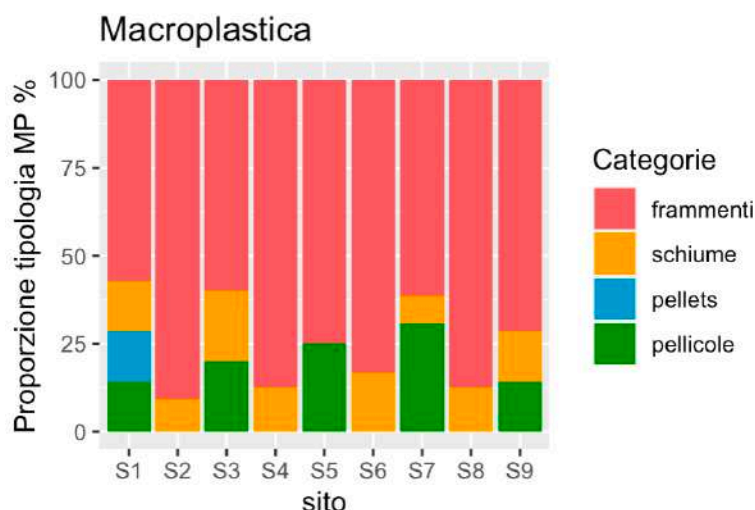


Figura 21: Composizione morfologica e strutturale dei detriti macroplastici in percentuale raccolti durante il campionamento in ogni riva (S1 a S9).

Usare la densità come fattore chiave per spiegare la differenza di composizione tra le MP osservate nella zona pelagica (Solcà, 2018) e le rive del Lago Ceresio è difficile (sotto domanda 3). Nella zona pelagica la maggior parte delle MP osservate erano frammenti (80%), fibre (7-8%), pellicole (4-5%), fili (2-3%), schiume (2%) e infine biglie (1%). Nelle rive invece, la maggior parte delle MP esaminate erano fibre (37%), frammenti (30%), schiume (24%), pellicole (6%), pellets (2%) e fili (1%). La più alta percentuale di schiume nelle rive confronto alle acque superficiali potrebbe essere spiegato dal fatto che questa categoria di plastica tende a galleggiare e può essere trasportata facilmente dalle correnti e dalle onde alla riva, dove poi si può accumulare (Faure & De Alencastro, 2014). Al contrario, i frammenti tendono a sedimentare prima di raggiungere la riva. Tuttavia, il processo di deposizione è un fenomeno complesso che non è unicamente controllato dalla densità delle MP ma anche dalla loro forma, dalla dimensione, dalla degradazione e da altri fattori ambientali. Le fibre tendono anche a essere trasportate e depositate sulle rive a causa delle loro proprietà fisiche.

3.8 Fibre

Nei risultati presentati, tutte le concentrazioni di MP contengono anche le fibre osservate in ogni riva. Questa scelta è stata fatta per mantenere le stesse categorie dello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014). In altri studi, le fibre vengono trattate separatamente dalle altre categorie di MP perché hanno origini, proprietà e comportamenti distinti nell'ambiente e inoltre sono difficili da identificare chimicamente (Negrete Velasco et al., 2020). In questo studio, la proporzione di fibre in ogni sito è stata esaminata ed è stato osservato che le interpretazioni delle diverse concentrazioni di MP non cambiano se le fibre sono incluse o escluse. Per le MP di grandezza da 5-1 mm, l'inclusione delle fibre non cambia la proporzione complessiva della concentrazione di MP tra i siti (Figura 22A). Per le MP di taglia da 1 a 0.3 mm invece, complessivamente la proporzione di fibre è la stessa tra i siti (Figura 22B). Tuttavia, un'eccezione è osservabile per il sito 1, dove le fibre sono più della metà del totale delle MP identificate. Se le fibre vengono escluse dall'analisi, il sito 1 non è considerato essere il più inquinato, ma la proporzione tra le altre rive non cambia.

In questo studio è possibile che ci sia stata una di sovrastima o sottostima delle fibre, dato che le fibre non state potute essere identificate chimicamente dall'apparecchio Gemini e manca una certezza sulla reale natura di questa categoria di MP. Inoltre, dato che una digestione durante il processo di estrazione delle MP non è stata eseguita, la rimozione delle fibre organiche è stata impedita. Di conseguenza, la corretta identificazione delle fibre di polimeri plastici è stata resa ancora più difficile. Infine, le fibre potrebbero anche essere state introdotte dalla deposizione atmosferica durante l'estrazione, contaminando i campioni (vedi risultati dei test in bianco, Appendice 26 e Appendice 27).

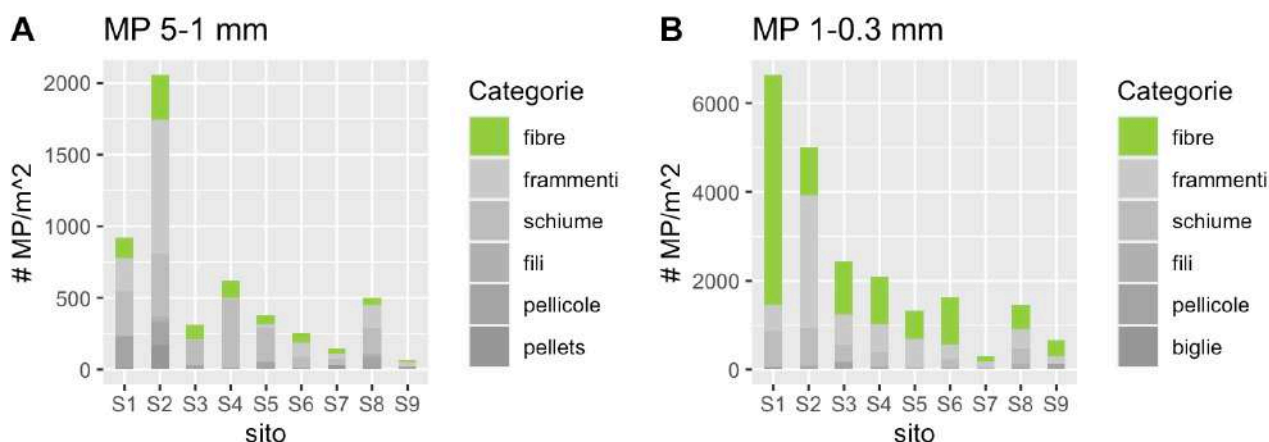


Figura 22: A) Proporzioe di fibre in verde rispetto agli altri tipi di MP in grigio per la frazione di grandezza 5-1 mm. B) Proporzioe di fibre in verde rispetto agli altri tipi di MP in grigio per la frazione di grandezza 1-0.3 mm.

3.9 Contaminazione da microplastiche dei bivalvi *D. polymorpha*

Relazione tra le concentrazioni di microplastica nelle rive e nei bivalvi *D. polymorpha*

Dato che i siti per i campioni di sedimenti e i bivalvi sono gli stessi (eccetto il sito 2) è interessante verificare se c'è una relazione tra le concentrazioni di MP per questi due tipi di campioni (sotto domanda 4). Ci si può aspettare che nei siti in cui le concentrazioni di MP nella riva sono risultati essere alti, anche le concentrazioni di MP nei bivalvi sono alte (sotto domanda 4). Tuttavia, non sembra esserci una correlazione statisticamente significativa (valore $p > 0.05$, Appendice 34) tra le concentrazioni misurate sulle rive e quelle analizzate nei bivalvi (Figura 23). Per questa analisi, solo le concentrazioni di MP nella zona in acqua, dunque sotto la linea di deposizione sono state considerate. Si può dunque dedurre che l'accumulazione di MP sotto la linea di deposizione e la bioaccumulazione di MP nei bivalvi dipende da fattori diversi tra loro. Se per le rive la concentrazione di MP dipende da quante particelle sono trasportate in questa zona e quante si depositano, per i bivalvi la situazione è sicuramente più complessa. Anche se le MP sono presenti e potenzialmente ingeribili dai bivalvi, quest'ultimi probabilmente selezionano le MP secondo una morfologia e una tipologia chimica particolare.

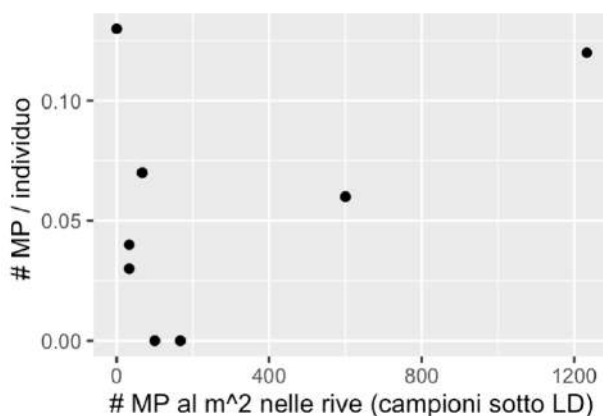


Figura 23: Correlazione tra le concentrazioni di MP / individuo nei bivalvi e le concentrazioni di MP al metro quadrato nelle rive dei nove siti campionati (S1 a S9), eccetto il sito 2.

Distribuzione delle microplastiche nei bivalvi nei vari siti campionati

Le concentrazioni più alte di MP misurate provengono dai bivalvi del sito 1 e della boa al largo di Figino (Figura 24). Nel sito 6 e alle boe al largo di Gandria e Melide invece, nonostante dei bivalvi siano stati raccolti, al loro interno non sono state osservate MP (Figura 24). Per quanto riguarda un termine di paragone, esistono pochi studi in cui i bivalvi della specie *D. polymorpha* sono stati usati come bioindicatori per l'inquinamento da MP, tuttavia uno studio esistente ha misurato la concentrazione delle MP nei bivalvi del Lago d'Iseo. Nel sito più inquinato è stata misurata una concentrazione di 0.23 MP/individuo, in quello meno inquinato invece, 0.03 MP/individuo (Pastorino et al., 2021). Questi valori sono simili a quelli trovati in questo studio, con la concentrazione più alta di 0.20 MP/individuo misurata nei bivalvi raccolti alla boa al largo di Figino. Nonostante la boa al largo di Figino sia abbastanza vicino al bacino di Agno, dove i siti più inquinati da MP nelle rive sono stati identificati, uno studio più approfondito dovrebbe essere condotto per capire meglio la variabilità delle concentrazioni di MP nei bivalvi.

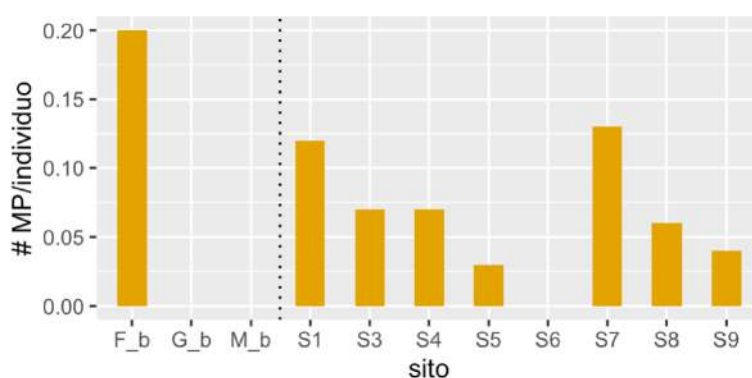


Figura 24: Concentrazioni di MP / individuo misurate nei bivalvi nelle nove rive campionate e in tre boe nella zona pelagica (F_b = boa a Figino, G_b = boa a Gandria e M_b = boa a Melide).

Composizione chimica delle microplastiche osservate nei bivalvi *D. polymorpha*

Le 14 MP identificate ed estratte dai bivalvi campionati sono costituite principalmente da PE (69%), da PP (19%), da elastomeri termoplastici in base poliestere (6%) e da PA (6%) (Figura 25). In un simile studio invece, la composizione chimica delle MP osservate nei bivalvi era la seguente: PET

(45%), nylon (20%), PP (20%), resina di PA (10%) e PVC (5%) (Pastorino et al., 2021). La differenza in composizione tra i due studi è notevole, probabilmente è legato alla differenza dei siti campionati. Per il seguente studio i bivalvi sono stati raccolti a un metro da riva dai sassi sul fondale. Invece nello studio condotto da Pastorino et al. (2021) i bivalvi sono stati raccolti lungo le banchine o sulle corde delle barche del Lago d'Iseo.

Si suppone che i bivalvi selezionino le MP secondo una tipologia chimica e morfologica precisa, purtroppo però non ci sono ancora dati al riguardo. In uno studio condotto da Magni et al. (2021) è stato ipotizzato che la mortalità dei bivalvi non sembra essere unicamente correlata alla concentrazione di MP ma che altri fattori risultano essere più importanti, come la tipologia chimica. Di fatto è stato osservato che nei siti in cui la percentuale di PE ingerita dai bivalvi era alta, la mortalità era anche alta indipendentemente dalla concentrazione totale di MP.

