

Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



PROGRAMMA TRIENNALE 2022-2024

RAPPORTO ATTIVITÀ 2022-2024

**STUDIO SULLE MICROPLASTICHE
NEL BACINO DEL LAGO DI LUGANO**

a cura di

Istituto scienze della Terra

Scuola Universitaria Proferssionale della Svizzera Italiana

Mendrisio, 2025



Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

STUDIO SULLE MICROPLASTICHE
NEL BACINO DEL LAGO DI LUGANO

Programma triennale 2022-2024
Rapporto attività 2022-2024

IST-SUPSI
Sede di Mendrisio

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

IST SUPSI. 2025. Studio sulle microplastiche nel bacino del Lago di Lugano. Programma triennale 2022-2024. Rapporto attività 2022-2024. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 28 pp.

I dati raccolti nell'ambito delle indagini del triennio di attività 2022-2024 sono disponibili in modalità open access nei seguenti archivi digitali su B2Share (EUDAT Collaborative Data Infrastructure): DOI [10.23728/b2share.vzgtb-mze32](https://doi.org/10.23728/b2share.vzgtb-mze32)

SINTESI

Recenti indagini hanno rilevato la presenza di microplastiche (MP; dimensioni < 5 mm) nelle acque superficiali di diversi laghi svizzeri. In particolare, per quanto riguarda il bacino del Lago di Lugano, i monitoraggi eseguiti a partire dal 2018 e proseguiti nel corso degli anni successivi hanno evidenziato un elevato grado di contaminazione da MP sulla superficie del lago. I dati fino ad ora raccolti non sono però sufficienti per determinare con maggiore dettaglio la distribuzione spaziale e le sorti delle MP nelle acque del bacino del Lago di Lugano.

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalla ricerca sul Lago di Lugano realizzate dall'Istituto scienze della Terra della SUPSI (IST SUPSI), nel corso del monitoraggio di durata triennale (2022-2024) eseguito per conto della Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (CIPAIS). L'obiettivo è stato quello di quantificare per la prima volta con metodo standardizzato e univoco, le concentrazioni di MP nei principali comparti ambientali del lago (superficie e colonna d'acqua), dei suoi maggiori tributari e dell'emissario (colonna d'acqua e substrato). Le ricerche effettuate hanno confermato la presenza di MP in tutti i comparti ambientali del bacino, con concentrazioni simili se non superiori a quelle rilevate in altre aree fortemente urbanizzate. L'apporto sfavorevole tra il carico di MP in entrata (10.4 MP m^{-3}) e in uscita (3.59 MP m^{-3}) dal lago attraverso i principali tributari e l'emissario, porta a un accumulo di MP all'interno delle acque del Lago di Lugano. Queste, in particolare, tendono a concentrarsi a livello della zona eufotica (epilimnio: 9.5 MP m^{-3} ; metalimnio: 16.6 MP m^{-3}), dove si riscontrano concentrazioni più elevate rispetto a quelle osservate in superficie (7.1 MP m^{-3}), rappresentando un potenziale pericolo per le comunità biologiche del lago. Le MP che si trovano all'interno del bacino del Lago di Lugano (lago e fiumi) sono composte principalmente da frammenti e filamenti di dimensioni inferiori a 1 mm. La presenza di queste tipologie di MP indica che le principali fonti che gravano sulle acque del lago sono rappresentate dall'immissione di macroplastiche via *littering* e scaricatori di piana, e dalle fibre sintetiche rilasciate dagli scarichi domestici.

SUMMARY

Microplastics (MP, size < 5 mm) have been detected in several Swiss lakes. In Lake Lugano, previous monitoring showed high levels of MP contamination on the surface water. However, the results collected so far have not been sufficient to represent the spatial distribution of these pollutants throughout the lake basin.

This report presents the results collected during 2022-2024 research activities on Lake Lugano, conducted by the Institute of Earth Sciences of SUPSI (IST SUPSI), on behalf of the International commission for the protection of Italian-Swiss waters (CIPAIS). The aim was to quantify for the first time MP concentration in different environmental compartments encompassing the lake, its tributaries and the outlet. The ubiquitous presence of MP in all environmental compartments of the basin was confirmed by the analyses. MP concentrations were similar, if not higher, than other heavily urbanised river and lakes. The unfavourable ratio between the MP load entering the lake through the main tributaries (10.4 MP m^{-3}) and that transported by the outflow (3.59 MP m^{-3}), leads to an accumulation of MP in Lake Lugano. Here, MP tends to accumulate in the euphotic zone (epilimnion: 9.5 MP m^{-3} ; metalimnion: 16.6 MP m^{-3}), where concentrations are higher than those observed at the surface (7.1 MP m^{-3}). This poses a potential threat to the biological communities in the lake. The MP found in Lake Lugano basin (lake and rivers) are mainly composed of fragments and filaments in the size range below 1 mm. The presence of these types of MP indicates that the main sources of contamination are likely to be associated with microplastic inputs of discarded macroplastics and urban runoff, and synthetic fibers released from domestic drains.

SOMMARIO

1. INTRODUZIONE.....	6
2. DESCRIZIONE DEL SITO DI STUDIO	8
3. CONTAMINAZIONE DA MP NEI CORSI D'ACQUA	9
3.1. Campionamento e quantificazione delle MP	9
3.2. Risultati e discussione.....	10
3.2.1. <i>Numero totale e concentrazione di MP nella colonna d'acqua</i>	10
3.2.2. <i>Numero totale e concentrazione di MP nel substrato</i>	12
3.2.3. <i>Effetti della presenza degli effluenti di IDA sulle concentrazioni di MP</i>	13
4. CONTAMINAZIONE DA MP NEL LAGO: ACQUE SUPERFICIALI	15
4.1. Campionamento e quantificazione delle MP	15
4.2. Risultati e discussione.....	16
5. CONTAMINAZIONE DA MP NEL LAGO: COLONNA D'ACQUA	19
5.1. Campionamento e quantificazione delle MP	19
5.2. Risultati e discussione.....	20
6. CONCLUSIONI.....	24
7. BIBLIOGRAFIA	25

1. INTRODUZIONE

Con una produzione annua in continuo aumento e stimata a oltre 413 milioni di tonnellate per il solo 2023, le materie plastiche si confermano tra i materiali più diffusi e utilizzati a livello globale (Plastics Europe 2024). Nonostante i numerosi sforzi messi in atto per limitarne la produzione, la domanda per questi polimeri è ancora in continua crescita nella maggior parte del mondo. Questa richiesta spesso non è però ugualmente accompagnata da implementazioni e adeguamenti nel sistema di gestione dei rifiuti che ne derivano, causando di conseguenza un continuo aumento delle quantità di plastica disperse in ambiente. Non sono esenti da questo problema anche paesi con sistemi di raccolta e smaltimento avanzati, come la Svizzera dove, per esempio, è stato stimato che, per un consumo annuo di circa 1 milione di tonnellate, 14 mila tonnellate di materiali plastici vengono dispersi nell'ambiente (UFAM 2020). Questo determina importanti rischi sia per la salute pubblica, sia per le comunità biologiche (Eerkes-Medrano et al. 2015).

Data l'elevata resistenza chimica e meccanica, una volta rilasciata nell'ambiente, la plastica può persistere per anni o decenni. Tuttavia, l'azione di fattori fisici ambientali (es. radiazione solare) e/o biologici (es. *biofouling*), può portare alla progressiva frammentazione di questi materiali e generare particolato di dimensioni sempre più piccole (Waldschläger et al. 2020). Vengono comunemente definite microplastiche (MP) le particelle plastiche di dimensioni inferiori a 5 mm (MSFD Technical Group on Marine Litter 2023). Questa definizione generica in realtà fa riferimento a un gruppo di contaminanti altamente eterogeneo (Hartmann et al. 2019), che può variare per dimensione, morfologia (es. frammenti, film, filamenti/fibre, schiume, sfere, pellet), densità [$0.8-1.4 \text{ g cm}^{-3}$; Hidalgo-Ruz et al. (2012)] o composizione del polimero [PE - polietilene, PP - polipropilene e PET - polietilene tereftalato per citare solo i più comuni; Plastics Europe (2024)]. Infinite combinazioni di questi parametri possono influire in modo importante sul destino delle MP in ambiente (es. Khatmullina e Chubarenko, 2021), così come sul loro impatto sugli organismi e l'ecosistema (es. Castro-Castellon et al., 2022).

Anche se inizialmente gli studi si sono focalizzati principalmente in ambiente marino e sul suo ruolo quale recettore finale di questi contaminanti, la presenza ubiquitaria delle MP in laghi e fiumi ha portato a un rapido aumento del numero di ricerche in questi ambienti (Li et al. 2020; Dusaucy et al. 2021; D'Avignon et al. 2022). Queste ricerche stanno rapidamente evidenziando come le MP siano abbondantemente presenti nei laghi di tutto il mondo, con concentrazioni che, in molti casi, possono raggiungere se non addirittura superare quelle rilevate negli oceani (Nava et al. 2023). Allo stesso tempo, anche i fiumi, oltre ad avere un ruolo cruciale nel trasporto e nella diffusione delle MP (de Carvalho et al. 2021), accumulano importanti concentrazioni di MP nel substrato e nelle zone ripariali dove questi contaminanti possono facilmente interagire con la componente biologica (Kumar et al. 2021). Tuttavia, la mancanza di metodologie standardizzate per il campionamento e le analisi delle MP, rende spesso difficile il confronto tra i risultati ottenuti (Dusaucy et al. 2021), lasciando aperti diversi quesiti riguardo alla distribuzione e al destino delle MP in questi ambienti interconnessi e fortemente dinamici.

In linea con quella che è la tendenza globale, nel Lago di Lugano, indagini preliminari effettuate a partire dal 2018 (DT 2018) e proseguite nel corso degli anni successivi hanno rilevato un elevato grado di contaminazione da MP sulla superficie (IST SUPSI 2021; Nava et al. 2023) e, per la prima volta, nella colonna d'acqua del lago (IST SUPSI 2023). Per esempio, per quanto riguarda la superficie, con valori di $0.21-0.27 \text{ MP m}^{-2}$, le concentrazioni di MP sono risultate pari ad almeno il doppio della media dei maggiori laghi svizzeri (Faure et al. 2015) e superiori rispetto a quelle rilevate in altri laghi a livello globale (Dusaucy et al. 2021; Nava et al. 2023). Ad oggi, invece, sono meno conosciute le dinamiche che determinano la distribuzione delle MP in altri comparti del lago come gli strati profondi o i corsi d'acqua tributari. In assenza di queste informazioni, non è possibile avere una visione completa e realistica dei livelli di contaminazione nell'intero bacino del lago.

Per colmare queste lacune, in questo studio di durata triennale sono state quantificate con metodi standardizzati le concentrazioni di MP in diversi comparti ambientali (anno 2022: tributari ed emissario del Lago di Lugano; anno 2023: acque superficiali del Lago di Lugano; anno 2024: colonna d'acqua del Lago di Lugano), con l'obiettivo di descrivere in modo sistematico e univoco la distribuzione spaziale e temporale di questi contaminanti all'interno del bacino del Lago di Lugano. I risultati ottenuti andranno a porre le basi per riuscire ad identificare, tramite futuri approfondimenti, i fattori che influenzano le dinamiche delle MP in ambiente (es. fonti, vie di immissione, hot spot), con l'obiettivo di fornire indicazioni chiare ed adeguate per lo sviluppo di sistemi di gestione per ridurre e mitigare gli effetti di questi contaminanti sull'ecosistema.

2. DESCRIZIONE DEL SITO DI STUDIO

Il Lago di Lugano è un lago sub-alpino localizzato a una quota di 271 m s.l.m. lungo la fascia di confine tra Italia e Svizzera. Il lago è composto da tre bacini principali: il bacino nord, il bacino sud e il piccolo bacino di Ponte Tresa (Figura 2.1). I bacini nord e sud sono separati dal ponte-diga di Melide, costruito in passato su una morena sublacuale. Il bacino nord si estende tra Melide e Porlezza (27.5 km²), raggiungendo una profondità massima di 288 m. A causa di un carico idraulico limitato rispetto al volume, il bacino nord è caratterizzato da un elevato tempo teorico di ricambio delle acque (circa 12 anni). Questa caratteristica, sommata al processo di eutrofizzazione che ha caratterizzato il lago alla fine del secolo scorso, ha favorito l'instaurarsi di un regime di meromissi. Pur presentando una superficie simile a quella del bacino nord, il bacino sud che si estende tra Capolago e Agno (21.4 km²) presenta un regime di olomissi, favorito dalla minore profondità (profondità massima 94 m) e dal maggior carico idraulico. Il lago ha diversi affluenti di modeste dimensioni, la maggior parte dei quali (Veduggio, Magliasina, Bolletta, Laveggio; Figura 2.1) alimentano il bacino sud (portata media giornaliera, bacino nord: 2.7 m³ s⁻¹; bacino sud: 7.8 m³ s⁻¹; DACD SUPSI, 2023). Inoltre, sempre sul bacino sud gravano le acque di scarico dei maggiori consorzi di depurazione, incluso il consorzio di Lugano e dintorni (Figura 2.1). L'unico emissario, il fiume Tresa (portata media giornaliera: 9.2 m³ s⁻¹; DACD SUPSI, 2023) defluisce dal bacino di Ponte Tresa (Figura 2.1). Il Lago di Lugano, originariamente oligotrofico (Niessen et al. 1992), si è trasformato nel corso del XX secolo in eutrofico a causa dell'aumento del carico diretto di acque reflue non trattate. Un programma di ripristino, avviato negli anni '70, ha migliorato significativamente le condizioni del lago, anche se lo stato trofico è stato recuperato solo in parte (Lepori et al. 2022). Altre pressioni ambientali includono il riscaldamento globale (Lepori and Roberts 2015), le invasioni biologiche (Capelli et al. 2023) e l'alterazione della morfologia delle sponde (CIPAIS 2022).

Le aree boschive (67% dell'area) e semi-naturali (11%) sono predominanti nel territorio del bacino idrografico. Il centro urbano più importante è rappresentato dalla città di Lugano, dove risiede la maggior parte della popolazione (62'315 residenti; USTAT, 2022). Per il resto si tratta prevalentemente di nuclei abitativi medio-piccoli, con popolazione residenziale non superiore ai 5'000 abitanti.

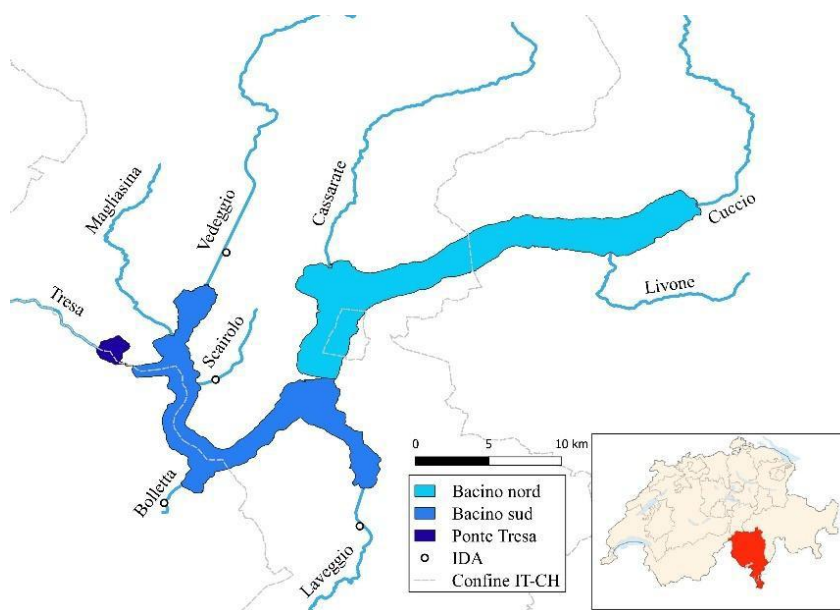


Figura 2.1. Localizzazione geografica e principali caratteristiche del bacino idrografico del Lago di Lugano. IDA: impianto di depurazione delle acque reflue.

3. CONTAMINAZIONE DA MP NEI CORSI D'ACQUA

Nel corso del primo anno di ricerca (2022) è stata svolta una campagna di campionamento con l'obiettivo di effettuare una prima valutazione della contaminazione da MP nei principali corsi d'acqua tributari e nel fiume emissario del Lago di Lugano (Figura 3.1). I campioni sono stati prelevati in prossimità delle stazioni di campionamento del monitoraggio per le ricerche limnologiche della Sezione 1 CIP AIS. Nello specifico, Cuccio, Cassarate, Laveggio, Livone, Magliasina, Scairolo, Vedeggio e Tresa sono stati tutti campionati entro tre settimane nel corso del mese di marzo 2022, in condizioni di portata ridotta ma costante e lontano da precipitazioni intense. In aggiunta, al fine di valutare gli effetti della presenza di effluenti provenienti da impianti di depurazione sulle concentrazioni ambientali di MP, in tre corsi d'acqua (Laveggio, Vedeggio, Scairolo) è stato effettuato un doppio campionamento a monte e a valle degli scarichi degli impianti di depurazione presenti (Figura 3.1).

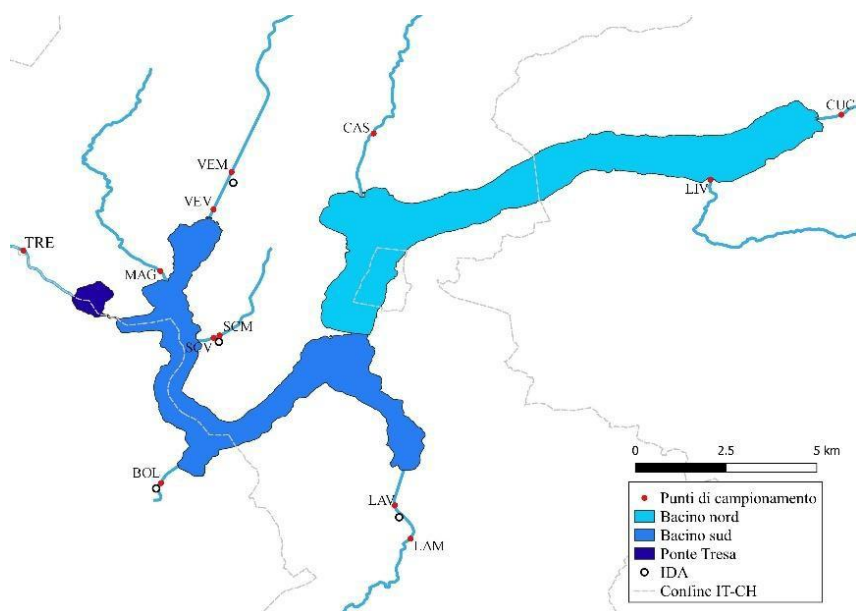


Figura 3.1. Localizzazione dei corsi d'acqua e dei rispettivi punti di campionamento. IDA: Impianto di depurazione delle acque reflue. BOL: Bolletta; CAS: Cassarate; CUC: Cuccio, LAM: Laveggio a monte dell'IDA; LAV: Laveggio a valle dell'IDA; LIV: Livone; MAG: Magliasina; VEM: Vedeggio a monte dell'IDA; VEV: Vedeggio a valle dell'IDA; SCM: Scairolo a monte dell'IDA; SCV: Scairolo a valle dell'IDA; TRE: Tresa.

3.1. Campionamento e quantificazione delle MP

Per ciascun corso d'acqua è stato selezionato un sito di facile accesso entro cui definire un transetto di campionamento pari a circa due volte la larghezza del tratto fluviale. Per ottenere una rappresentazione completa della presenza e distribuzione delle MP nei corsi d'acqua, le analisi sono state effettuate su due differenti matrici ambientali corrispondenti a colonna d'acqua e substrato, quest'ultimo ulteriormente suddiviso in substrato grossolano e fine (Figura 3.2).

Il campionamento delle MP trasportate in sospensione nella **colonna d'acqua** è stato effettuato con l'utilizzo di retini di maglia 250 μ m e diametro 25 cm (Hydro-Bios). La scelta delle dimensioni della maglia ha tenuto conto delle possibili problematiche di campionamento allo scopo, per esempio, di evitare il rapido intasamento delle reti dovuto al particolato in sospensione, pur mantenendo un'elevata capacità di campionamento delle MP più piccole e di interesse biologico. A seconda delle condizioni del sito, da due (Livone e Tresa) a tre reti sono state fissate nella parte centrale del fiume,

in modo da permettere la filtrazione continuativa della colonna d'acqua (ca. 0-30 cm) per un tempo di almeno 30 minuti (Figura 3.2). In aggiunta, per una più accurata stima del volume filtrato, la velocità della corrente è stata misurata per tre volte (dopo 0 min, 15 min e 30 min) tramite flussimetro magnetico. I campioni di **substrato** sono stati raccolti con due diverse modalità, secondo le caratteristiche della matrice di interesse. In presenza di substrato grossolano (habitat erosivo, *riffle*) il campionamento è stato compiuto utilizzando un campionatore Surber (Hydro-Bios) equipaggiato con una rete di maglia 250 μm entro cui è stato raccolto il substrato che era stato smosso con l'ausilio di una paletta. Il campionamento è stato effettuato in tre diversi punti, selezionati in modo tale da rappresentare le caratteristiche di questa tipologia di habitat lungo tutto il transetto di campionamento (Figura 3.2). Infine, il substrato fine (habitat di deposito, *margins e pool*) è stato raccolto in tre diversi punti del transetto caratterizzati da velocità della corrente estremamente ridotta (media: 0.01 m s^{-1}), utilizzando una sessola (Figura 3.2). Diversamente dai campioni di substrato grossolano, i tre prelievi sono stati uniti in un unico campione omogeneo. Tutti i campioni sono stati conservati in contenitori di vetro chiusi ermeticamente fino ad ulteriori analisi. L'estrazione, identificazione e quantificazione delle MP nelle varie matrici è stata eseguita sulla base delle metodologie descritte in letteratura (Masura et al., 2015; Lusher et al., 2020; Monteiro e Pinto Da Costa, 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter, 2023).

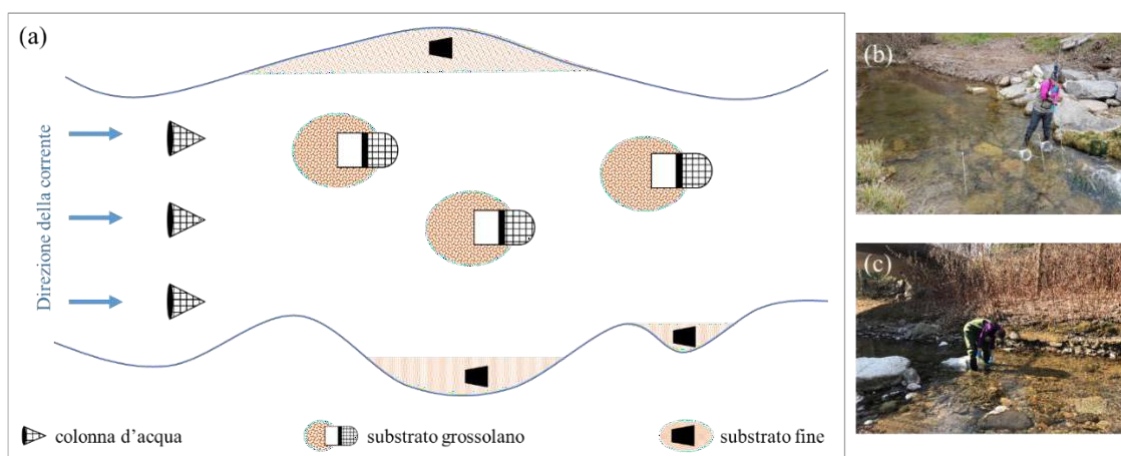


Figura 3.2. (a) Schema riassuntivo delle attività di campionamento svolte in ciascuno dei siti analizzati (Figura 3.1). A seconda delle condizioni da due (Livone e Tresa) a tre reti sono state fissate a centro fiume per il campionamento delle MP trasportate in sospensione. (b) Misurazione della velocità della corrente tramite flussimetro elettromagnetico e campionamento delle MP con retini. (c) Campionamento delle MP nel substrato grossolano con campionatore Surber.