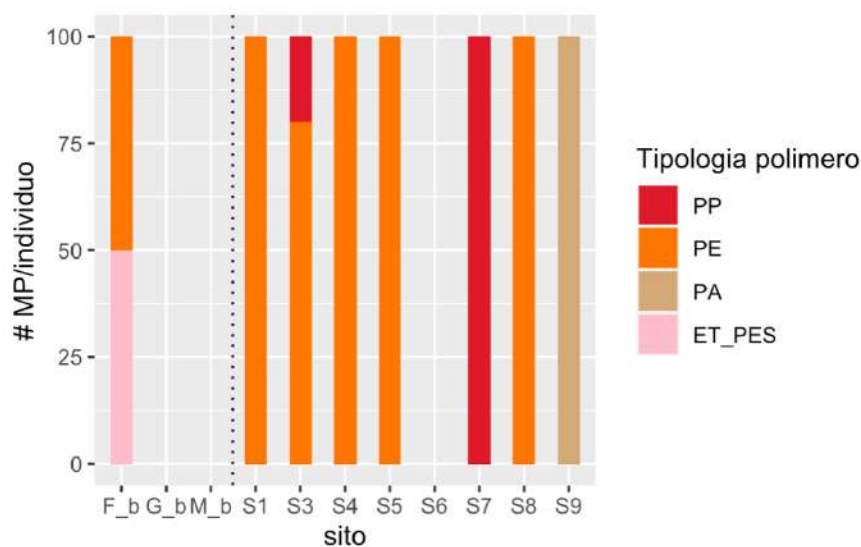


Figura 25: Composizione chimica delle 14 MP osservate nei bivalvi nelle nove rive campionate e in tre boe nella zona pelagica (F_b = boa a Figino, G_b = boa a Gandria e M_b = boa a Melide). La tipologia dei polimeri è la seguente: PP = poliropilene, PE = polietilene, PA = poliammide e ET_PES = elastomero termoplastico in base poliestere.

Composizione morfologica delle microplastiche osservate nei bivalvi *D. polymorpha*

Per quanto riguarda la composizione morfologica delle MP ingerite dai bivalvi, la maggior parte delle particelle erano fibre e in minor parte frammenti (Figura 26). Simili risultati sono stati osservati nello studio concernente la contaminazione da MP nei bivalvi *D. polymorpha* nel Lago d'Iseo, la categoria predominante era ugualmente le fibre (Pastorino et al., 2021). Non è noto perché i bivalvi sembrano favorire le fibre rispetto ad altre forme di MP, magari semplicemente non sono in gradi di espellerle così facilmente come altre forme.

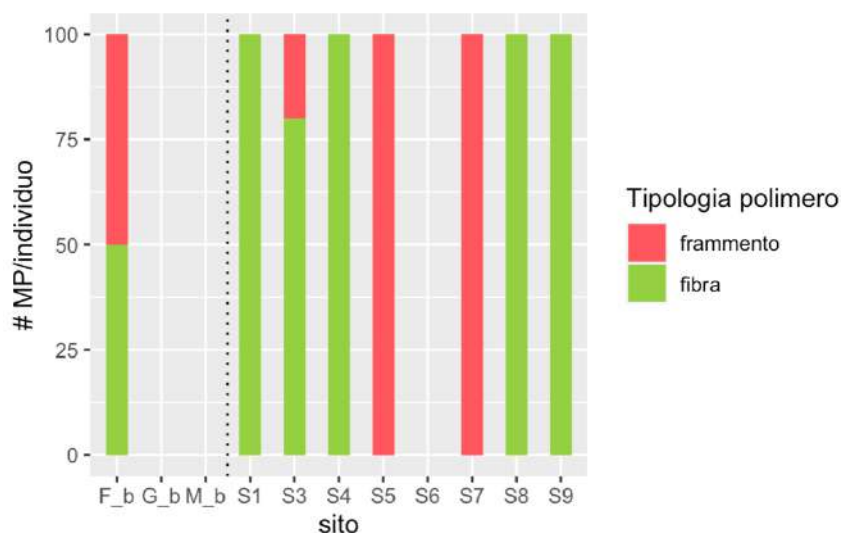


Figura 26: Composizione morfologica delle 14 MP osservate nei bivalvi nelle nove rive campionate e sulle tre boe nella zona pelagica (F_b = boa a Figino, G_b = boa a Gandria e M_b = boa a Melide).

Dimensioni delle microplastiche ingerite dai bivalvi *D. polymorpha*

Le dimensioni delle MP ingerite dai bivalvi vanno da 200 μm a 3.28 mm (Figura 27). Nello studio condotto da Magni et al. (2021) viene ipotizzato che le mesoplastiche (1-10 mm) sono più pericolose che le MP (1 μm – 1 mm) per la specie *D. polymorpha*. Questo perché nei siti in cui la mortalità dei bivalvi era alta, le mesoplastiche erano più numerose rispetto alle MP.

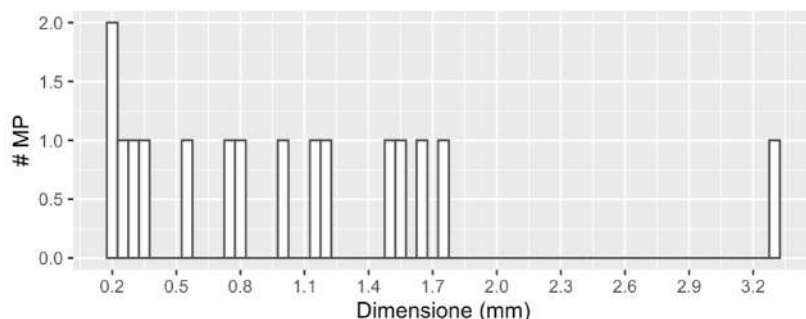


Figura 27: Dimensioni delle MP ingerite dai bivalvi *D. polymorpha*.

Presenza di cellulosa nei bivalvi *D. polymorpha*

La maggior parte delle particelle identificate chimicamente sono composte da cellulosa (Figura 28). Le possibili fonti delle fibre in cellulosa sono: gli impianti di depurazione, la deposizione atmosferica nell'ambiente e la contaminazione (Andrea Binelli et al., 2020). Dal test in bianco risulta esserci stata una contaminazione (Appendice 28), ma il numero di fibre in cellulosa era nettamente minore confronto alle fibre in cellulosa totali. Di conseguenza, tutte le tre fonti di fibre descritte sembrano essere plausibili.

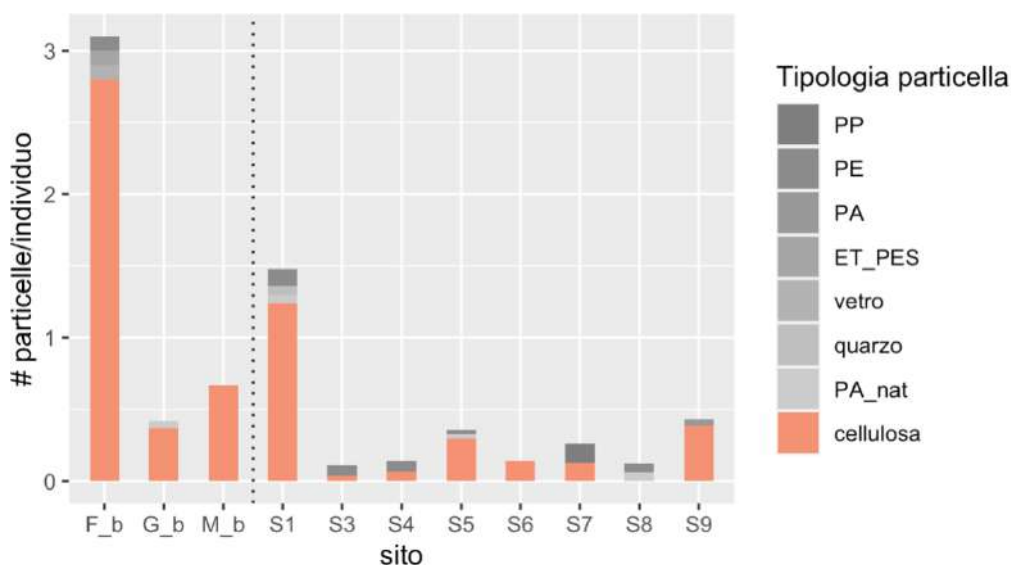


Figura 28: Proporzione di fibre in cellulosa rispetto al numero totale di particelle osservate nei bivalvi *D. polymorpha*.

4. Conclusioni

Questo primo set di dati sull'inquinamento da MP sulle rive del Lago Ceresio ha permesso di completare i dati sull'inquinamento da MP di sei principali laghi svizzeri (Faure & De Alencastro, 2014). Questo contributo è importante perché permette di comprendere meglio la distribuzione di MP negli ecosistemi di acqua dolce. La concentrazione media delle MP di taglia 5-1 mm sulla linea di deposizione per i siti del Lago Ceresio è pari a 9'044 MP per metro quadrato. Questa stima è tre o più volte superiore alla media degli altri sei laghi svizzeri misurata da Faure & De Alencastro (2014). Questa differenza potrebbe rappresentare una differenza reale tra i vari laghi e i rispettivi bacini ma potrebbe anche essere legata a eventi di precipitazione precedenti la campagna di campionamento, a dei volumi d'acqua diversi tra i vari laghi e a differenze metodologiche. Le scelte metodologiche sono fondamentali, per i campioni sulle rive del Lago Ceresio, la concentrazione media è tre volte inferiore senza fare la separazione di densità, 3'063 MP al metro quadrato. Questa differenza dimostra l'importanza del tasso di errore. Per questi motivi, tutte le concentrazioni di MP indicate in questo studio devono essere considerate come semi-quantitative, e probabilmente la quantità reale di MP presenti sulle rive è più alta di quelle misurate.

Per quanto riguarda la differenza tra la zona pelagica del Lago Ceresio invece, le concentrazioni di MP misurate nella zona pelagica sono due o tre volte inferiori in ordine di grandezza rispetto a quelle osservate sulle rive dei laghi, dimostrando che la riva ha il potenziale di accumulare le MP (Hidalgo-Ruz et al., 2012; C. Li et al., 2020; Van Cauwenberghe, Claessens, et al., 2015). Questi risultati suggeriscono che la zona pelagica è un recettore temporale della plastica, invece le rive possono essere considerate come zone di accumulo di plastica perché la matrice dei sedimenti incorpora le particelle nonostante l'influenza dei processi idraulici (azione delle onde, correnti, venti, ecc.).

Le concentrazioni delle MP più piccole (1-0.3 mm) sono il doppio o il triplo di quelle delle MP più grandi (5-1 mm), confermando la tendenza di una crescita esponenziale della quantità con la riduzione della taglia delle MP (Cable et al., 2017; Faure et al., 2015; Imhof et al., 2018). Inoltre, è stato

osservato che la distribuzione delle MP varia sostanzialmente tra diverse rive di uno stesso lago. Le differenze tra siti sono di solito più grandi che la variabilità sulla stessa riva, come mostrato in altri laghi (Faure & De Alencastro, 2014; Imhof et al., 2013; Zbyszewski & Corcoran, 2011). In questo studio, il 57% delle MP osservate per la frazione di grandezza 5-1 mm e il 54% delle MP della frazione di grandezza di 1-0.3 mm, sono state trovate in soli due siti, nei siti 1 e 2. Per quanto riguarda i diversi fattori ambientali che hanno un'influenza sulla distribuzione delle MP sulle nove rive campionate, gli aspetti che sembrano essere più importanti sono: il tipo di substrato, la vicinanza agli affluenti, le condizioni di vento, gli eventi di precipitazione e la vicinanza ad aree urbane-industrializzate, come è stato indicato da altri studi simili (Corcoran et al., 2015; Faure et al., 2015; Free et al., 2014; Imhof et al., 2018; C. Li et al., 2020). Le MP di taglia 5-1 mm erano costituiti da PS (45%), PE (33%) e PP (11%) e sono stati trovati sotto forma di schiume (37%), frammenti (30%), fibre (17%) e pellicole (11%). Questi risultati sono in realtà simili a quelli di altri studi (Akdogan & Guven, 2019; Blettler et al., 2017; Faure & De Alencastro, 2014) e riflettono i tipi di polimeri più impiegati e prodotti al mondo: PP, PE e PS.

Per quanto riguarda i campioni di bivalvi, in questo studio si è dimostrato l'interesse di quest'ultimi come bioindicatori dell'inquinamento da MP. Per il Lago Ceresio, i bivalvi prelevati alla boa al largo di Figino sembrano essere i più inquinati da MP rispetto a tutti i siti campionati. Inoltre, è in corso un'analisi dell'inquinamento da MP delle *D. polymorpha* nel Lago Maggiore, sarebbe dunque interessante confrontare i dati con quelli per il Lago Ceresio.

Per quanto riguarda la parte metodologica, l'estrazione delle MP dai sedimenti basata unicamente sull'estrazione manuale non sembra essere una tecnica così efficace. Tuttavia, se il tempo o i fondi sono limitati, resta la scelta migliore. In questo caso è fondamentale eseguire un test di recupero con lo scopo di calcolare il tasso di errore. Lavorando con dei campioni di sabbia, la digestione organica può essere facilmente evitata se la percentuale di materia organica nel campione è bassa. Per quanto riguarda la separazione di densità invece, è più difficile valutare se fare questo passaggio. Tuttavia, secondo l'esperienza acquisita durante questo studio, una separazione di densità è consigliata. Non solo si risparmia tempo, ma aumenta anche la precisione dell'estrazione delle MP. Inoltre, ulteriori sforzi dovrebbero essere fatti per trovare un metodo standardizzato per l'estrazione di polimeri sintetici e consentire così un migliore confronto tra diversi studi.