3.2. Risultati e discussione

3.2.1. Numero totale e concentrazione di MP nella colonna d'acqua

I campionamenti della colonna d'acqua hanno portato alla raccolta, conteggio e caratterizzazione di un numero totale di 8'869 MP, per una concentrazione media totale di 8.63 MP m^{-3} . Le MP sono risultate abbondantemente presenti in tutti i campioni analizzati, con concentrazioni altamente variabili secondo il sito considerato (valore minimo - Magliasina: $2.39 \pm 0.95 \text{ MP m}^{-3}$; valore massimo - Bolletta: $43.18 \pm 3.44 \text{ MP m}^{-3}$; Figura 3.3).

Le concentrazioni di MP osservate confermano l'importante ruolo dei fiumi quali sistemi di trasporto delle MP dalle sorgenti di immissione, principalmente terrestri, verso laghi e oceani (de Carvalho et al. 2021). In particolare, il presente studio evidenzia che anche corsi d'acqua di dimensioni relativamente modeste come quelli che caratterizzano il bacino del Lago di Lugano possono trasportare elevate quantità di questi contaminanti, con concentrazioni paragonabili a quelle rilevate

nelle acque di altri grandi fiumi urbani del mondo (Campanale et al., 2020; Mora-Teddy e Matthaei, 2020; D’Avignon et al., 2022).

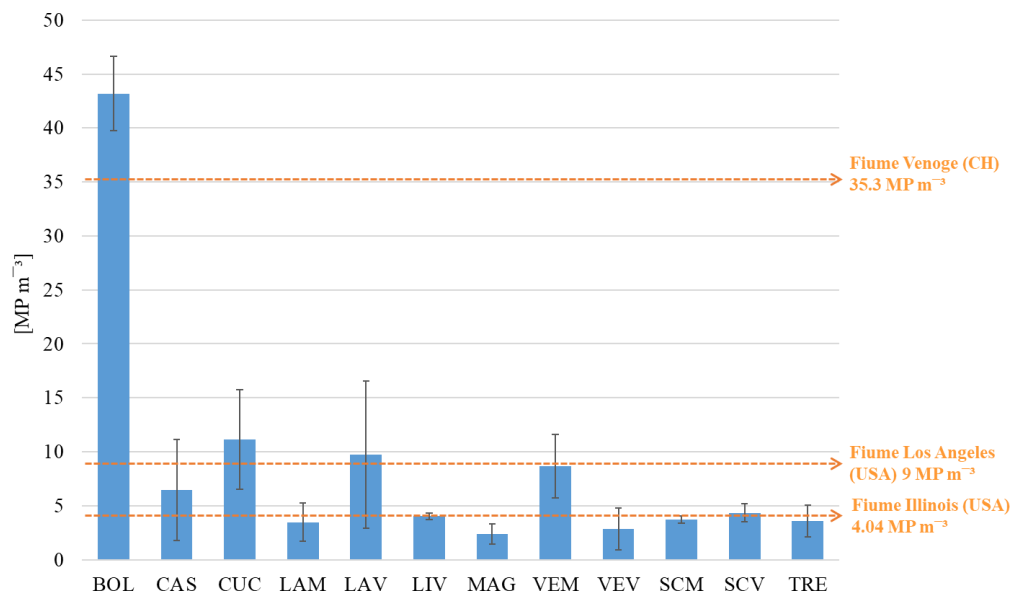


Figura 3.3. Densità delle MP (dimensioni 5 - 0.25 mm) rilevate durante il campionamento della colonna d’acqua negli otto tributari del Lago di Lugano e nel fiume Tresa. I valori rappresentano la media delle densità di tre repliche (due per Livone e Tresa) effettuate contemporaneamente con tre retini da plancton. Per i codici identificativi e la localizzazione dei singoli campioni fare riferimento alla Figura 3.1. Dati comparativi in Campanale et al. (2020).

Per dare un’idea più concreta della capacità di trasporto di questi fiumi, assumendo per semplicità una portata costante, durante il mese di marzo 2022 i tributari hanno riversato ciascuno nel Lago di Lugano tra 2'000 e 32'000 MP h⁻¹ (trasporto totale 104'056 MP h⁻¹; Tabella 3.1). In confronto, l’emissario del lago, il fiume Tresa, pur presentando una portata maggiore, ha trasportato poco meno di 80'000 MP h⁻¹ (Tabella 3.1). Questo risultato suggerisce che delle MP riversate dai tributari nel lago, molte rimangono all’interno del lago (circa 25'000 MP h⁻¹ stimate per il mese di marzo).

Tabella 3.1. Stima del numero totale di MP trasportate da ciascun corso d’acqua sulla base della portata media di marzo 2022. Per i corsi d’acqua con presenza di IDA (Laveggio, Vedeggio, Scairolo), vengono riportate le stime effettuate sulle concentrazioni rilevate nei siti di campionamento a valle dei punti di immissione dei reflui. Per i codici identificativi e la localizzazione dei singoli campioni fare riferimento alla Figura 3.1.

ID	PORTATA (m³ s⁻¹) (media marzo 2022)	MP m⁻³	Stima MP h⁻¹	TRASPORTO MP h⁻¹
BOL	0.21	43.2	32'659	104'056
CAS	0.69	6.08	15'102	
CUC	0.71	11.2	28'627	
LAV	0.20	9.72	6'998	
LIV	0.34	4.04	4'944	
MAG	0.29	2.04	2'500	
VEV	1.13	2.83	11'512	
SCV	0.11	4.33	1'714	
TRE	6.13	3.59	79'224	79'224

In generale, tra i fiumi analizzati non si evidenziano differenze rilevanti nella composizione dimensionale o morfologica delle MP (Figura 3.4). La contaminazione risultata principalmente composta da piccole MP (dimensione < 1 mm), equamente ripartite tra la classe dimensionale 1-0.30 mm e la componente più fine da 0.30-0.25 mm. Fibre e filamenti, che comprendono principalmente materiale fibroso molto piccolo ed estremamente sottile di probabile origine tessile sintetica, sono dominanti in tutti i corsi d'acqua analizzati, componendo il 70% delle MP rilevate (Figura 3.4). Seguono per abbondanza MP a frammento (26%), mentre le rimanenti classi morfologiche considerate (film, schiume, pellet e microsfele raggruppati nella categoria "altro") risultano così rare da non essere ritrovate in tutti i campioni, e mediamente compongono, se presenti, l'1% delle MP trovate.

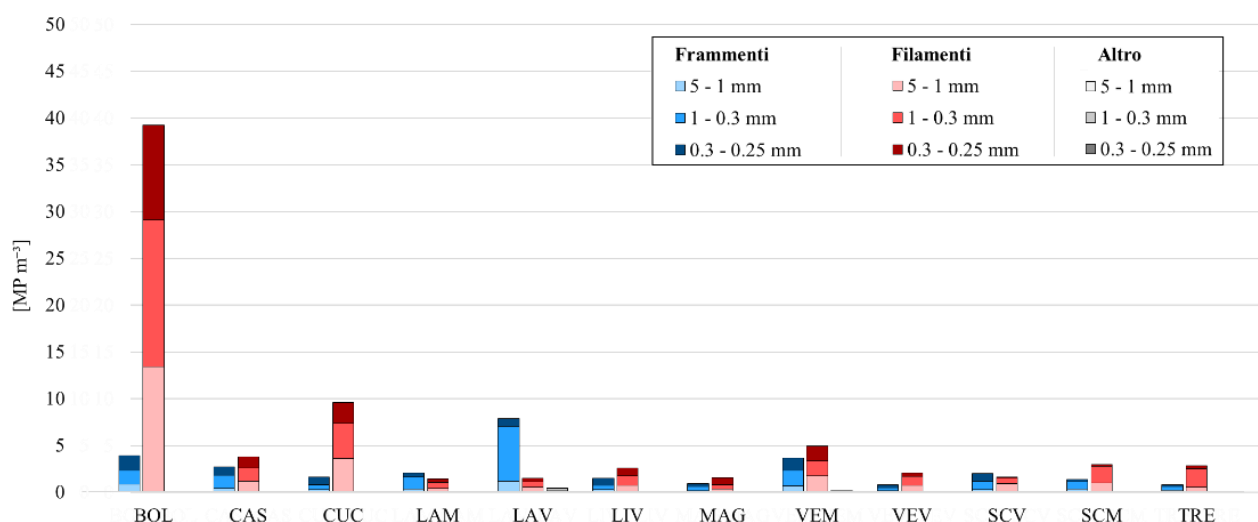


Figura 3.4. Densità delle MP (dimensioni 5-0.25 mm) divise per classe dimensionale e morfologia, rilevate nella colonna d'acqua dei corsi d'acqua campionati. I valori rappresentano la media delle densità di tre repliche (due per Livone e Tresa) effettuate contemporaneamente con tre retini da plancton. Per i codici identificativi e la localizzazione dei singoli campioni fare riferimento alla Figura 3.1.

3.2.2. Numero totale e concentrazione di MP nel substrato

Complessivamente, nei campioni di substrato sono state individuate, contate e caratterizzate un totale di 5'200 MP, di cui 4'884 raccolte da substrato grossolano e 316 da substrato fine.

La concentrazione media rilevata in presenza di substrato grossolano in habitat erosivi è risultata pari a $1'324.9\ MP\ m^{-2}$. Fatta eccezione per il rio Bolletta nel quale, analogamente a quanto osservato nella colonna d'acqua, si sono raggiunte i livelli di contaminazione più elevati ($4'365.2 \pm 1'78\ MP\ m^{-2}$; Figura 3.5), non si evidenziano differenze considerevoli nelle concentrazioni di MP tra i diversi fiumi studiati. Una maggiore variabilità si osserva invece nei valori delle concentrazioni di MP dei substrati fini, con concentrazioni che oscillano tra un valore massimo $66.9\ MP\ kg^{-1}$ di peso secco rilevato nel fiume Tresa, e il valore minimo di $12.8\ MP\ kg^{-1}$ di peso secco della Magliasina (media $36.8\ MP\ kg^{-1}$ peso secco; Figura 3.5).

In accordo con quanto osservato nella colonna d'acqua, in entrambe le tipologie di substrato sono dominanti le piccole MP (dimensione < 1 mm), che compongono circa il 70% dei campioni. La proporzione di grandi MP (dimensioni > 1 mm) è di poco superiore nei campioni di substrato fine (10% in più rispetto al substrato grossolano), probabilmente a causa della ridotta velocità della

corrente che facilita l'accumulo anche del particolato con superficie più ampia. Fibre e filamenti rimangono la tipologia morfologica più rappresentativa nei campioni di substrato, seguita da MP secondarie a frammento. La differente tipologia di substrato non sembra quindi influenzare in modo rilevante la distribuzione e tipologia di MP in questi ambienti.