In studi futuri su questo argomento sarebbe interessante analizzare le nanoplastiche sulle rive del Lago Ceresio e magari cercare di collegarle a una possibile fonte delle stazioni di depurazione. Un ulteriore progetto potrebbe concentrarsi sulla distribuzione delle MP sulle rive dei fiumi o nelle acque superficiali dei principali affluenti del Lago Ceresio, al fine di capire la loro importanza come fonti di MP per il lago. Un'altra idea interessante sarebbe quella di esaminare le sostanze adsorbite sulla superficie delle MP per verificare l'ipotesi che i polimeri plastici adsorbano sostanze tossiche. Lo stesso concetto potrebbe essere applicato osservando la popolazione microbica e batterica sulle MP per capire ulteriormente il comportamento e il destino delle MP una volta giunte nell'ambiente. Studi microbiologici potrebbero contribuire a comprendere meglio la degradazione biologica. Ulteriori evidenze scientifiche sono necessarie sui fenomeni di "weathering" fisico e biologico dei polimeri sintetici per capire il destino delle MP nell'ambiente. Infine, naturalmente, alcuni studi ecotossicologici sull'impatto delle MP sugli organismi potrebbero contribuire a comprendere gli effetti sulla salute. Anche se attualmente la maggior parte degli studi si concentra sugli ecosistemi marini o più recentemente nell'acqua dolce, anche altri compartimenti dovrebbero essere studiati. In

particolare, in Svizzera il suolo sembra ricevere 40 volte più MP e macroplastiche rispetto agli ecosistemi d'acqua dolce. Diventa quindi importante capire meglio il destino e il ciclo delle particelle di microplastica e plastica anche negli ecosistemi terrestri (Kawecki & Nowack, 2019).

Infine, qualche parola su come migliorare il problema dell'inquinamento da MP nell'ambiente. Deve essere chiaro che non c'è una soluzione unica e semplice a questo problema enorme e mondiale. La questione è complessa perché le vie di rilascio delle MP nell'ambiente sono molteplici, il destino e la distribuzione delle MP negli ecosistemi sono ancora in gran parte sconosciuti e dipendono da molti fattori ecologici e antropologici. Inoltre, al giorno d'oggi la plastica non sembra essere sostituibile a causa del suo basso prezzo di produzione e della sua versatilità. Tuttavia, è importante essere consapevoli che cambiamenti politici potrebbero aiutare a risolvere questo enorme problema e anche se sono piccoli, dovrebbero comunque essere implementati ed essere considerati come cruciali. Molteplici azioni potrebbero aiutare a ridurre l'inquinamento da plastica, la prima è sicuramente legata alla creazione di leggi specifiche che regolino lo smaltimento a livello internazionale fino a quello regionale di questo materiale. In termini di azioni concrete, è noto che una parte importante della plastica presente nell'ambiente è dovuta al "littering", per questo motivo alcune campagne di sensibilizzazione o leggi specifiche per ridurre questo fenomeno sarebbero certamente di aiuto. Un altro passo efficace sarebbe la messa al bando della plastica monouso (Blettler et al., 2017; Kawecki & Nowack, 2019). In secondo luogo, come già accennato, al giorno d'oggi lo smaltimento e il riciclo dei polimeri sintetici il più delle volte mancano o sono problematici, sia per l'insufficienza di risorse e infrastrutture, sia per interessi economici, sociali e politici. Infine, aumentare la consapevolezza e la conoscenza su questo argomento, sono aspetti cruciali per trovare una soluzione a questo problema ambientale mondiale (Azevedo-Santos et al., 2021).

Bibliografia

- Adam, V., Yang, T., & Nowack, B. (2019). Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(2), 436–447. <https://doi.org/10.1002/etc.4323>
- Akdogan, Z., & Guven, B. (2019). Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 254, 113011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>
- Alomar, C., Estarellas, F., & Deudero, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Anderson, P. J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J. K., Hanson, M. L., & Rennie, M. D. (2017). Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, 225, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Ashbullby, K. J., Pahl, S., Webley, P., & White, M. P. (2013). The beach as a setting for families' health promotion: A qualitative study with parents and children living in coastal regions in Southwest England. *Health & Place*, 23, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2013.06.005>
- Azevedo-Santos, V. M., Brito, M. F. G., Manoel, P. S., Perroca, J. F., Rodrigues-Filho, J. L., Paschoal, L. R. P., Gonçalves, G. R. L., Wolf, M. R., Blettler, M. C. M., Andrade, M. C., Nobile, A. B., Lima, F. P., Ruocco, A. M. C., Silva, C. V., Perbiche-Neves, G., Portinho, J. L., Giarrizzo, T., Arcifa, M. S., & Pelicice, F. M. (2021). Plastic pollution: A focus on freshwater biodiversity. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01496-5>
- Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., & Longstaffe, F. J. (2016). Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 383–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C., & Wyles, K. J. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>
- Binelli, A., Galassi, S., & Provini, A. (2001). Factors Affecting the use of *Dreissena polymorpha* as a Bioindicator: The PCB Pollution in Lake Como (N. Italy). *Water, Air, and Soil Pollution*, 125, 14.
- Binelli, Andrea, Magni, S., Soave, C., Marazzi, F., Zuccato, E., Castiglioni, S., Parolini, M., & Mezzanotte, V. (2014). The biofiltration process by the bivalve *D. polymorpha* for the removal of some pharmaceuticals and drugs of abuse from civil wastewaters. *Ecological Engineering*, 71, 710–721. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.08.004>
- Binelli, Andrea, Pietrelli, L., Di Vito, S., Coscia, L., Sighicelli, M., Torre, C. D., Parenti, C. C., & Magni, S. (2020). Hazard evaluation of plastic mixtures from four Italian subalpine great lakes on the basis of laboratory exposures of zebra mussels. *Science of The Total Environment*, 699, 134366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134366>
- Blarer, P., & Kull, G. (2018). *Swiss Litter Report*. WWF, stop plastic pollution ch, hammerdirt.
- Blettler, M. C. M., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., & Garello, N. (2017). Plastic pollution in freshwater ecosystems: Macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 581. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>
- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., & Szoboszlai, S. (2019). Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>
- Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., & Felipe de Alencastro, L. (2019). (Micro) plastic fluxes

- and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037>
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>
- Brown, D. M., Wilson, M. R., MacNee, W., Stone, V., & Donaldson, K. (2001). Size-Dependent Proinflammatory Effects of Ultrafine Polystyrene Particles: A Role for Surface Area and Oxidative Stress in the Enhanced Activity of Ultrafines. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 175(3), 191–199. <https://doi.org/10.1006/taap.2001.9240>
- Browne, Mark A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3404–3409. <https://doi.org/10.1021/es903784e>
- Browne, Mark Anthony, Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011a). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Browne, Mark Anthony, Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011b). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Cable, R. N., Beletsky, D., Beletsky, R., Wigginton, K., Locke, B. W., & Duhaime, M. B. (2017). Distribution and Modeled Transport of Plastic Pollution in the Great Lakes, the World's Largest Freshwater Resource. *Frontiers in Environmental Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00045>
- Camusso, M., Balestrini, R., & Binelli, A. (2001). Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere*, 44(2), 263–270. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00169-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00169-7)
- CIPAIS. (n.d.). *Lago di Lugano*. Retrieved February 1, 2021, from <http://www.cipais.org/modules.php?name=cipais&pagina=lago-lugano>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., & Marvin, C. H. (2015). Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environmental Pollution*, 204, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.009>
- Doyle, M. J., Watson, W., Bowlin, N. M., & Sheavly, S. B. (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1), 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>
- Dris, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2018). Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 69–83). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_4
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Enyoh, C. E., Verla, A. W., Verla, E. N., Ibe, F. C., & Amaobi, C. E. (2019). Airborne microplastics: A review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), 668. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7842-0>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellars, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1–2), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Faure, F., & De Alencastro, Dr. F. (2014). *Évaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse* (p. 42). OFEV, EPFL. <http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/37656.pdf>
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., & de Alencastro, L. F. (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, 12(5), 582.

<https://doi.org/10.1071/EN14218>

Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225–1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>

Ferreira, T., & Rasband, W. (2012). *ImageJ User Guide*. 198.

Filella, M., & Turner, A. (2018). Observational Study Unveils the Extensive Presence of Hazardous Elements in Beached Plastics from Lake Geneva. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 1. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00001>

Fischer, E. K., Paglialonga, L., Czech, E., & Tamminga, M. (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, 213, 648–657. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.012>

Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>

Gemini™ Analyzer. (2019). <http://www.thermofisher.com/order/catalog/product/GEMINI>

GESAMP (Ed.). (2010). *Proceedings of the GESAMP international workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans*. UNESCO-IOC.

Giusti, F., & Oppi, E. (1972). *Dreissena polymorpha* (Pallas) nuovamente in Italia (Bivalvia Dreissenidae). *Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona, Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona*.

Golden, C. D., Allison, E. H., Cheung, W. W. L., Dey, M. M., Halpern, B. S., McCauley, D. J., Smith, M., Vaitla, B., Zeller, D., & Myers, S. S. (2016). Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, 534(7607), 317. <https://doi.org/10.1038/534317a>

Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., & Wolf, T. (2015). *Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment*. 141, 40–46.

Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings—Entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2013–2025. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>

Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., & Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*, 23(19), R867–R868. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.09.001>

Imhof, H. K., Wiesheu, A. C., Anger, P. M., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2018). Variation in plastic abundance at different lake beach zones—A case study. *Science of The Total Environment*, 613–614, 530–537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.300>

IST-SUPSI. (2020). *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2019*. (p. 80). Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere.

Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>

Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2017). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720–1739. <https://doi.org/10.1002/anie.201606957>

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Jeong, C.-B., Won, E.-J., Kang, H.-M., Lee, M.-C., Hwang, D.-S., Hwang, U.-K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S.-J., & Lee,

- J.-S. (2016). Microplastic Size-Dependent Toxicity, Oxidative Stress Induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environmental Science & Technology*, 50(16), 8849–8857. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01441>
- Johnston, P. (2017, February 3). Plastic bags found clogging stomach of dead whale in Norway. *Reuters*. <https://www.reuters.com/article/us-norway-whale-idUSKBN15I2EI>
- Juergen Bertling, Hamann, L., & Bertling, R. (2018). *Kunststoffe in der Umwelt*. <https://doi.org/10.24406/UMSICHT-N-497117>
- Kaczmarek, H., Bajer, K., Galka, P., & Kotnowska, B. (2007). Photodegradation studies of novel biodegradable blends based on poly(ethylene oxide) and pectin. *Polymer Degradation and Stability*, 92(11), 2058–2069. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.07.019>
- Kawai, F., Watanabe, M., Shibata, M., Yokoyama, S., Sudate, Y., & Hayashi, S. (2004). Comparative study on biodegradability of polyethylene wax by bacteria and fungi. *Polymer Degradation and Stability*, 86(1), 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2004.03.015>
- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), 9664–9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Khatmullina, L., & Isachenko, I. (2017). Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 871–880. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.024>
- Kinzelbach, R. (1992). The main features of the phylogeny and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Fisher Verlag*.
- Klein, S., Dimzon, I. K., Eubeler, J., & Knepper, T. P. (2018). Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 51–67). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_3
- Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Kosuth, M., Mason, S. A., & Wattenberg, E. V. (2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE*, 13(4), e0194970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>
- Kowalski, N., Reichardt, A. M., & Waniek, J. J. (2016). Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>
- Labno, C. (n.d.). *Two Ways to Count Cells with ImageJ*. University of Chicago.
- Laglbauer, B. J. L., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., & Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1), 356–366. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.036>
- Lambert, S., Sinclair, C., & Boxall, A. (2014). Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 227, 1–53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5_1
- Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers. *Chemosphere*, 161, 510–517. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.042>
- Lambert, S., & Wagner, M. (2018). Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 1–23). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_1
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of The Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E. (2014). Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31(9), 1574–1578. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>
- Löder, M. G. J., & Gerdts, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 201–227). Springer

International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8

Loizeau, J.-L. (2020). *Sédiments et contaminants—Travaux pratiques MUSE*. Université de Genève.

Lusher, A. L., Brâte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., & Welden, N. A. (2020). Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy*, 000370282093073. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Lusher, A. L., Burke, A., O'Connor, I., & Officer, R. (2014). Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 88(1), 325–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.023>

Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of The Total Environment*, 652, 602–610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269>

Magni, S., Nigro, L., Della Torre, C., & Binelli, A. (2021). Characterization of plastics and their ecotoxicological effects in the Lambro River (N. Italy). *Journal of Hazardous Materials*, 412, 125204. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125204>

Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S., & Newman, B. (2017). Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2), 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>

McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863–11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>

Meng, Y., Kelly, F. J., & Wright, S. L. (2020). Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective. *Environmental Pollution*, 256, 113445. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>

MeteoSvizzera. (2019). *Precipitazioni Lugano*. Programma Climap.

Möller, J. N., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2020). Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods. *Environmental Science & Technology*, 54(4), 2078–2090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>

Moore, C. J., Moore, S. L., Weisberg, S. B., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (2002). A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1035–1038. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00150-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00150-9)

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>

Negrete Velasco, A. de J., Rard, L., Blois, W., Lebrun, D., Lebrun, F., Pothe, F., & Stoll, S. (2020). Microplastic and Fibre Contamination in a Remote Mountain Lake in Switzerland. *Water*, 12(9), 2410. <https://doi.org/10.3390/w12092410>

Ng, E.-L., Huerta Lwanga, E., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H.-W., Geissen, V., & Chen, D. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 627, 1377–1388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>

Oikos 2000. (2016). *CIP AIS - Studio di valutazione del potenziale di rivitalizzazione e di pubblica fruizione delle rive del Lago Ceresio—Rapporto annuale 2015*.

Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Fiore, M., & Zuccarello, P. (2020). Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, 187, 109677. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>

Pastorino, P., Prearo, M., Anselmi, S., Menconi, V., Bertoli, M., Dondo, A., Pizzul, E., & Renzi, M. (2021). Use of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia) as a Bioindicator of Microplastics Pollution in Freshwater Ecosystems: A Case Study from Lake Iseo (North Italy). *Water*, 13(4), 434. <https://doi.org/10.3390/w13040434>

Piringer, O.-G., & Baner, A. L. (2000). *Plastic packaging materials for food: Barrier function, mass transport, quality assurance, and legislation*. Wiley-VCH. <http://public.ebookcentral.proquest.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=481557>

PlasticsEurope. (2019). *Plastics – the Facts 2019. An analysis of European plastics production, demand and waste data*.

PlasticsEurope. (2020). *Plastics – the Facts 2020. An analysis of European plastics production, demand and waste data*.

Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics

- in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*, 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Pravettoni, R. (2018). *Global plastic production and future trends | GRID-Arendal*. <https://www.grida.no/resources/6923>
- Pretty R. (2012, October 24). NMDS Tutorial in R. *Sample(ECOLOGY)*. <https://jonlefcheck.net/2012/10/24/nmnds-tutorial-in-r/>
- Renzi, M., & Blašković, A. (2018). Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.065>
- Revel, M., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2018). Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>
- Rist, S., & Hartmann, N. B. (2018). Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 25–49). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_2
- Riva, C., Binelli, A., & Provini, A. (2008). Evaluation of several priority pollutants in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in the largest Italian subalpine lakes. *Environmental Pollution*, 151(3), 652–662. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.03.016>
- Rocha-Santos, T. A. P., & Duarte, A. C. (2017). Characterization and Analysis of Microplastics. In *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 75, p. i). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-526X\(17\)30014-4](https://doi.org/10.1016/S0166-526X(17)30014-4)
- Schrank, I., Trotter, B., Dummert, J., Scholz-Böttcher, B. M., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2019). Effects of microplastic particles and leaching additive on the life history and morphology of *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 255, 113233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113233>
- Shahul Hamid, F., Bhatti, M. S., Anuar, N., Anuar, N., Mohan, P., & Periathamby, A. (2018). Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Management & Research*, 36(10), 873–897. <https://doi.org/10.1177/0734242X18785730>
- Sighicelli, M., Pietrelli, L., Lecce, F., Iannilli, V., Falconieri, M., Coscia, L., Di Vito, S., Nuglio, S., & Zampetti, G. (2018). Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. *Environmental Pollution*, 236, 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.008>
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Solcà, N. (2018). *Studio sulla presenza di microplastiche nel lago Ceresio* (p. 28). Dipartimento del territorio, Sezione della protezione dell'aria dell'acqua e del suolo. https://m4.ti.ch/fileadmin/DT/temi/microplastiche/documenti/Studio_microplastiche_Lago_Ceresio_novembre2018.pdf
- Solcà, N. (2019). *Valutazione statistica di oggetti rinvenuti in occasione del "Clean up lake" di Magadino del 1.6.2019* (p. 22). Dipartimento del territorio, Sezione della protezione dell'aria dell'acqua e del suolo.
- Sruthy, S., & Ramasamy, E. V. (2017). Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environmental Pollution*, 222, 315–322. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.038>
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., & Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 123, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
- Tan, H., Yue, T., Xu, Y., Zhao, J., & Xing, B. (2020). Microplastics Reduce Lipid Digestion in Simulated Human Gastrointestinal System. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12285–12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02608>
- Tartari, G., Bergna, G., Rizzo, A., Lazzari, F., Lietti, M., & Brioschi, C. (2020). *Inquinanti emergenti—Quadro delle conoscenze sulla presenza, le tecnologie di contenimento e lo stato della ricerca su microinquinanti e microplastiche nei comparti acquatici lombardi* (p. 249).
- ThermoScientific. (2013). *FTIR Spectroscopy Basics—CH*. <http://www.thermofisher.com/uk/en/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotope-analysis-learning-center/molecular-spectroscopy-information/ftir-information/ftir-basics.html>

- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, *304*(5672), 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 1973–1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- UNEP. (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. UNEP.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, *199*, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, *111*, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, *9*(1), 8670. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, *46*(20), 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, *26*(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G., & Schüttrumpf, H. (2020). The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Science of The Total Environment*, *713*, 136584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>
- Wang, W., Ge, J., Yu, X., & Li, H. (2020). Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. *Science of The Total Environment*, *708*, 134841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134841>
- Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, *575*, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wang, W., & Wang, J. (2018). Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *108*, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.026>
- Wen, X., Du, C., Xu, P., Zeng, G., Huang, D., Yin, L., Yin, Q., Hu, L., Wan, J., Zhang, J., Tan, S., & Deng, R. (2018). Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures. *Marine Pollution Bulletin*, *136*, 414–423. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.043>
- WHO. (2019). *Microplastics in drinking-water*. <http://edepot.wur.nl/498693>
- wind-data.ch. (2019). *The Swiss Wind Power Data Website*. Geo.Admin.Ch. <https://map.geo.admin.ch>
- Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, *23*(23), R1031–R1033. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.068>
- Wu, C., Zhang, K., & Xiong, X. (2018). Microplastic Pollution in Inland Waters Focusing on Asia. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 85–99). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_5
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A.-J. (2020). Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of The Total Environment*, *703*, 134699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>
- Zbyszewski, M., & Corcoran, P. L. (2011). Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, *220*(1), 365–372. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0760-6>
- Zbyszewski, M., Corcoran, P. L., & Hockin, A. (2014). *Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America*. *40*(2), 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>
- Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C., & Liu, J. (2016). Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, *219*, 450–455. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>

Zhang, Q., Zhao, Y., Du, F., Cai, H., Wang, G., & Shi, H. (2020). Microplastic Fallout in Different Indoor Environments. *Environmental Science & Technology*, 54(11), 6530–6539. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00087>

Ringraziamenti

Questa ricerca è stata possibile grazie alla collaborazione dell'Ufficio della gestione dei rischi ambientali e del suolo del Dipartimento del territorio e dall'accompagnamento della Sezione 3 (Ambienti litorali e temi emergenti) della CIP AIS. Particolari ringraziamenti vanno a Serge Stoll, docente al Dipartimento ambientale F.-A. Forel dell'Università di Ginevra, per il supporto durante questo progetto.

Autori

Responsabile del progetto

Andreas Bruder

Ecologo

Autori

Giorgia Frei

Studentessa di Master

Indirizzo degli autori

Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana
Dipartimento ambiente costruzioni e design
Istituto microbiologia

Campus Mendrisio
Via Flora Ruchat Roncati 15
CH-6850 Mendrisio
www.supsi.ch/im

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS)

Segretariato:

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere c/o Regione Piemonte

Via Principe Amedeo, 17

I - 10123 Torino (Italia)

Tel: +39 011 432 16 12

Tel: +41 (0)91 814 29 71

E-mail: cipais@regione.piemonte.it

www.cipais.org

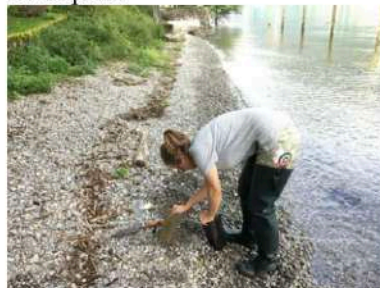
Dati supplementari

Metodi

S1 Foce Magliasina



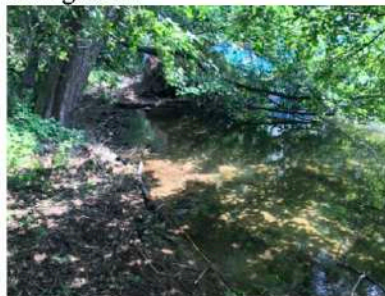
S4 Caprino



S7 Melano



S2 Agnuzzo



S5 Porlezza



S8 Agnuzzo canneti



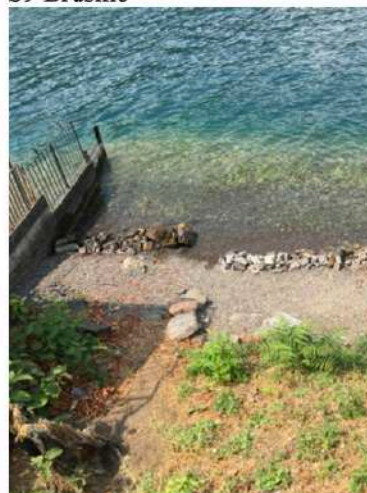
S3 Capo San Martino



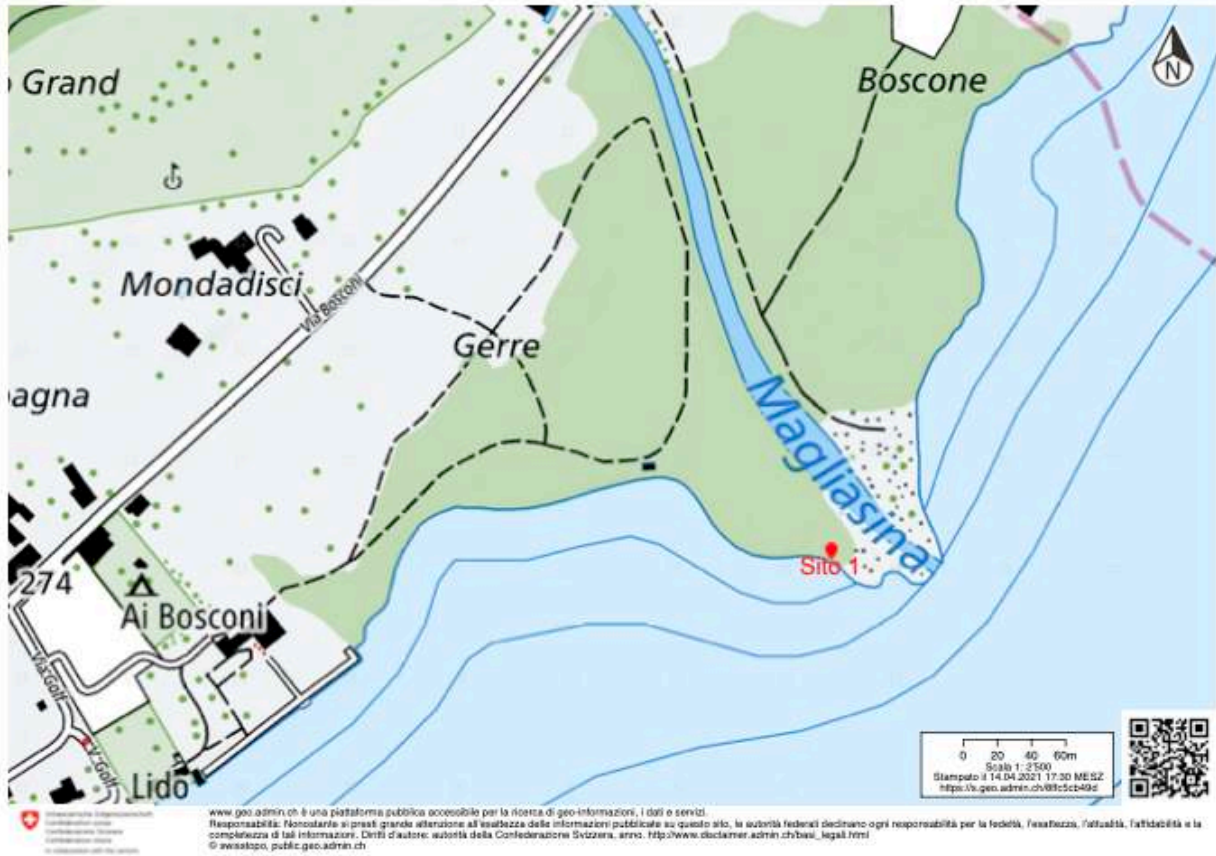
S6 Lavena



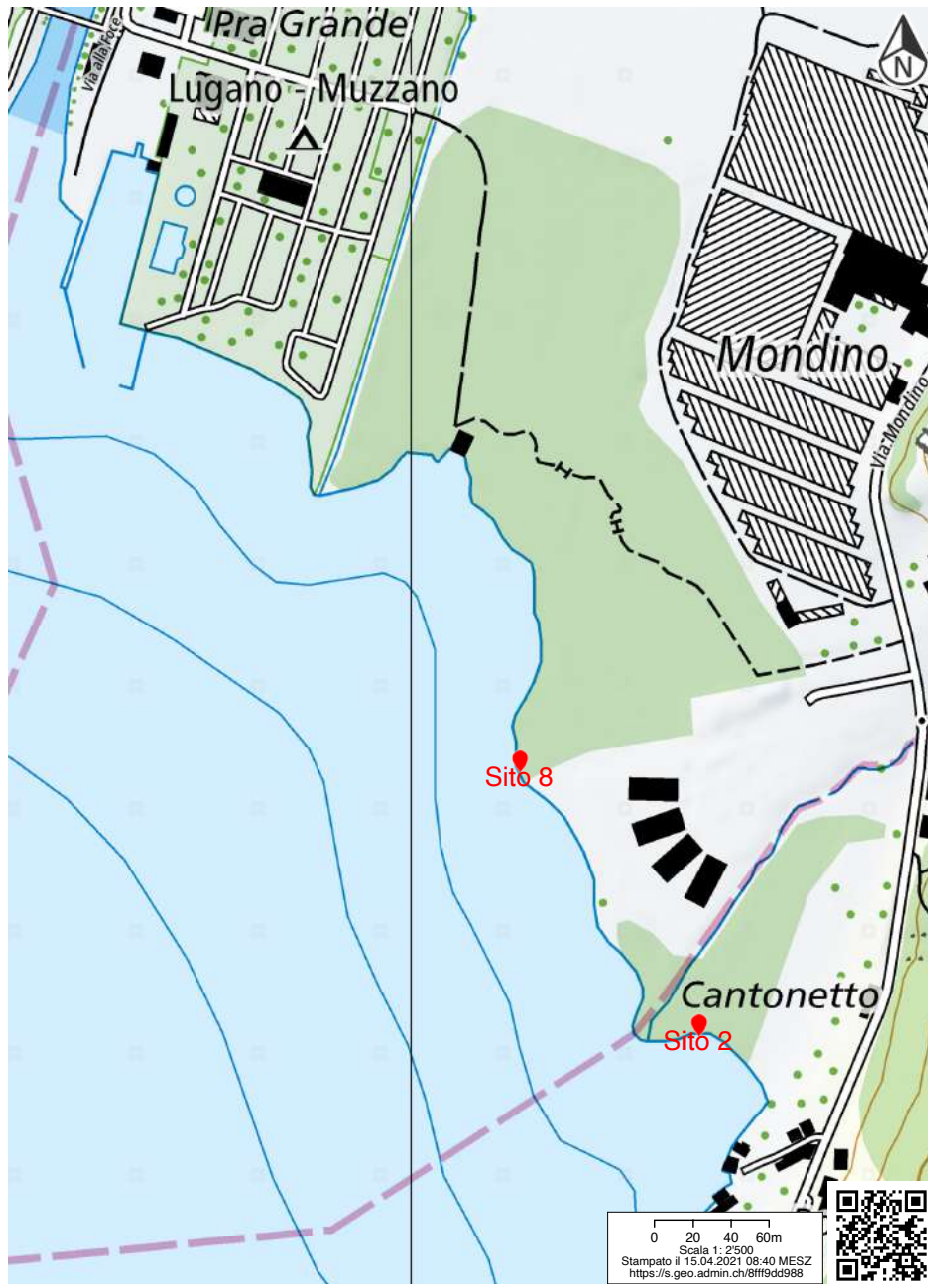
S9 Brusino




Appendice 1: Immagine di ogni riva campionata dal sito 1 al sito 9.