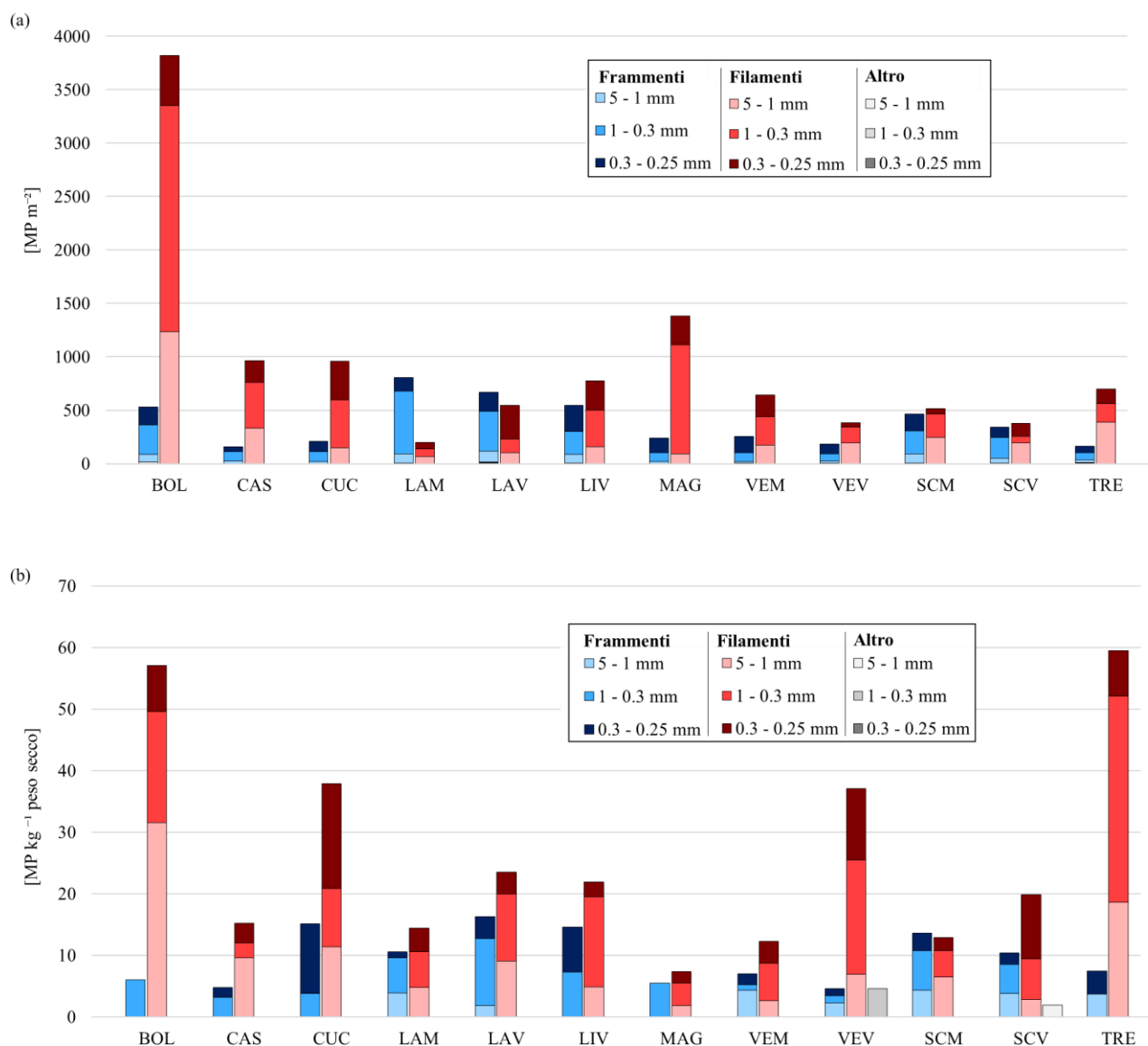


Figura 3.5. Densità delle MP (dimensioni 5-0.25 mm) divise per classe dimensionale e morfologia, rilevate nel substrato grossolano (a) e fine (b) dei corsi d'acqua campionati. Per i codici identificativi e la localizzazione dei singoli campioni fare riferimento alla Figura 3.1.

3.2.3. Effetti della presenza degli effluenti di IDA sulle concentrazioni di MP

I risultati delle analisi mostrano inoltre un'elevata variabilità nelle concentrazioni di MP tra i siti a monte e a valle degli impianti di depurazione, senza evidenziare un effetto evidente degli effluenti dei depuratori sulla concentrazione e tipologia di MP (Figura 3.6). Questo risultato lascia quindi aperte diverse ipotesi che necessitano di ulteriori approfondimenti. Per esempio, le concentrazioni di MP immesse nei fiumi da questi sistemi potrebbero essere così ridotte da rendere irrilevante l'apporto

di MP introdotte dagli impianti di depurazione, rispetto alle più elevate concentrazioni ambientali (Tian et al. 2023). Oppure, sebbene le concentrazioni di MP immesse dagli effluenti degli impianti siano importanti, il fenomeno potrebbe venire mascherato da un effetto diluizione operato dalle maggiori portate dei corsi d'acqua (Windsor et al. 2019). Non è possibile escludere comunque che altre variabili ambientali non considerate in questo studio (es. morfologia del tratto fluviale, uso del suolo) possano essere importanti nel determinare i livelli di contaminazione, così come la tipologia (morfologia e dimensione) delle MP. È auspicabile, quindi, che lo studio di queste variabili, che permetterebbe di identificare la presenza di eventuali fonti sito-specifiche, venga ulteriormente approfondito in futuro, attraverso per esempio l'analisi di più siti lungo lo stesso corso d'acqua, così da permettere l'identificazione di eventuali fonti di immissione sito-specifiche.

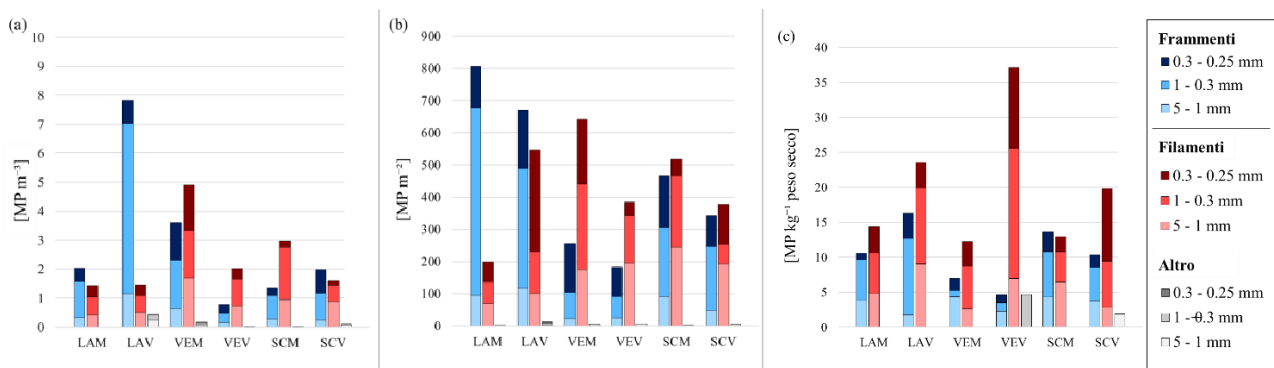


Figura 3.6. Densità delle MP (dimensioni 5 - 0.25 mm) divise per classe dimensionale e morfologia, rilevate (a) nell'acqua, (b) nel substrato grossolano e (c) nel substrato fine dei corsi d'acqua campionati a monte e a valle degli immissari di depuratori (Laveggio, Vedeggio, Scairolo). Per i codici identificativi e la localizzazione dei singoli campioni fare riferimento alla Figura 3.1.

4. CONTAMINAZIONE DA MP NEL LAGO: ACQUE SUPERFICIALI

Il campionamento delle acque superficiali con rete manta viene ormai ampiamente utilizzato sia in ambiente marino, sia in ambienti d'acqua dolce per quantificare i livelli di contaminazione delle acque (Pasquier et al. 2022). Per far seguito alle prime indagini esplorative del 2018 (DT 2018) e successivo approfondimento del 2020 (IST SUPSI 2020), nel corso del 2023 sono stati effettuati nuovi campionamenti mirati a verificare eventuali variazioni nei livelli di contaminazione rilevati negli anni precedenti.

4.1. Campionamento e quantificazione delle MP

I campionamenti delle MP sono stati svolti con cadenza stagionale, precisamente nei mesi di febbraio (inverno), aprile (primavera), luglio (estate) e ottobre (autunno) 2023. Considerando la morfologia articolata del Lago di Lugano, i campioni sono stati raccolti in un settore della zona pelagica del bacino nord a Gandria, e in un settore del bacino sud a Figino, cercando di ricoprire le stesse aree di campionamento degli anni precedenti (Figura 4.1). Seguendo le linee guida presenti in letteratura (Pasquier et al. 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter 2023), i campioni sono stati prelevati lungo transetti da 3 km utilizzando una rete manta con maglia 300 μm , in condizioni di tempo sereno e vento debole, e a distanza di almeno 5 giorni dall'ultima precipitazione intensa. Per ogni area e data di campionamento sono state effettuate tre repliche, ciascuna conservata separatamente in contenitori di vetro chiusi ermeticamente fino a ulteriori analisi. L'estrazione, identificazione e quantificazione delle MP è stata eseguita sulla base delle metodologie descritte in letteratura (Masura et al., 2015; Lusher et al., 2020; Monteiro e Pinto Da Costa, 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter, 2023). Le MP raccolte sono state divise in due distinte classi operative sulla base delle loro dimensioni (piccole MP: 0.3-1 mm, grandi MP: 1-5 mm).

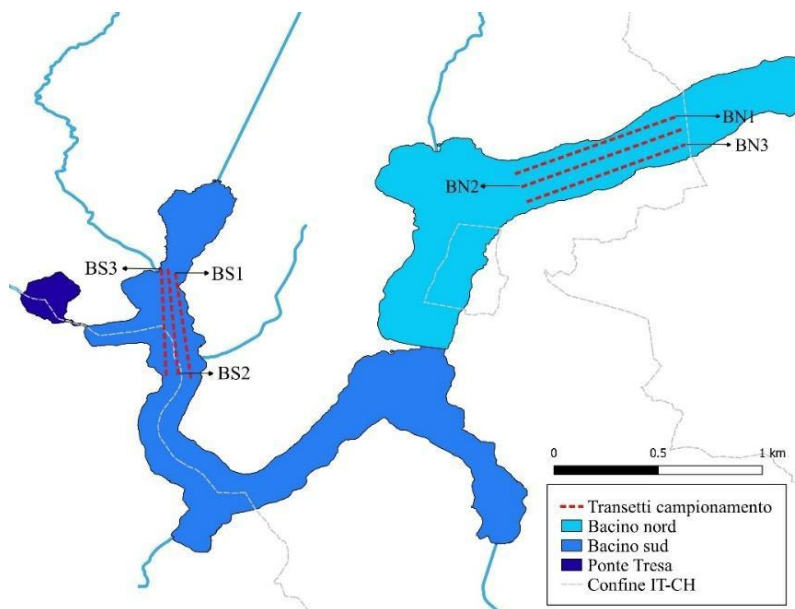


Figura 4.1. Percorso approssimativo dei transetti effettuati nel corso dei quattro campionamenti. BN1: primo transetto bacino nord; BN2: secondo transetto bacino nord; BN3: terzo transetto bacino nord; BS1: primo transetto bacino sud; BS2: secondo transetto bacino sud; BS3: terzo transetto bacino sud.