Appendice 2: Posizione del sito 1 (Magliasina).

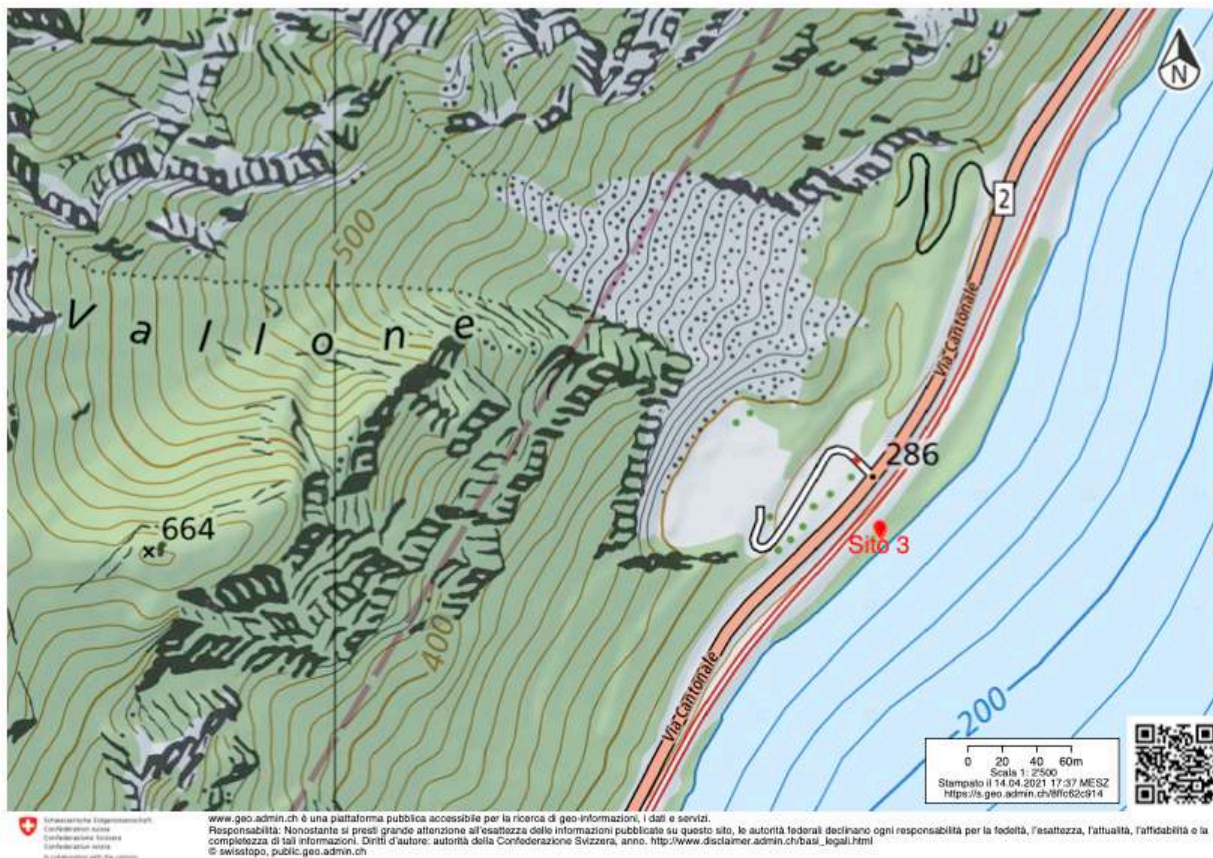



 Schweizerische Eidgenossenschaft
 Confédération suisse
 Confederazione Svizzera
 Confederaziun svizra
 In collaboration with the cantons

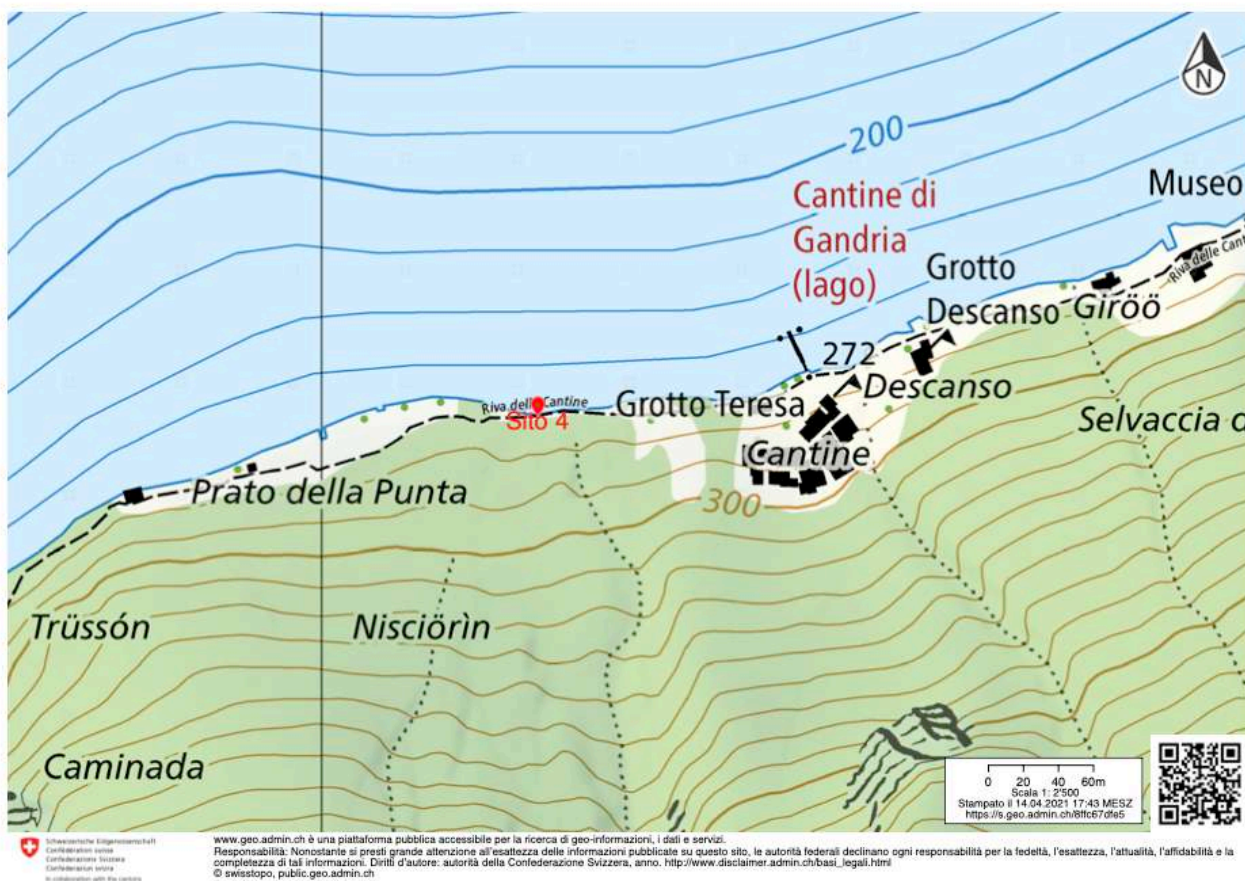
www.geo.admin.ch è una piattaforma pubblica accessibile per la ricerca di geo-informazioni, i dati e servizi.

Responsabilità: Nonostante si presti grande attenzione all'accuratezza delle informazioni pubblicate su questo sito, le autorità federali declinano ogni responsabilità per la fedeltà, l'attualità, l'affidabilità e la completezza di tali informazioni. Diritti d'autore: autorità della Confederazione Svizzera, anno. http://www.disclaimer.admin.ch/basi_legali.html
 © swisstopo, public.geo.admin.ch

Appendice 3: Posizione del sito 2 (Agnuzzo) e il sito 8 (Agnuzzo canneti).



Appendice 4: Posizione del sito 3 (Capo San Martino).



Appendice 5: Posizione del sito 4 (Caprino).



Appendice 6: Posizione del sito 5 (Porlezza).



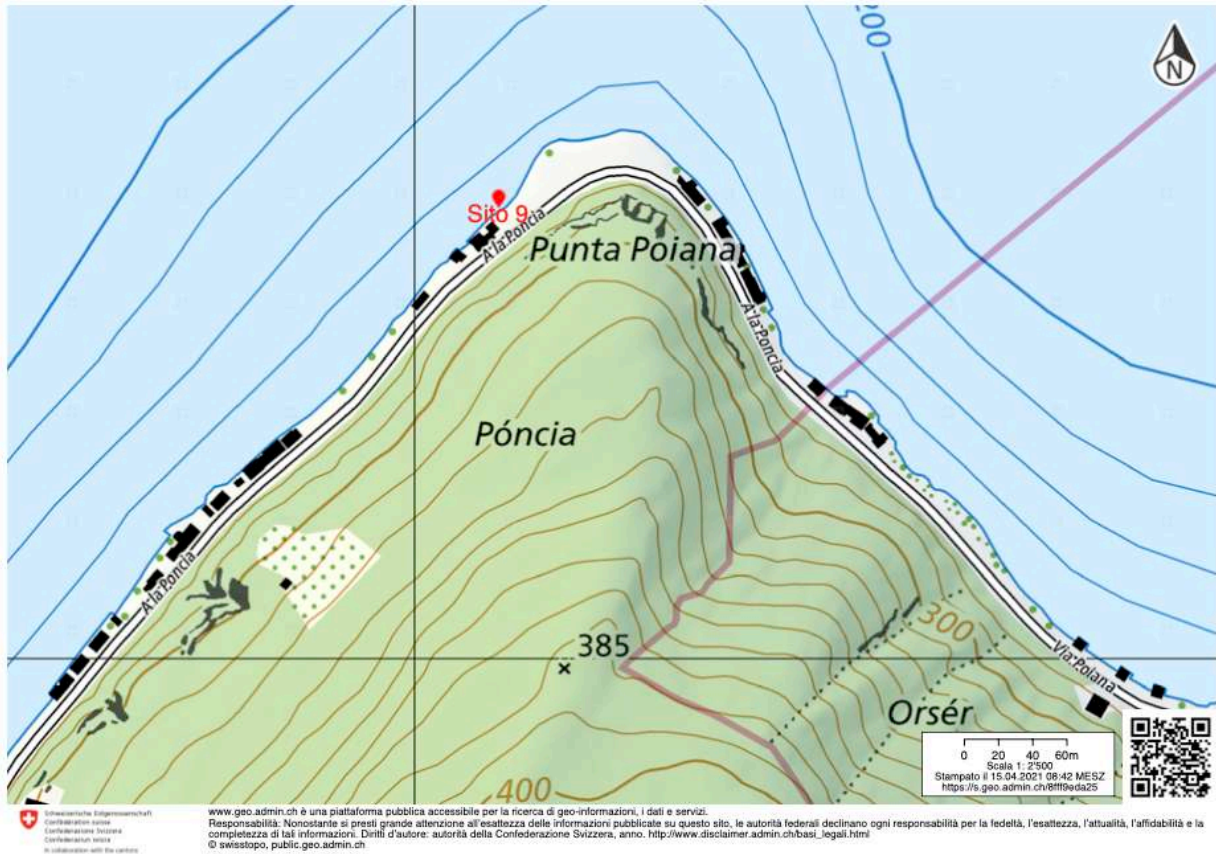
Appendice 7: Posizione del sito 6 (Lavagna).




 Schweizerische Eidgenossenschaft
 Confédération suisse
 Confederaziun Svizra
 Confederaziun tudeisa
 Confederaziun elvetica
 Confederaziun schveizra

www.geo.admin.ch è una piattaforma pubblica accessibile per la ricerca di geo-informazioni, i dati e servizi.
 Responsabilità: Nonostante si presti grande attenzione all'attendibilità delle informazioni pubblicate su questo sito, le autorità federali declinano ogni responsabilità per la fedeltà, l'esattezza, l'attualità, l'affidabilità e la completezza di tali informazioni. Diritti d'azione: autorità della Confederazione Svizzera, email: help@www.geo.admin.ch, http://www.discrim.admin.ch/bia_legal.html
 © swisstopo, public.geo.admin.ch

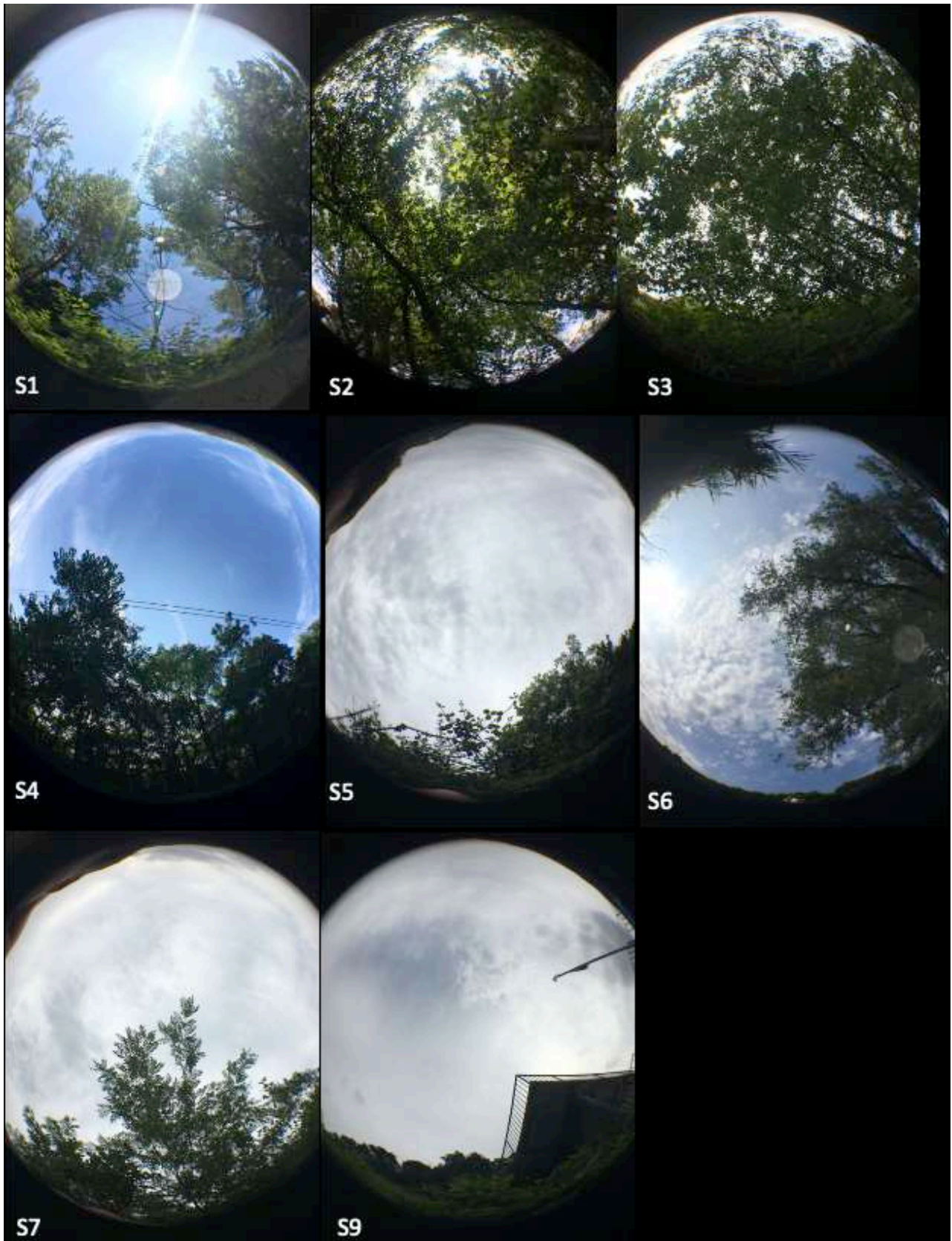
Appendice 8: Posizione del sito 7 (Melano).



Appendice 9: Posizione del sito 9 (Brusino).

Appendice 10: Numero di individui di *D. polymorpha* raccolti per ogni sito campionato.

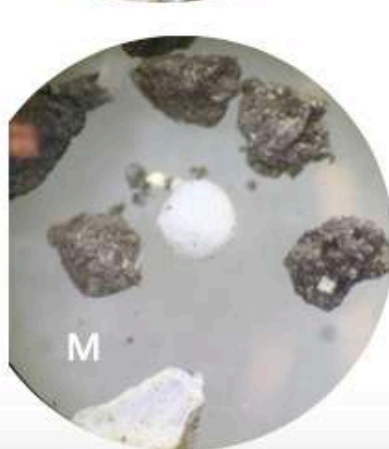
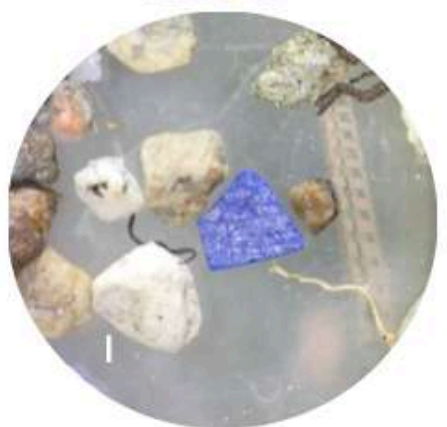
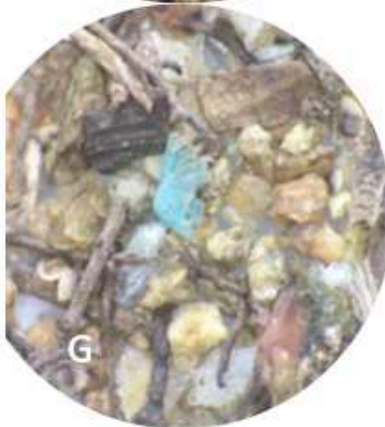
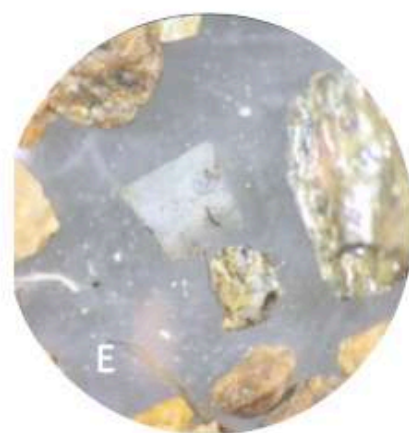
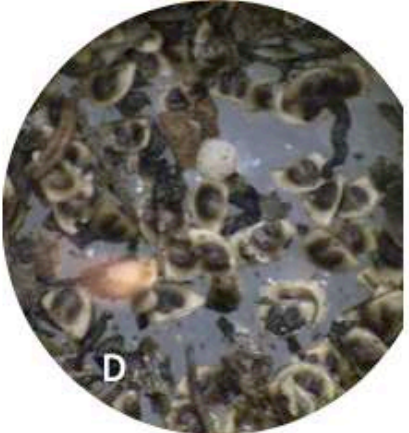
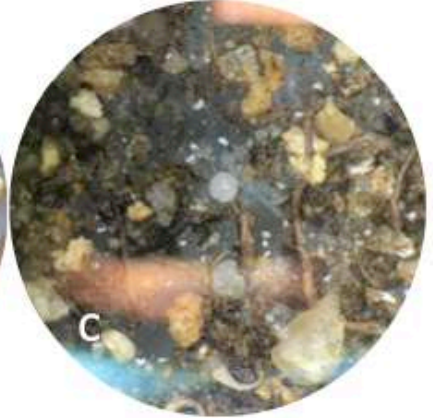
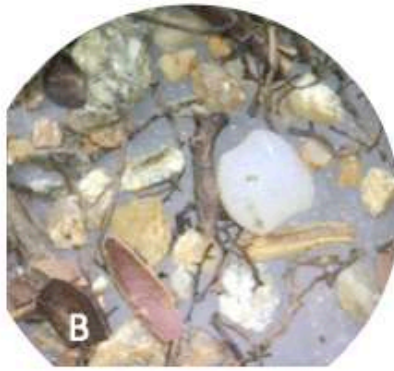
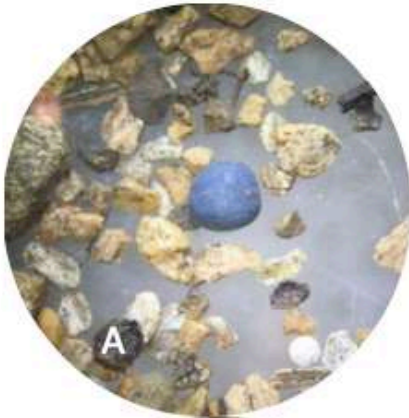
Sito	Nr° di <i>D. polymorpha</i>
Figino boe	10
Gandria boe	19
Melide boe	15
S1	17
S3	69
S4	29
S5	37
S6	7
S7	16
S8	36
S9	16

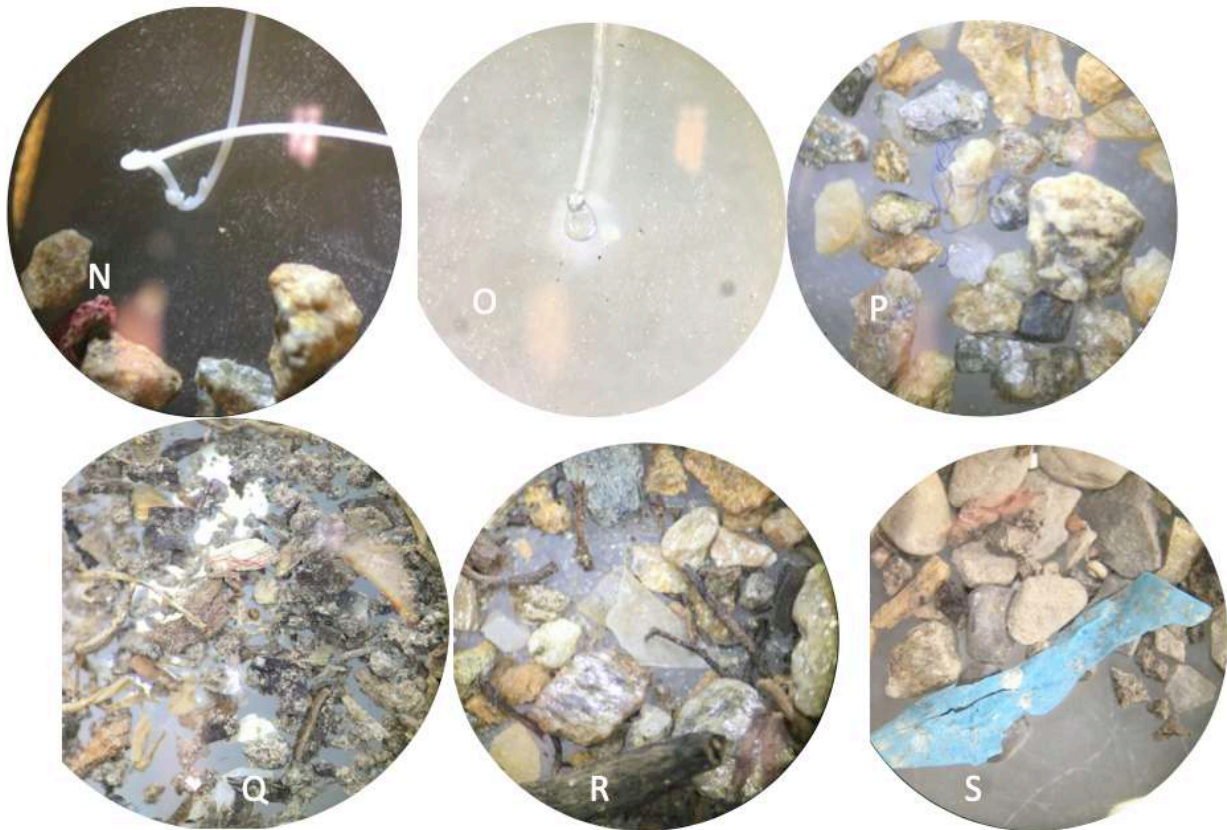


Appendice 11: Immagini con un obiettivo fish-eye della copertura vegetale per i siti campionati, ad eccezione del sito S8.



Appendice 12: Oggetti di macroplastica trovati in ogni riva campionata (S1 to S9).

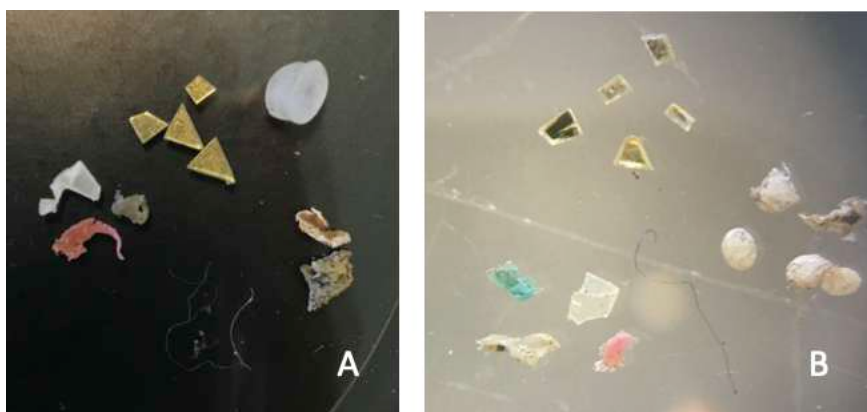




Appendice 13: A, B) Pellets. C, D) Biglie. E, F, G, H, I) Frammenti. L, M) Schiume. N, O) Fili. P, Q) Fibre. R, S) Pellicole. Tutte le immagini sono state prese sotto uno stereomicroscopio Leica EZ4 con un ingrandimento di 25x.