4.2. Risultati e discussione

Anche nel corso del 2023 le MP sono state abbondantemente ritrovate in tutti i campioni. Complessivamente sono state raccolte, misurate e catalogate un totale di 6'819 MP, per una concentrazione media sull'intero anno di 0.35 MP m^{-2} in leggero aumento rispetto agli anni precedenti, sebbene nello stesso ordine di grandezza [0.21 MP m^{-2} nel 2018 e 0.27 MP m^{-2} nel 2020; DT (2018); IST SUPSI (2020)]. Anche questo terzo anno di raccolta dati, conferma il primato del Lago di Lugano in quanto lago tra i più contaminati in termini di MP nelle acque superficiali. Le concentrazioni rilevate, infatti continuano ad attestarsi tra le più elevate non solo rispetto alla media di altri laghi della fascia subalpina (Faure et al. 2015; Binelli et al. 2024), ma anche in confronto ad altri grandi laghi sparsi per il globo (Eriksen et al. 2013; Nava et al. 2023). In continuità con gli anni precedenti, non si osservano differenze rilevanti nei livelli di MP tra i due bacini (media bacino nord: $0.43 \pm 0.2 \text{ MP m}^{-2}$; media bacino sud: $0.27 \pm 0.1 \text{ MP m}^{-2}$; Figura 4.2). Le concentrazioni di MP superficiali sono risultate costanti lungo l'arco dell'anno per entrambi i bacini. Fanno eccezione la data primaverile per il bacino sud e la data estiva per il bacino nord, durante le quali le concentrazioni sono state di molto inferiori rispetto alla media (bacino nord, valore medio 2023: 0.55 MP m^{-2} , valore luglio 2023: 0.06 MP m^{-2} ; bacino sud, valore medio 2023: 0.34 MP m^{-2} , valore aprile 2023: 0.07 MP m^{-2}). Un'anomalia era stata osservata anche nel 2020 quando nel campionamento invernale del bacino nord erano state osservate concentrazioni molto al di sopra della media (IST SUPSI 2021). Come da protocollo, in ogni stagione le attività di campionamento nei due bacini sono sempre state effettuate in giorni ravvicinati e/o consecutivi, così da evitare di introdurre variabilità nei dati legata al mutamento delle condizioni meteo e idrologiche nel bacino. Di conseguenza, le anomalie che sono state rilevate in questo studio e nei precedenti (IST SUPSI, 2021), non sono realisticamente riconducibili alle variabili ambientali fino ad ora considerate (es. precipitazioni, portate dei tributari). L'inclusione in future ricerche di un numero maggiore di variabili (es. direzione ed intensità del vento) così come l'identificazione delle fonti di immissione (posizione e flussi di contaminazione), sarà essenziale per comprendere i meccanismi alla base delle oscillazioni episodiche nei livelli di contaminazione dei due bacini.

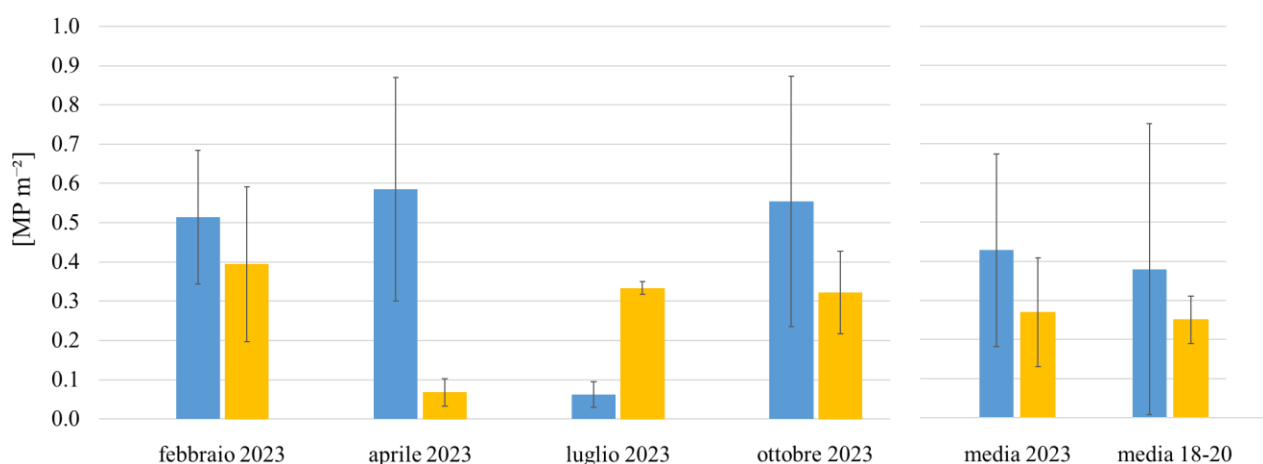


Figura 4.2. Densità media delle MP (dimensioni 5-0.3 mm) nei quattro mesi di campionamento e confronto tra la densità media totale rilevata nel 2023 e il valore medio dei precedenti monitoraggi del 2018 (DT 2018) e del 2020 (IST SUPSI 2021). **Bacino nord;** **Bacino sud.**

In continuità con quanto osservato negli anni precedenti, la contaminazione da MP nel Lago di Lugano è caratterizzata dalla presenza dominante di piccole MP (dimensioni 1-0.3 mm), che vanno a

comporre oltre l'80% delle MP ritrovate sulla superficie nel corso dell'intero anno. Non si osservano differenze rilevanti nella composizione dimensionale delle MP tra i due bacini del lago (media grandi MP bacino nord: 0.10 MP m^{-2} , media piccole MP bacino nord: 0.33 MP m^{-2} ; media grandi MP bacino sud: 0.04 MP m^{-2} ; media piccole MP bacino sud: 0.23 MP m^{-2} ; Figura 4.3). I frammenti si confermano la tipologia di MP più abbondanti nelle acque superficiali del Lago di Lugano, componendo circa il 75% dei campioni, seguiti per abbondanza dai filamenti (17%; Figura 4.3). Le rimanenti classi morfologiche, pur essendo presenti in tutti i campioni, rimangono più rare, componendo in media meno del 10% delle MP ritrovate in entrambi i bacini (Figura 4.3).

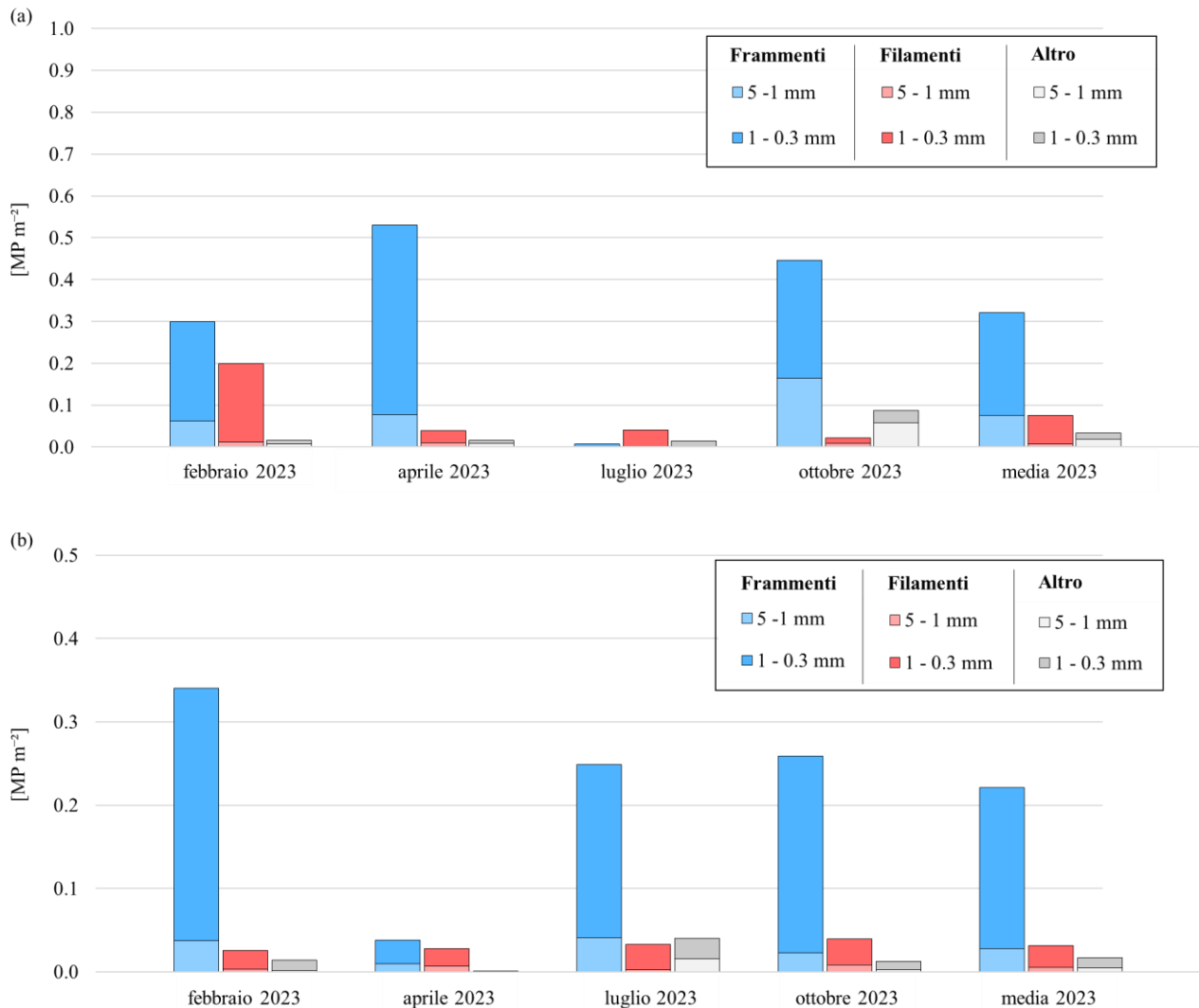


Figura 4.3. Densità media delle MP (dimensioni 5 – 0.3 mm) divise per morfologia e classe dimensionale, rilevate nei quattro mesi di campionamento nel bacino nord (a) e nel bacino sud (b) del Lago di Lugano, e media per il 2023.

Questi risultati consolidano l'ipotesi iniziale per cui le MP presenti nel Lago di Lugano siano principalmente di origine secondaria. Tuttavia va sottolineato che, diversamente da quanto osservato nello studio pilota del 2018 (DT 2018) e nel successivo monitoraggio del 2020 (IST SUPSI 2021), nel presente studio non si osservano differenze rilevanti nella composizione morfologica delle MP tra i due bacini (frammenti bacino nord: 0.32 MP m^{-2} ; frammenti bacino sud: 0.22 MP m^{-2} ; filamenti

bacino nord: 0.08 MP m^{-2} ; filamenti bacino sud: 0.03 MP m^{-2}). Sulla base dei dati pregressi era stata avanzata l'ipotesi secondo cui le principali fonti di immissione delle MP nei due bacini potessero essere differenti, con il bacino nord interessato principalmente da immissioni occasionali ma intense di frammenti derivati dal *littering* dell'area urbana di Lugano, mentre sul bacino sud gravavano principalmente flussi costanti di filamenti derivati dalla presenza di un maggior numero di impianti di depurazione e immissari a lago. I dati raccolti nel corso del 2023 sembrano non supportare tale ipotesi e, per questa ragione, si rendono necessari ulteriori studi mirati ad identificare in modo specifico la distribuzione e l'entità della contaminazione in altre zone del lago. A tal proposito, si suggerisce che in futuri piani di monitoraggio vengano inclusi maggiori punti di campionamento, andando a considerare aree di particolare interesse come quella del golfo di Lugano.

5. CONTAMINAZIONE DA MP NEL LAGO: COLONNA D'ACQUA

La quasi totalità delle attività di monitoraggio nei laghi si sono ad oggi concentrate esclusivamente sulla quantificazione delle MP in superficie (Dusaucy et al. 2021; Pasquier et al. 2022; Nava et al. 2023; Binelli et al. 2024), anche se questo comparto compone solo una piccola percentuale dell'intero volume di un bacino lacustre. Diversi studi sperimentali hanno però evidenziato che le MP possono sedimentare lungo la colonna d'acqua di un lago, fino a raggiungere anche i sedimenti profondi della zona pelagica (Tamminga and Fischer 2020; Cera et al. 2022; Elagami et al. 2022; Fox et al. 2022; Elagami et al. 2023). Uno studio preliminare effettuato nel corso del 2022 (IST SUPSI 2023), aveva rilevato per la prima volta la presenza di importanti concentrazioni di MP a diverse profondità della colonna d'acqua del Lago di Lugano. Per far seguito a quelle prime indagini esplorative, il terzo e ultimo anno di attività (2024) è stato quindi utilizzato per effettuare nuovi campionamenti mirati a confermare quei primi risultati e verificare eventuali variazioni nei livelli di contaminazione delle MP a diverse profondità della colonna d'acqua dei due bacini del Lago di Lugano.