Primo test di recupero

Al fine di valutare l'efficienza del metodo di estrazione basato sull'estrazione manuale allo stereomicroscopio, è stato eseguito un test di recupero in triplicato per le frazioni di dimensioni 5-1 mm e 1-0.3 mm. La frazione più grande (> 5 mm) non è stata presa in considerazione in questo test perché l'estrazione delle MP era facile a causa delle elevate dimensioni. Il test di recupero permette di ottenere una percentuale dell'efficienza del metodo di estrazione e il relativo tasso di errore. Un numero noto di particelle di diverse categorie morfologiche di MP è stato aggiunto nel campione iniziale, in seguito tutte le fasi di estrazione sono state eseguite come con i campioni originali e le MP estratte sono state contate. Per quanto riguarda la frazione di grandezza 5-1 mm, 14 pezzi di microplastica (4 paillettes, 3 frammenti, 2 schiume, 4 fibre, 1 pellet) sono stati inseriti in 90 g del campione originale (Appendice 14A). Per la categoria di grandezza 1-0.3 mm invece, 14 MP (5 paillettes, 4 frammenti, 4 schiume, 1 fibra) sono state inserite in 50 g del campione iniziale (Appendice 14B). Queste categorie di MP sono state scelte perché una simile composizione è stata trovata durante l'estrazione dai campioni originali, al fine di eseguire il test con del materiale realistico. Le paillettes sono state utilizzate perché sono impiegate nel laboratorio del Dr. Serge Stoll all'Università di Ginevra per il test di recupero e perché è l'unica particella di microplastica che aveva la stessa struttura e proprietà indipendentemente dalla sua taglia. Nella frazione di grandezza 1-0.3 mm, non sono stati utilizzati i pellets perché di solito sono più grandi di 1 mm e di conseguenza non sarebbero stati trovati in questa frazione di grandezza. Il numero di MP è stato scelto per riflettere il numero reale di particelle di microplastica trovate nei campioni reali.



Appendice 14: Particelle di microplastica introdotte nei diversi campioni per il test di recupero. A) MP per la frazione di grandezza 5-1 mm. B) MP per la categoria di grandezza 1-0.3 mm.

I valori dei tassi di recupero per le frazioni di grandezza 5-1 mm e 1-0.3 mm sono alti, rispettivamente 94% e 92% (Appendice 15 e Appendice 16). Come previsto, il tasso medio di recupero per la frazione 1-0.3 mm (Appendice 16) è leggermente inferiore, anche se solo di 2% (Appendice 15). Questo può essere spiegato con il fatto che più le MP sono piccole, più è difficile vederle. Un valore medio del tasso di recupero escludendo le fibre è stato calcolato perché le fibre sono la categoria a più alto rischio di contaminazione durante i passaggi di estrazione. Tuttavia, per entrambe le frazioni di grandezza, i tassi di recupero includendo o escludendo le fibre sono simili (Appendice 15 e Appendice 16).

Appendice 15: Tassi di recupero per la frazione di grandezza 5-1 mm. Per ogni replicato, il sito e la posizione (S2_LD2, S1_LD2, S3_LD2), il tasso di recupero (RT) in percentuale e il tasso di recupero escluse le fibre (RT - fibre) in percentuale sono indicati.

Replicati	Sito	RT [%]	RT - fibre [%]
1	S2_LD2	100	100
2	S1_LD2	93	92
3	S3_LD2	90	100
Media		94	97

Appendice 16: Tassi di recupero per la frazione di grandezza 1-0.3 mm. Per ogni replicato, il sito e la posizione (S2_LD2, S1_LD2, S3_LD2), il tasso di recupero (RT) in percentuale e il tasso di recupero escluse le fibre (RT - fibre) in percentuale sono indicati.

Replicati	Sito	RT [%]	RT - fibre [%]
1	S2_LD2	95	93
2	S1_LD2	81	75
3	S3_LD2	100	100
Media		92	89

Durante il test di recupero sono state trovate MP aggiuntive, oltre alle particelle inserite appositamente nei campioni (Appendice 17 e Appendice 18). Ciò significa che una parte delle MP presenti nei campioni non è stata rilevata durante la prima estrazione manuale. Di conseguenza, le concentrazioni di MP di tutti i campioni sono probabilmente sottostimate. Un valore pari a 1, nelle tabelle Appendice 17 e Appendice 18, significa che non sono state trovate MP aggiuntive. Il rapporto medio delle MP aggiuntive per la frazione di grandezza 5-1 mm era di 1.7, il che significa che nel test di recupero sono state trovate 1.7 volte più MP rispetto alla prima estrazione manuale. Per quanto riguarda la media per la frazione di dimensione 5-1 mm, il valore è principalmente influenzato dall'alto rapporto nel replicato 1. Tuttavia, per la frazione di grandezza 1-0.3 mm, il rapporto delle MP aggiuntive per i tre replicati è simile e la media corrisponde a 1.6.

Appendice 17: Rapporto delle MP supplementari trovate durante il test di recupero per la frazione di dimensione 5-1 mm. Per ogni replicato, il sito, la posizione (S2_LD2, S1_LD2, S3_LD2), i rapporti delle MP supplementari (A_MP) e i rapporti delle MP supplementari senza fibre (A_MP - fibre) sono indicati.

Replicati	Sito	A_MP	A_MP - fibre
1	S2_LD2	3	2.2
2	S1_LD2	1.1	1.1
3	S3_LD2	1	1
Media		1.7	1.4

Appendice 18: Rapporto delle MP supplementari trovate durante il test di recupero per la frazione di dimensione 1-0.3 mm. Per ogni replicato, il sito, la posizione (S2_LD2, S1_LD2, S3_LD2), i rapporti delle MP supplementari (A_MP) e i rapporti delle MP supplementari senza fibre (A_MP - fibre) sono indicati.

Replicati	Sito	A_MP	A_MP - fibre
1	S2_LD2	1.6	1.5
2	S1_LD2	1.5	1.1
3	S3_LD2	1.6	1.6
Media		1.6	1.4

Separazione di densità

Dato la relativa alta percentuale di particelle di microplastica aggiuntive trovate durante il test di recupero, si è deciso di introdurre un ulteriore passo nella procedura di estrazione. Questo passaggio consiste in una separazione di densità salina. A causa della limitazione di tempo, solo i campioni della frazione 5-1 mm e 1-0.3 mm di quattro siti (S1, S2, S6, S8) sulla linea di deposizione sono stati utilizzati. I campioni sulla linea di deposizione sono stati scelti perché permettono il confronto tra le due frazioni di dimensione 5-1 mm e 1-0.3 mm, dato che per la frazione di grandezza 1-0.3 mm solo i campioni sulla linea di deposizione sono stati analizzati. I campioni di questi siti sono stati scelti perché derivano dalle rive composte da sabbia invece che da ghiaia. Questo perché i siti sabbiosi avevano più materiale in queste frazioni di grandezza rispetto ai siti con ghiaia, ed era quindi più probabile non aver estratto delle MP. Inoltre, questo ulteriore passaggio ha permesso anche il confronto con lo studio sull'inquinamento da MP in sei rive lacustri svizzere (Faure & De Alencastro, 2014), in cui la separazione di densità è stata eseguita solo nei i siti con la sabbia e non in quelli con la ghiaia.

La separazione per gradiente di densità è stata eseguita utilizzando il cloruro di sodio (JuraSel, Coop), seguendo il protocollo di Thompson et al. (2004). Le proporzioni della soluzione salina erano 330 g di cloruro di sodio (NaCl) in 1 L di acqua deionizzata. La soluzione salina è stata aggiunta al campione, la miscela è stata mescolata per 2 minuti, lasciata riposare per 3 minuti, e questa procedura è stata ripetuta tre volte (Appendice 19A). Poi il surnatante è stato raccolto dalla superficie della soluzione salina e sciacquato con acqua deionizzata usando il setaccio da 63 µm. Una volta risciacquati, i campioni sono stati essiccati in un incubatore a 46°C (Appendice 19C). La soluzione salina è stata poi filtrata sul setaccio da 63 µm e riciclata (Appendice 19B).



Appendice 19: A) Campione dopo l'agitazione con la soluzione salina. B) Filtrazione e riciclo della soluzione salina. C) Campioni nell'incubatore a 46°C.

Il cloruro di sodio è stato scelto come separatore di densità perché è il sale più comunemente usato per questo scopo, notamene anche nello studio condotto da Faure & De Alencastro (2014), è economico e non tossico. Come svantaggio, l'NaCl in soluzione ha una bassa densità, circa di 1.2 g/cm³, mentre alcune plastiche, come il PET o il PVC hanno una densità maggiore (Tabella 2), e questo può comportare che le MP con una densità alta non vengano a galla. Tuttavia, durante l'estrazione manuale eseguita in precedenza, non sono state trovate molte MP di alta densità nei vari campioni, e dunque l'utilizzo del NaCl non dovrebbe avere un forte impatto sui risultati.

Prima di utilizzare il cloruro di sodio, è stata fatta una prova con lo ioduro di sodio (NaI, puro anidro al 99+%, ACROS ORGANICS), che ha una densità molto più alta del NaCl in soluzione, circa di 1.7 g/cm³, evitando così la sedimentazione delle MP più dense. La soluzione salina è stata preparata aggiungendo circa 800 g di NaI in 1 L di acqua deionizzata. In seguito, il campione è stato aggiunto alla soluzione di NaI, agitato per circa 1 ora e lasciato a riposare durante la notte. Al mattino, il soprannatante è stato raccolto, risciacquato con acqua deionizzata e la soluzione di NaI è stata filtrata con un setaccio di 63 µm e riciclata. Tutti questi passaggi sono stati eseguiti sotto una cappa ventilata, perché lo ioduro di sodio è un composto estremamente tossico. Tuttavia, per il prezzo elevato e la complessa manipolazione dovuta alla tossicità di questa sostanza, si è deciso di utilizzare l'NaCl per la separazione di densità.

Un fattore di conversione è stato calcolato per descrivere l'effetto della separazione di densità sull'efficienza dell'estrazione di MP (equazione 1). Fondamentalmente, il fattore di conversione indica la differenza nel numero di MP trovate con o senza fare una separazione di densità. I fattori di conversione sono stati utilizzati anche per calcolare le stime delle concentrazioni di microplastica dopo aver effettuato una separazione di densità sui campioni.

Per trovare il numero di MP totali dopo aver fatto una separazione di densità, le particelle di microplastica trovate senza fare una separazione di densità sono state divise per il fattore di conversione (Equazione 2):

Equazione 1: Equazione del fattore di conversione (FC). #MP prima SD: il numero di MP trovate prima della separazione di densità, #MP dopo SD: per il numero di MP trovate dopo aver fatto la separazione di densità.

$$\text{fattore di conversione (FC)} = \frac{(|\#MP \text{ prima SD} + \#MP \text{ dopo SD}| - \#MP \text{ dopo SD})}{(\#MP \text{ prima SD} + \#MP \text{ dopo SD})}$$

Equazione 2: Equazione per calcolare il numero totale di MP trovate dopo aver fatto la separazione di densità (# MP totale). # MP prima SD: il numero di MP trovate prima di aver fatto la separazione di densità e FC indica il fattore di conversione.

$$\# MP \text{ totale} = \frac{\# MP \text{ prima SD}}{FC}$$

Più piccolo è il fattore di conversione, maggiore è il numero di MP che sono state osservate dopo aver fatto la separazione di densità. Per i campioni del sito 6, il fattore di conversione per la frazione di grandezza 5-1 mm è piccolo (Appendice 20), indicando che c'è stata una sostanziale sottostima di MP durante l'estrazione manuale. Ma questo basso valore del fattore di conversione deve essere usato con attenzione, dato che è fortemente influenzato dal fatto che in questi campioni è stata rilevata complessivamente una piccola quantità di MP. Nei tre campioni della linea di deposizione solo 1, 1 e 6 particelle in ogni campione sono state contate prima di fare la separazione di densità. Di conseguenza, anche un numero minimo di MP estratte dopo aver fatto la separazione di densità ha avuto una forte influenza sul fattore di conversione.

Non sorprende che, ad eccezione del sito 6, i fattori di conversione per la frazione di grandezza 1-0.3 mm (Appendice 21) siano inferiori a quelli per la categoria di grandezza 5-1 mm (Appendice 20), perché più i polimeri sono piccoli, più il rischio di non vederli è alto.

Appendice 20: Fattori di conversione per i campioni della frazione di grandezza 5-1 mm in base al confronto del numero di MP estratte prima e dopo aver effettuato la separazione di densità per 12 campioni (quattro siti: S1, S2, S6, S8). Il fattore di conversione medio e la deviazione standard (DS) sono indicati.

Sito	FC_MP	FC_MP - fibre
	n=3	n=3
S1	0.54 ± 0.15	0.54 ± 0.24
S2	0.56 ± 0.14	0.68 ± 0.10
S6	0.21 ± 0.10	0.36 ± 0.13
S8	0.57 ± 0.09	0.63 ± 0.03

Appendice 21: Fattori di conversione per i campioni della frazione di grandezza 1-0.3 mm in base al confronto del numero di MP estratte prima e dopo aver effettuato la separazione di densità per 12 campioni (quattro siti: S1, S2, S6, S8). Il fattore di conversione medio e la deviazione standard (DS) sono indicati.