5.1. Campionamento e quantificazione delle MP

I campionamenti delle MP nella colonna d'acqua sono stati svolti con cadenza stagionale, precisamente nei mesi di febbraio (inverno), aprile (primavera), luglio (estate) e ottobre (autunno) 2024. Considerando la morfologia articolata del Lago di Lugano, i campioni sono stati raccolti in un settore della zona pelagica del bacino nord a Gandria, e in un settore del bacino sud a Figino, cercando di ricoprire le stesse aree di campionamento degli anni precedenti (Figura 5.1). Per ottenere una caratterizzazione completa della contaminazione delle MP in tutta la colonna d'acqua, il profilo verticale del lago è stato suddiviso in quattro strati corrispondenti a superficie (0-0.2 m), epilimnio (0-10 m), metalimnio (10-20 m) e ipolimnio (20-80 m).

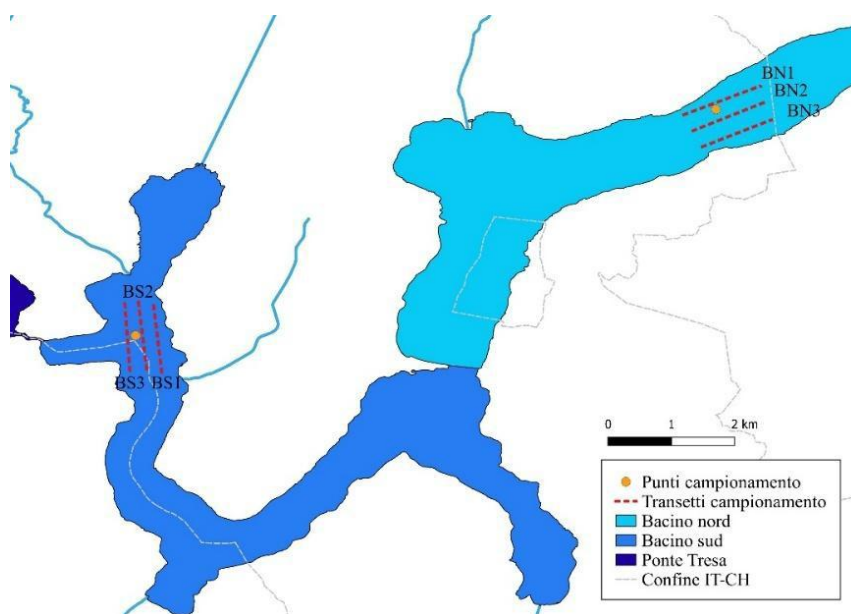


Figura 5.1. Punti di campionamento della colonna d'acqua e percorso approssimativo dei transetti superficiali effettuati nel corso dei quattro campionamenti stagionali. BN1: primo transetto bacino nord; BN2: secondo transetto bacino nord; BN3: terzo transetto bacino nord; BS1: primo transetto bacino sud; BS2: secondo transetto bacino sud; BS3: terzo transetto bacino sud.

Sulla base delle linee guida presenti in letteratura (Pasquier et al. 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter 2023), i campioni della superficie sono stati prelevati lungo transetti da 1 km utilizzando

una rete manta con maglia 100 μm . I campionamenti si sono focalizzati nell'area pelagica, evitando zone di accumulo di plastiche galleggianti, come foci di immissari, golfi e rive. I tre strati della colonna (epilimnio, metalimnio, ipolimnio) sono stati campionati utilizzando retini da plancton sempre di maglia 100 μm . Mentre per l'epilimnio (0-10 m) il campionamento è stato eseguito con un comune retino da plancton, gli strati più profondi (10-20 m e 20-80 m) sono stati campionati con un particolare retino equipaggiato di meccanismo a chiusura tramite messaggero, in modo da evitare la contaminazione con MP presenti negli strati superiori. Per ciascuna combinazione di data, sito di campionamento e profondità (4 date x 2 bacini x 3 profondità) sono state effettuate 3 retinate verticali. Al termine di ciascuna operazione di recupero, la rete è stata risciacquata dall'esterno e il materiale filtrato è stato raccolto in contenitori di vetro chiusi ermeticamente, per ridurre la contaminazione. L'estrazione, identificazione e quantificazione delle MP è stata eseguita sulla base delle metodologie descritte in letteratura (Masura et al. 2015; Lusher et al. 2020; Monteiro and Pinto Da Costa 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter 2023). Le MP raccolte sono state divise in tre distinte classi operative sulla base delle loro dimensioni (0.1-0.3 mm; 0.3-1 mm e 1-5 mm).

5.2. Risultati e discussione

Nel corso dei campionamenti del 2024, MP sono state abbondantemente rilevate in tutti i campioni prelevati sia dalla superficie del lago (4'049 MP totali), sia in tutti gli strati della colonna d'acqua (4'014 MP totali). Il presente studio ha quindi confermato la presenza ubiquitaria delle MP in tutti gli strati della colonna d'acqua (0-80 m) del Lago di Lugano, per un valore di concentrazione medio totale sull'intero volume della colonna d'acqua pari a 4.89 MP m^{-3} [concentrazione media ponderata per lo spessore di ciascuno strato campionato; Lenaker et al. (2019)]. Risulta evidente che l'analisi della sola superficie non possa più essere considerata sufficiente per il monitoraggio di questi contaminanti, in quanto restituisce una versione parziale della contaminazione da MP nei laghi sottostimando il reale rischio ecologico ad esse connesso.

La presenza delle MP lungo la colonna non è uniforme. In entrambi i bacini del lago e in ogni stagione di campionamento, le concentrazioni più elevate sono state infatti rilevate nei primi strati della colonna e, in particolare, nell'epilimnio (media: 9.50 MP m^{-3}) e nel metalimnio (16.55 MP m^{-3} ; Figura 5.2). Le MP nello strato superficiale, pur mantenendo concentrazioni rilevanti (media: 7.14 MP m^{-3}), non sono mai superiori rispetto a quelle nello strato 0-20 m, mentre nella parte più profonda (ipolimnio, 20-80 m) le concentrazioni di MP sono sostanzialmente più basse (media: 2.16 MP m^{-3}). In letteratura le informazioni e i dati disponibili per quanto riguarda le MP sommerse sono ancora scarsi. Tuttavia, diversi studi hanno individuato una distribuzione verticale delle MP simile a quella osservata in questo studio per il Lago di Lugano, con concentrazioni decrescenti all'aumentare della profondità di campionamento (Lenaker et al. 2019; Tamminga and Fischer 2020). Anche se le opinioni al riguardo sono ancora contrastanti, una delle ipotesi più accreditate per spiegare questa distribuzione suggerisce che la diffusione in profondità delle MP possa essere limitata dalla stratificazione termica stagionale delle acque del lago (Elagami et al. 2022, 2023). Questa ipotesi avanzata già nel corso del precedente studio anche per il Lago di Lugano (IST SUPSI 2023), sembra essere ulteriormente rafforzata dai risultati raccolti in questo secondo anno di attività sulla colonna. Infatti, in linea con quanto osservato nel 2022, nel 2024 persiste un accumulo di MP nello strato mescolato (strato 0-20 m che include epilimnio e metalimnio; Figura 5.2). Future indagini dovranno tenere conto di questo aspetto che necessita di maggiori approfondimenti. Maggiori informazioni sulle dinamiche delle MP nella colonna potranno essere raccolte non solo con la quantificazione diretta delle concentrazioni nei diversi strati della colonna, ma anche avvalendosi di nuove e diverse modalità di campionamento in grado di analizzare i flussi stagionali delle MP lungo la colonna d'acqua (es. Saarni et al., 2021; Liu et al., 2022).

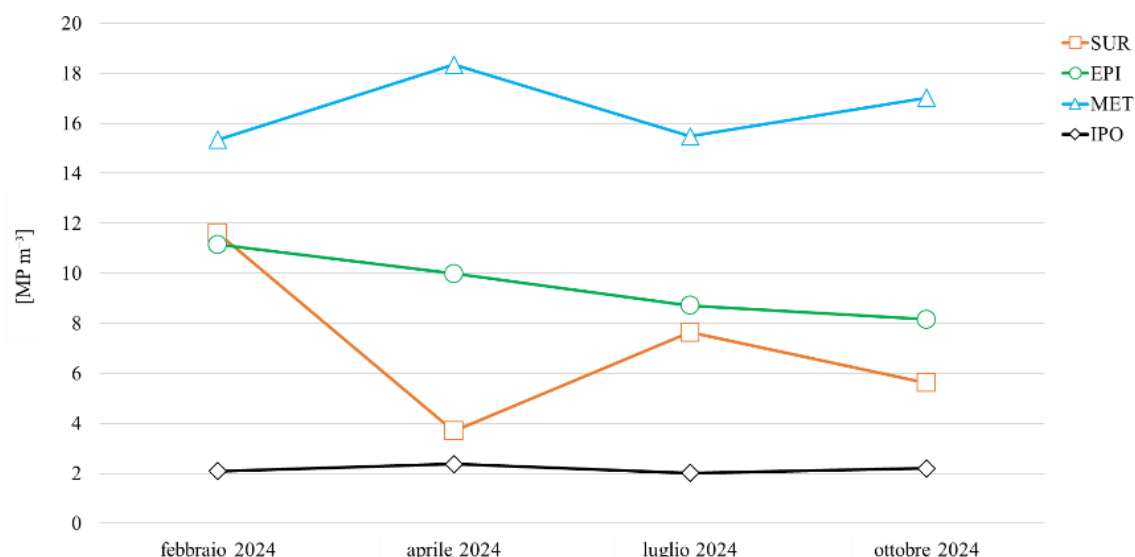


Figura 5.2. Variazioni nella densità delle MP rilevate nei quattro strati del Lago di Lugano, durante i quattro mesi di campionamento. SUR: superficie (0-0.2 m); EPI: epilimnio (0-10 m); MET: metalimnio (10-20 m); IPO: ipolimnio (20-80 m).

Confrontando le stime rilevate con i dati dello studio precedente (IST SUPSI 2023), le concentrazioni medie osservate sono nettamente inferiori (rapporto concentrazioni 2022 / 2024, epilimnio: 3.0, metalimnio: 1.9, ipolimnio: 2.0). Queste differenze sono principalmente dovuta al rilevamento di concentrazioni eccezionalmente alte nella prima metà del 2022, andate poi a ridursi verso valori simili a quelli osservati in questo studio nella seconda metà dell'anno. Un'analisi approfondita delle fonti e delle dinamiche idrologiche del bacino si rende più che mai necessaria per identificare i fattori che determinano queste variazioni nel corso delle stagioni e tra diversi anni di campionamento.

La contaminazione media da MP in superficie su tutto il bacino è risultata pari a 7.14 MP m^{-3} (0.71 MP m^{-2} ; Figura 5.2). Rispetto agli anni precedenti (DT, 2018; IST SUPSI, 2020; Sezione 4), il valore di densità rilevato sembra a prima vista suggerire un aumento nei livelli di contaminazione delle acque superficiali del lago nel corso di questo ultimo anno di monitoraggio. In realtà questa differenza è verosimilmente riconducibile all'utilizzo durante il campionamento di una rete con una maglia più fine ($100 \mu\text{m}$ contro i $300 \mu\text{m}$ dei monitoraggi precedenti). Ricerche pregresse hanno infatti evidenziato che variazioni nella maglia del sistema di campionamento possono portare a differenze significative nel risultato finale (es. Tamminga et al., 2019), con variazioni nella stima delle concentrazioni finali anche di diversi ordini di grandezza. Questi nuovi risultati sembrano rafforzare tale ipotesi dato che, rispetto agli anni precedenti, si osservano densità di MP più elevate soprattutto nella frazione di dimensioni più piccola ($1-0.3 \text{ mm}$; media 2018-2020: 0.20 MP m^{-2} ; media 2023: 0.28 MP m^{-2} ; media 2024: 0.40 MP m^{-2}). A queste stime vanno inoltre aggiunte le MP di dimensioni $0.3-0.1 \text{ mm}$, escluse dai precedenti campionamenti, ma qui rilevate con concentrazioni pari a 0.24 MP m^{-2} (circa il 30% di tutte le MP ritrovate in superficie in entrambi i bacini; Figura 5.3). La proporzione di piccole MP (dimensioni $< 1 \text{ mm}$) è ancora più preponderante negli strati sottostanti la superficie, dove compone la quasi totalità delle MP presenti nei campioni (Figura 5.3). In particolare, all'aumentare della profondità, si osserva la scomparsa delle MP più grandi (dimensione $5-1 \text{ mm}$) e un aumento nella concentrazione delle MP di dimensione compresa tra $0.3-0.1 \text{ mm}$, che diventano dominanti andando a rappresentare, in media, oltre il 50% delle MP campionate (Figura 5.3). Questo maggiore contributo delle piccole MP, associato alle elevate concentrazioni rilevate nell'epilimnio e nel metalimnio, è da analizzare con particolare attenzione. Per esempio, dato che il potenziale rischio di ingestione da parte degli organismi acquatici tende a crescere al diminuire

delle dimensioni delle particelle plastiche (Windsor et al. 2019), la presenza di così elevate concentrazioni di piccole MP nella zona eufotica del lago (0-20 m), fa supporre che il potenziale rischio di interazione tra MP e organismi acquatici sia superiore rispetto a quanto atteso sulla base delle concentrazioni superficiali. Alla luce di queste considerazioni, per poter valutare in modo dettagliato i possibili effetti ecologici delle MP, si ritiene preferibile proseguire future attività di ricerca continuando ad utilizzare sistemi di campionamento con maglia fine (almeno pari a 100 μm se non inferiore) anche nelle acque superficiali.