Sito	FC_MP	FC_MP - fibre
	n=3	n=3
S1	0.47 ± 0.16	0.26 ± 0.06
S2	0.12 ± 0.03	0.09 ± 0.05
S6	0.50 ± 0.15	0.40 ± 0.14
S8	0.27 ± 0.05	0.28 ± 0.10

Contaminazione del cloruro di sodio

I fattori di conversione (Appendice 20 e Appendice 21) sono piuttosto bassi, suggerendo un'alta imprecisione nel metodo di estrazione basato unicamente sull'estrazione visuale delle MP confronto a quando una separazione di densità è eseguita. Una possibile causa potrebbe essere una contaminazione di MP dal sale da tavola NaCl impiegato (JuraSel, Coop). In effetti è già stato dimostrato che molti sali da tavola contengono particelle di microplastica, anche di dimensioni da 5 a 0.3 mm (Renzi & Blašković, 2018).

Per stimare un'eventuale contaminazione, è stata preparata la stessa concentrazione della soluzione salina impiegata durante la separazione di densità. Sono state preparate tre bottiglie di vetro da 1 L di acqua deionizzata, contenenti ciascuna 330 g di sale da cucina NaCl. Successivamente, sono state filtrate con una pompa utilizzando un filtro in fibra di vetro con ritenzione di particelle fino a 1.6 µm

(filtro in microfibra di vetro, 691, WVR International). Due frammenti e quattro fibre di dimensioni comprese tra 1 e 0.3 mm in tre replicati (Appendice 22).

Appendice 22: Risultati per la contaminazione da NaCl.

Replicati	Fibre	Frammenti
1	2	1
2	2	1
3	0	0

Appendice 23: Immagine del frammento di microplastica trovato nel replicato numero 2 del test di contaminazione da NaCl. L'immagine è stata scattata a partire da uno stereomicroscopio (Leica EZ4) con un ingrandimento di 25×.



Questi risultati mostrano che il cloruro di sodio usato contiene effettivamente alcune MP, ciò nonostante, questi numeri bassi non hanno avuto una forte influenza sul test di recupero. Anche se due frammenti in quasi 1 kg di sale (330 g × 3) erano presenti durante la separazione di densità, non hanno avuto una forte influenza sui fattori di conversione perché il numero di particelle di microplastica trovate erano molto più di due, generalmente superiore a 10. Inoltre, durante la separazione di densità, la soluzione salina è stata riciclata e usate per vari campioni, quindi dopo ogni separazione di densità venivano aggiunti solo circa 30 g di NaCl per correggere la densità, e non 330 g ogni volta. Di conseguenza, la contaminazione salina da MP risulta essere di poca importanza per i risultati.

Secondo test di recupero

Per misurare l'efficienza del protocollo di estrazione delle MP aggiungendo la separazione di densità, è stato eseguito un altro test di recupero. La procedura è la stessa del test di recupero descritto sopra. I rispettivi tassi di recupero sono 77% per le MP della frazione di grandezza 5-1 mm e 82% per la frazione 1-0.3 mm (Appendice 24 e Appendice 25). I tassi di recupero sono più bassi rispetto ai campioni per i quali nessuna separazione di densità è stata eseguita e di conseguenza sembra che si perdano più MP quando viene eseguita una separazione di densità. Tuttavia, può esserci un'ulteriore spiegazione per questa differenza nel tasso di recupero. Fondamentalmente, le paillettes hanno una densità che le impedisce di risalire a galla nella soluzione salina di NaCl, con conseguente perdita parziale di quest'ultime. Se le paillettes vengono escluse dai valori dei fattori di recupero, i tassi per entrambe le frazioni di grandezza sono simili a quelli senza separazione di densità, 93% per entrambe le frazioni (Appendice 24 e Appendice 25). Concludendo, non c'è una differenza significativa nei tassi di recupero quando viene eseguita o meno una separazione di densità.

Appendice 24: Tassi di recupero per la frazione di grandezza 5-1 mm. Per ogni replicato, il sito e la posizione (S3_LD2, S1_LD_0.5, S2_LD_0.5), il fattore di recupero (RT) in percentuale, il test di recupero escluse le fibre (RT - fibre) in percentuale e il test di recupero escluse le paillettes (RT - paillettes) in percentuale sono indicati.

Replicati	Sito	RT [%]	RT - fibre [%]	RT-paillettes [%]
1	S3_LD2	65	64	78
2	S1_LD_0.5	81	75	100
3	S2_LD_0.5	85	92	100
Media		77	77	93

Appendice 25: Tassi di recupero per la frazione di grandezza 1-0.3 mm. Per ogni replicato, il sito e la posizione (S3_LD2, S1_LD_0.5, S2_LD_0.5), il fattore di recupero (RT) in percentuale, il test di recupero escluse le fibre (RT - fibre) in percentuale e il test di recupero escluse le paillettes (RT - paillettes) in percentuale sono indicati.

Replicati	Sito	RT [%]	RT - fibre [%]	RT-paillettes [%]
1	S3_LD2	94	100	94
2	S1_LD_0.5	74	74	92
3	S2_LD_0.5	78	78	92
Media		82	84	93

Test in bianco per i campioni di sedimenti

Infine, per tenere conto della contaminazione durante i vari passaggi di estrazione, sono state eseguite due prove in bianco, una per il protocollo di estrazione senza la separazione di densità e una includendo il passaggio di separazione di densità. Le prove in bianco sono state ottenute eseguendo lo stesso protocollo di estrazione impiegato con i campioni originali, ma senza alcun materiale (ne minerale ne MP). Per la prima prova in bianco sono state trovate una e rispettivamente due fibre nelle frazioni di dimensione 5-1 mm e 1-0.3 mm (Appendice 26). Questo risultato mostra che una contaminazione atmosferica è avvenuta, influenzando il numero di fibre.

Per quanto riguarda la seconda prova in bianco, nessuna particella di microplastica è stata osservata (Appendice 27). Tuttavia, con questo risultato non si può escludere che una contaminazione sia comunque avvenuta. Alcune fibre sono state effettivamente trovate sul filtro ma sono state categorizzate come non plastiche (test “hot-needle”), ma potrebbe comunque essersi verificato un errore d’interpretazione.

Appendice 26: Valori della prova in bianco senza separazione di densità per la frazione di grandezza 5-1 mm e per la frazione di dimensione 1-0.3 mm.

Replicati	MP 5-1 mm	MP 1-0.3 mm
1	0	2 fibre
2	0	0
3	1 fibra	0
Media	1 fibra	2 fibre

Appendice 27: Valori della prova in bianco con separazione di densità per la frazione di grandezza 5-1 mm e per la frazione di dimensione 1-0.3 mm.

Replicati	MP 5-1 mm	MP 1-0.3 mm
1	0	0
2	0	0
3	0	0
Media	0	0

Test in bianco per i campioni di bivalvi *D. polymorpha*

Durante tutta la fase di estrazione, dei filtri sono stati lasciati sul bancone di lavoro con lo scopo di misurare la contaminazione di MP atmosferica. Ogni filtro è stato in seguito ispezionato visivamente tramite uno stereomicroscopio e tutte le particelle potenzialmente plastiche sono state trasferite su un filtro pulito in acetato di cellulosa con una porosità di 0.45 μm (Sartorius). Durante questo passaggio le diverse particelle di MP sono state quantificate e identificate morfologicamente in 5 categorie: pellicole, frammenti, fibre, biglie e fili (Appendice 28). Inoltre, anche il colore e la dimensione sono stati misurati. Per la misura della dimensione si è sempre considerato il lato più lungo della particella, utilizzando il programma ImageJ (Ferreira & Rasband, 2012).

Appendice 28: Particelle trovate sul filtro di controllo. Il sito, la forma, la composizione chimica (cellulosa o PE=polietilene), il colore, la dimensione in mm (solo in caso di plastica) e lo score dell'analisi FTIR-ATR sono indicati.

Sito	Forma	Composizione chimica	Colore	Dimensione [mm]	Score
boe	fibra	cellulosa	nera		0.79
boe	fibra	cellulosa	nera		0.91
boe	fibra	cellulosa	nera		0.8
S1_S5_S3	fibra	cellulosa	viola		0.86
S1_S5_S3	fibra	cellulosa	viola		0.82
S1_S5_S3	fibra	cellulosa	bianco		0.87
S1_S5_S3	fibra	cellulosa	trasparente		0.86
S1_S5_S3	fibra	cellulosa	trasparente		0.75
S3_S6_S9	fibra	cellulosa	verde		0.76
S3_S6_S9	fibra	cellulosa	viola		0.74
S3_S6_S9	fibra	PE	trasparente	0.84	0.8
S4_S7_S8	fibra	cellulosa	blu		0.83
S4_S7_S8	fibra	cellulosa	blu		0.83
S4_S7_S8	fibra	cellulosa	trasparente		0.9

Risultati

Appendice 29: Tabella che mostra le concentrazioni di MP per la gamma di dimensioni > 5 mm, 5-1 mm e 1-0,3 mm. La media e la deviazione standard (DS) sono indicate in metri quadrati e in chilogrammi. In ogni sito è anche indicata la percentuale di fibre sul totale delle MP.

Sito	Nome	Valore	>5 mm	5-1 mm	1-0.3 mm
			n=3	n=3	n=3
S1	Foce Magliasina	media \pm DS [#m ²]	11 \pm 33	922 \pm 574	6'633 \pm 3'625
		media \pm DS [#kg]	0 \pm 1	16 \pm 10	114 \pm 62
		fibre [%]	0	16	78
S2	Agnuzzo	media \pm DS [#m ²]	67 \pm 87	2'056 \pm 2'189	5'000 \pm 5'197
		media \pm DS [#kg]	1 \pm 2	42 \pm 44	101 \pm 105
		fibre [%]	0	15	21

S3	Capo San Martino	media ± DS [#m ²]	0	322 ± 421	2'433 ± 551
		media ± DS [#kg]	0	4 ± 5	31 ± 7
		fibre [%]	0	31	49
S4	Caprino	media ± DS [#m ²]	0	622 ± 652	2'100 ± 794
		media ± DS [#kg]	0	8 ± 8	27 ± 10
		fibre [%]	0	11	32
S5	Porlezza	media ± DS [#m ²]	0	378 ± 606	1'333 ± 153
		media ± DS [#kg]	0	5 ± 9	19 ± 2
		fibre [%]	0	15	48
S6	Lavena	media ± DS [#m ²]	0	256 ± 251	1'633 ± 208
		media ± DS [#kg]	0	4 ± 4	25 ± 3
		fibre [%]	0	6	32
S7	Melano	media ± DS [#m ²]	0	144 ± 224	300 ± 173
		media ± DS [#kg]	0	2 ± 3	4 ± 2
		fibre [%]	0	23	33
S8	Agnuzzo canneti	media ± DS [#m ²]	11 ± 33	500 ± 433	1'467 ± 493
		media ± DS [#kg]	0 ± 1	8 ± 7	23 ± 8
		fibre [%]	0	9	39
S9	Brusino	media ± DS [#m ²]	0	67 ± 71	667 ± 473
		media ± DS [#kg]	0	1 ± 1	10 ± 7
		fibre [%]	0	17	55
Media	Media	media ± DS [#m ²]	10 ± 22	585 ± 609	2'396 ± 2'085
		media ± DS [#kg]	0	10 ± 13	39 ± 40
		fibre [%]			

Appendice 30: Risultati del test ANOVA per la differenza della media delle concentrazioni di MP di dimensioni 5-1 mm nei siti con sabbia rispetto ai siti con ghiaia.

```
> model_sub <- aov(log(m2) ~ substrate, data = cat1_back)
> summary(model_sub)
          Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
substrate  1  2.676  2.6756   3.45 0.106
Residuals  7  5.428  0.7755
```

Appendice 31: Risultati del test ANOVA per la differenza della media delle concentrazioni di MP di dimensioni 1-0.3 mm nei i siti con sabbia rispetto ai siti con ghiaia.

```
> model_sub3 <- aov(m2 ~ substrate, data = cat3_back)
> summary(model_sub3)
          Df  Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
substrate  1 11926372 11926372   3.653 0.0976 .
Residuals  7 22853434  3264776
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Appendice 32: Risultati dell'ANOVA gerarchica (nested ANOVA) per testare la differenza delle concentrazioni medie di MP tra i diversi siti e le tre posizioni su ogni riva: sopra la linea di deposizione, sulla linea di deposizione e sotto la linea di deposizione.

```
> cat_nestaov <- aov(log(m2+10) ~ site / factor(position), data = cat1_pos)
> summary(cat_nestaov)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
site	8	93.2	11.650	6.144	1.27e-05	***
site:factor(position)	18	105.4	5.856	3.088	0.000703	***
Residuals	54	102.4	1.896			

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Appendice 33: Valori p per i fattori ambientali nell'analisi NMDS.

	NMDS1	NMDS2	env	pval
median_w	0.3758001	0.2188830	median_w	0.437
median_s	0.3338872	0.3387008	median_s	0.387
X5	0.2404641	0.7570445	X5	0.033
X1	-0.1347365	0.3980374	X1	0.541
X300	-0.2118768	-0.7690521	X300	0.035
X63	-0.1173278	-0.7513441	X63	0.106
aspect	-0.5557414	0.3752801	aspect	0.154
inclination	-0.1634503	0.3126827	inclination	0.665
vegetation_cover	0.2296105	-0.4825002	vegetation_cover	0.399
fetch	0.4426564	0.7646537	fetch	0.011
wind_frequency	-0.2842302	-0.1414756	wind_frequency	0.706

Appendice 34: Risultati del test di correlazione tra le concentrazioni di MP sulle rive e quelle nei bivalvi.

Pearson's product-moment correlation

```
data: corr_biv_riv$conc_rive and corr_biv_riv$conc_biv
t = 1.3719, df = 7, p-value = 0.2125
alternative hypothesis: true correlation is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -0.2935410 0.8611731
sample estimates:
 cor
0.4603183
```