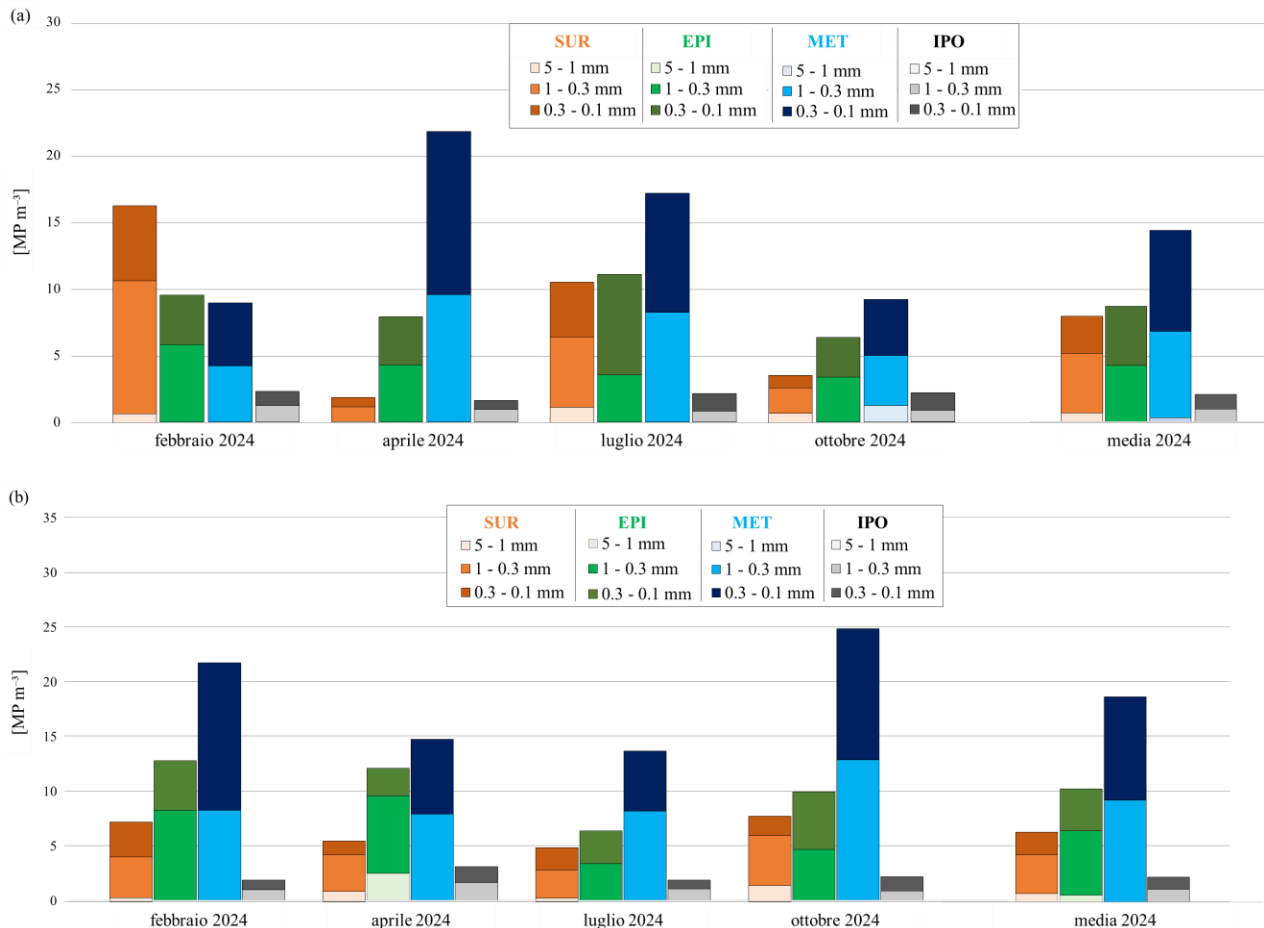


Figura 5.3. Densità media delle MP divise per classe dimensionale, rilevate nei quattro strati del bacino nord (a) e del bacino sud (b) del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento, e media totale per il 2024. SUR: superficie (0-0.2 m); EPI: epilimnio (0-10 m); MET: metalimnio (10-20 m); IPO: ipolimnio (20-80 m).

Come già detto per i tributari (vedi Capitolo 3) e per la superficie (vedi Capitolo 4), anche nella colonna del Lago di Lugano le MP sono rappresentate quasi esclusivamente da frammenti e filamenti (Figura 5.4). Ad eccezione dello strato superficiale dominato da MP a frammento (73% e 63% delle MP campionate nel bacino nord e nel bacino sud, rispettivamente; Figura 5.4), nella colonna d'acqua del lago sono presenti in maggioranza MP a filamento (tra il 60% e il 70% del totale delle MP in tutti gli strati e in entrambi i bacini del lago). Le rimanenti quattro classi morfologiche (film, schiume, pellet e microsfele raggruppate nella categoria 'altro') sono presenti solo in superficie (circa il 5% delle MP campionate per entrambi i bacini), mentre sono completamente assenti nella colonna

d'acqua (Figura 5.4). La diminuzione di MP a frammento, così come di altre tipologie quali schiume a bassa densità, lungo la colonna d'acqua è stata osservata anche da diversi esperimenti in laboratorio che hanno identificato nella dimensione (Elagami et al. 2022) e nella morfologia delle MP (Nguyen et al. 2020; Khatmullina and Chubarenko 2021) due fattori in grado di influenzare in modo sostanziale la velocità di sedimentazione delle MP in acqua. In particolare, le dimensioni maggiori di queste morfologie di MP potrebbero determinare una maggiore velocità di sedimentazione, portando questa tipologia di MP a superare con più facilità il termoclino, diminuendo così in proporzione rispetto ai filamenti. Al contrario, le dimensioni ridotte delle MP a filamento le rendono più suscettibili alla risospensione al di sotto della superficie da parte di venti e correnti, impendendone così il passaggio verso gli strati profondi della colonna e causandone l'accumulo nei primi metri (Khatmullina and Chubarenko 2021).

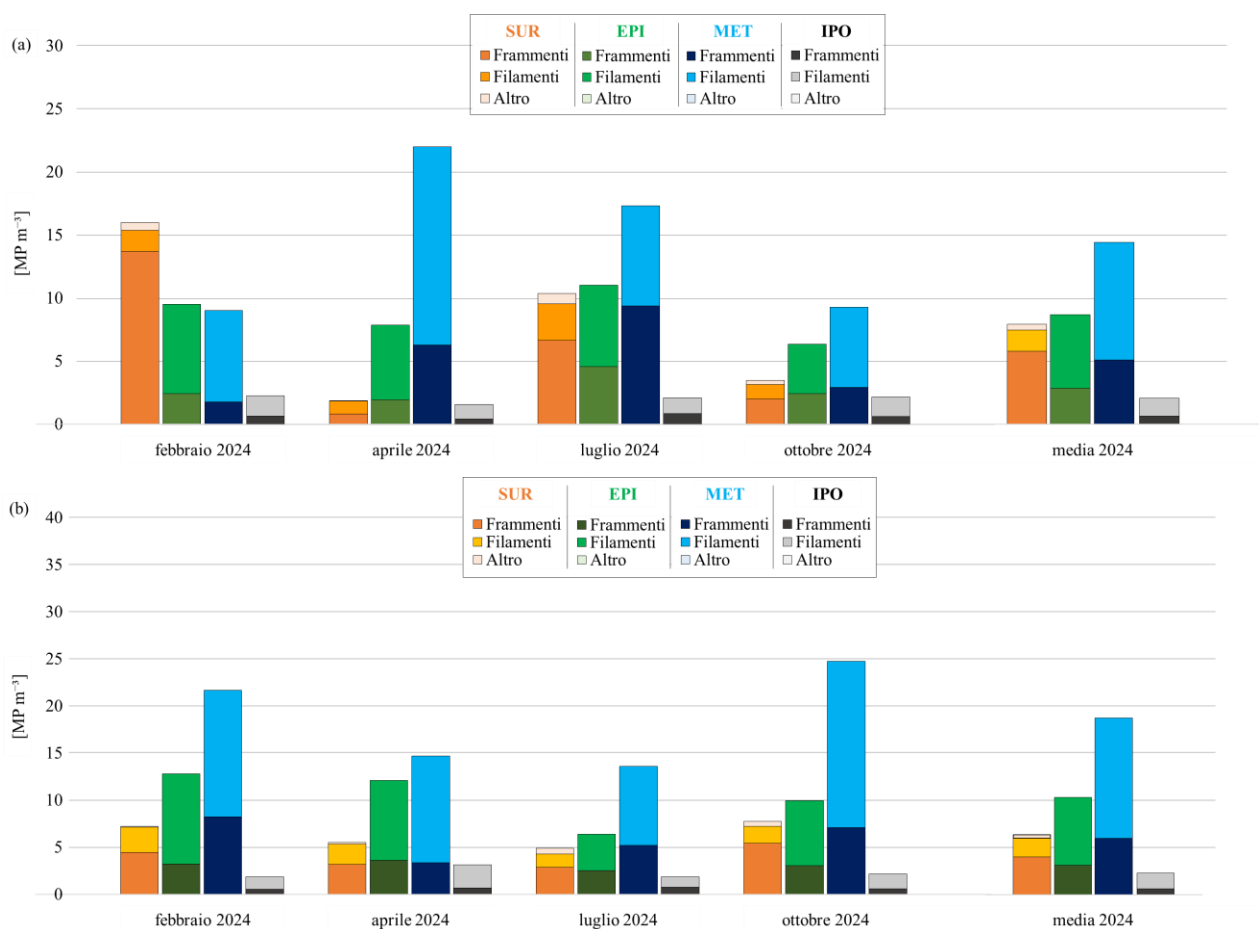


Figura 5.4. Densità totale delle MP, divise per classe morfologica, rilevate nei quattro strati (a) del bacino nord e (b) del bacino sud del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento, e media totale per l'anno 2024. SUR: superficie (0-0.2 m); EPI: epilimnio (0-10 m); MET: metalimnio (10-20 m); IPO: ipolimnio (20-80 m).

Diversamente dagli anni precedenti (IST SUPSI 2021), ma in accordo con i risultati del campionamento superficiale compiuti nel 2023 (vedi Capitolo 4), non si osservano differenze rilevanti nella composizione morfologica delle MP nei due bacini del Lago di Lugano (Figura 5.4). Si rafforza quindi ulteriormente la necessità di effettuare studi aggiuntivi mirati sia ad analizzare le possibili sorgenti diffuse di MP presenti nel bacino idrografico del lago, sia ad identificare in modo specifico la distribuzione e l'entità delle fonti puntiformi di contaminazione nei due bacini del lago.

6. CONCLUSIONI

I risultati delle ricerche svolte per la Sezione 3 della CIP AIS, hanno confermato una presenza ubiquitaria delle MP in tutti i comparti ambientali del bacino idrografico del Lago di Lugano, consolidando le osservazioni degli anni precedenti che indicavano questo bacino come uno dei più contaminati sia a livello nazionale (DT 2018; IST SUPSI 2021), sia a livello internazionale (Nava et al. 2023).

L'elevato grado di contaminazione ritrovato nelle acque dei tributari (unico indicatore per cui esistono dati analoghi e confrontabili nella letteratura esistente) risulta elevato anche nel contesto di corsi d'acqua a maggiore portata e fortemente urbanizzati (Faure et al. 2015). L'apporto sfavorevole tra carico inquinante in entrata e ridotto carico di MP in uscita dal fiume Tresa, potrebbe essere un fattore che favorisce l'accumulo di elevate concentrazioni di MP nelle acque del Lago di Lugano. Oltre al trasporto, il ritrovamento di MP nel substrato identifica questi corsi d'acqua come potenziali hot spot di accumulo all'interno del bacino (Akdogan and Guven 2024).

Le concentrazioni di MP sulla superficie del lago risultano costanti rispetto agli anni precedenti. Tuttavia l'analisi della colonna del lago ha evidenziato come il monitoraggio della sola superficie non sia sufficiente per determinare la reale contaminazione all'interno del bacino lacustre. Le concentrazioni maggiori di MP sono infatti localizzate tra l'epilimnio e il metalimnio (0-20 m; zona eufotica), indicando un maggiore rischio di interazione tra gli organismi acquatici e questi contaminanti. La pericolosità di queste interazioni (es. ingestione da parte di pesci e plancton) è potenzialmente aggravata dalle piccole dimensioni (< 1 mm) delle MP ritrovate in questo comparto ambientale (Windsor et al. 2019).

La presenza di frammenti e filamenti come tipologia morfologica principale nei fiumi e nel lago, suggerisce che vi siano due principali fonti di immissione delle MP, legate rispettivamente alla dispersione e frammentazione di macroplastiche (es. via *littering* e scaricatori di piena) e ai reflui domestici carichi di fibre tessili sintetiche. I dati raccolti ad oggi non sono però sufficienti per effettuare un'adeguata identificazione e stima delle diverse fonti di contaminazione diffuse o puntiformi, che richiederà ulteriori approfondimenti negli anni a venire così da poter istituire adeguati piani di azione che vadano a mitigare la presenza di MP nell'ambiente.

7. BIBLIOGRAFIA

- Akdogan, Z., and B. Guven. 2024. Modeling the settling and resuspension of microplastics in rivers: Effect of particle properties and flow conditions. *Water Res.* 264: 122181. doi:10.1016/j.watres.2024.122181
- Binelli, A., S. Magni, C. Della Torre, R. Sbarberi, C. Cremonesi, and S. Galafassi. 2024. Monthly variability of floating plastic contamination in Lake Maggiore (Northern Italy). *Sci. Total Environ.* 919: 170740. doi:10.1016/j.scitotenv.2024.170740
- Campanale, C., F. Stock, C. Massarelli, C. Kochleus, G. Bagnuolo, G. Reifferscheid, and V. F. Uricchio. 2020. Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environ. Pollut.* 258: 113284. doi:10.1016/j.envpol.2019.113284
- Capelli, C., F. Mauri, E. Pianta, F. Rotta, and F. Lepori. 2023. Environmental DNA survey indicates arrival of quagga mussel in Ticino River basin. *J. Limnol.* 82. doi:10.4081/jlimnol.2023.2105
- de Carvalho, A. R., F. Garcia, L. Riem-Galliano, L. Tudesque, and M. Albignac. 2021. Urbanization and hydrological conditions drive the spatial and temporal variability of microplastic pollution in the Garonne River. *Sci. Total Environ.*
- Castro-Castellon, A. T., A. A. Horton, J. M. R. Hughes, C. Rampley, E. S. Jeffers, G. Bussi, and P. Whitehead. 2022. Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: Considering exposure and hazard across trophic levels. *Sci. Total Environ.* 816: 151638. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151638
- Cera, A., M. Pierdomenico, A. Sodo, and M. Scalici. 2022. Spatial distribution of microplastics in volcanic lake water and sediments: Relationships with depth and sediment grain size. *Sci. Total Environ.* 829. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.154659
- CIP AIS. 2022. Pannello di Controllo sullo stato e sull'evoluzione delle acque del Lago di Lugano. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzer. Campagna 2022.
- DACD SUPSI. 2023. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Asetti limnologici. Programma triennale 2022-2024. Campagna 2022. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.
- D'Avignon, G., I. Gregory-Eaves, and A. Ricciardi. 2022. Microplastics in lakes and rivers: an issue of emerging significance to limnology. *Environ. Rev.* 30: 228–244. doi:10.1139/er-2021-0048
- DT. 2018. Studio sulla presenza di microplastiche nel Lago Ceresio. Dipartimento del Territorio del Canton Ticino.
- Dusaucy, J., D. Gateuille, Y. Perrette, and E. Naffrechoux. 2021. Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environ. Pollut.* 284: 117075. doi:10.1016/j.envpol.2021.117075
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson, and D. C. Aldridge. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75: 63–82. doi:10.1016/j.watres.2015.02.012
- Elagami, H., P. Ahmadi, J. H. Fleckenstein, S. Frei, M. Obst, S. Agarwal, and B. S. Gilfedder. 2022. Measurement of microplastic settling velocities and implications for residence times in thermally stratified lakes. *Limnol. Oceanogr.* 67: 934–945. doi:10.1002/lno.12046
- Elagami, H., S. Frei, J.-P. Boos, G. Trommer, and B. S. Gilfedder. 2023. Quantifying microplastic residence times in lakes using mesocosm experiments and transport modelling. *Water Res.* 229. doi:10.1016/j.watres.2022.119463

- Eriksen, M., S. Mason, S. Wilson, C. Box, A. Zellers, W. Edwards, H. Farley, and S. Amato. 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77: 177–182. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.007
- Faure, F., C. Demars, O. Wieser, M. Kunz, and L. F. De Alencastro. 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* 12: 582. doi:10.1071/EN14218
- Fox, J. M., G. D. Schwoerer, K. M. Schreiner, E. C. Minor, and M. A. Maurer-Jones. 2022. Microplastics in the Water Column of Western Lake Superior. *ACS ES T Water* 2: 1659–1666. doi:10.1021/acsestwater.2c00169
- Hartmann, N. B. and others. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 53: 1039–1047. doi:10.1021/acs.est.8b05297
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel. 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46: 3060–3075. doi:10.1021/es2031505
- IST SUPSI. 2021. Presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano. Monitoraggio anno 2020.
- IST SUPSI. 2023. Presenza di microplastiche nella colonna d'acqua e nei sedimenti del Lago di Lugano. Monitoraggio anno 2022.
- IST SUPSI, F. 2020. Presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano. Monitoraggio anno 2020.
- Khatmullina, L., and I. Chubarenko. 2021. Thin synthetic fibers sinking in still and convectively mixing water: laboratory experiments and projection to oceanic environment. *Environ. Pollut.* 288: 117714. doi:10.1016/j.envpol.2021.117714
- Kumar, R., P. Sharma, C. Manna, and M. Jain. 2021. Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: A review. *Sci. Total Environ.* 782: 146695. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146695
- Lenaker, P. L., A. K. Baldwin, S. R. Corsi, S. A. Mason, P. C. Reneau, and J. W. Scott. 2019. Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 53: 12227–12237. doi:10.1021/acs.est.9b03850
- Lepori, F., B. Lucchini, C. Capelli, and F. Rotta. 2022. Mesotrophy is not enough: Re-assessing phosphorus objectives for the restoration of a deep Alpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Adv. Oceanogr. Limnol.* 13. doi:10.4081/aiol.2022.11061
- Lepori, F., and J. J. Roberts. 2015. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): What are the climatic drivers? *J. Gt. Lakes Res.* 41: 973–981. doi:10.1016/j.jglr.2015.08.004
- Li, C., R. Busquets, and L. C. Campos. 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Sci. Total Environ.* 707: 135578. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135578
- Liu, Y., R. Hao, X. Shi, S. Zhang, B. Sun, S. Zhao, and J. Huotari. 2022. Application of a microplastic trap to the determination of the factors controlling the lakebed deposition of microplastics. *Sci. Total Environ.* 843: 156883. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.156883

- Lusher, A. L., I. L. N. Bråte, K. Munno, R. R. Hurley, and N. A. Welden. 2020. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Appl. Spectrosc.* 74: 1139–1153. doi:10.1177/0003702820930733
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur, and C. Herring. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA technical memorandum NOS-OR&R. NOS-OR&R Marine Debris Program (U.S.9).
- Monteiro, S. S., and J. Pinto Da Costa. 2022. Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples. *Trends Environ. Anal. Chem.* 33: e00151. doi:10.1016/j.teac.2021.e00151
- Mora-Teddy, A. K., and C. D. Matthaei. 2020. Microplastic pollution in urban streams across New Zealand: concentrations, composition and implications. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 54: 233–250. doi:10.1080/00288330.2019.1703015
- MSFD Technical Group on Marine Litter. 2023. Guidance on the monitoring of marine litter in European seas: an update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive. European Commission. Joint Research Centre.
- Nava, V. and others. 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature* 619: 317–322. doi:10.1038/s41586-023-06168-4
- Nguyen, T. H., F. H. M. Tang, and F. Maggi. 2020. Sinking of microbial-associated microplastics in natural waters M. Båbler [ed.]. *PLOS ONE* 15: e0228209. doi:10.1371/journal.pone.0228209
- Niessen, F., L. Wick, G. Bonani, C. Chondrogianni, and C. Siegenthaler. 1992. Aquatic system response to climatic and human changes: Productivity, bottom water oxygen status, and sapropel formation in Lake Lugano over the last 10 000 years. *Aquat. Sci.* 54: 257–276. doi:10.1007/BF00878140
- Pasquier, G., P. Doyen, M. Kazour, A. Dehaut, M. Diop, G. Duflos, and R. Amara. 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Front. Environ. Sci.* 10: 811112. doi:10.3389/fenvs.2022.811112
- Plastics Europe. 2024. Plastics - the fast Facts 2024.
- Saarni, S., S. Hartikainen, S. Meronen, E. Uurasjärvi, M. Kalliokoski, and A. Koistinen. 2021. Sediment trapping – An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environ. Pollut.* 274: 116568. doi:10.1016/j.envpol.2021.116568
- Tamminga, M., and E. K. Fischer. 2020. Microplastics in a deep, dimictic lake of the North German Plain with special regard to vertical distribution patterns. *Environ. Pollut.* 267. doi:10.1016/j.envpol.2020.115507
- Tamminga, M., S.-C. Stoewer, and E. K. Fischer. 2019. On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environ. Pollut.* 254: 112970. doi:10.1016/j.envpol.2019.112970
- Tian, W., P. Song, H. Zhang, X. Duan, Y. Wei, H. Wang, and S. Wang. 2023. Microplastic materials in the environment: Problem and strategical solutions. *Prog. Mater. Sci.* 132: 101035. doi:10.1016/j.pmatsci.2022.101035
- UFAM, U. federale dell'ambiente. 2020. Materie plastiche.

USTAT. 2022. Popolazione residente permanente al 31 dicembre, secondo la classe d'età, dal 2003 al 2021.

Waldschläger, K., S. Lechthaler, G. Stauch, and H. Schüttrumpf. 2020. The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Sci. Total Environ.* 713: 136584. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.136584

Windsor, F. M., I. Durance, A. A. Horton, R. C. Thompson, C. R. Tyler, and S. J. Ormerod. 2019. A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Glob. Change Biol.* 25: 1207–1221. doi:10.1111/gcb.14572