



Lago di Lugano

**Dipartimento del
territorio**

**Ufficio della protezione
delle acque e
dell'approvvigionamento
idrico**

Via Franco Zorzi 13
6501 Bellinzona

Autori

F. Rotta

C. Capelli

F. Lepori

Presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano

Monitoraggio anno 2020

Rapporto finale

Settore Ecologia acquatica

Scuola universitaria professionale
della Svizzera italiana

SUPSI

Dipartimento ambiente costruzioni e design
Istituto scienze della Terra

Telefono
Fax
E-mail

Campus Mendrisio
CH – 6850 Mendrisio
+41 (0)58 666 62 00
+41 (0)58 666 62 09
ist@supsi.ch

Data: agosto 2021

Rapporto finale delle analisi sulla presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano – anno 2020

Sommario

1. Introduzione	3
2. Metodi	4
2.1. Descrizione del lago	4
2.2. Campionamento a lago	5
2.3. Preparazione dei campioni	7
2.4. Quantificazione delle macro e microplastiche e caratterizzazione morfologica	7
2.5. Analisi dei dati	9
3. Risultati e discussione	10
3.1. Numero totale e densità per unità di superficie	10
3.2. Dispersione spaziale	11
3.3. Variabilità spazio-temporale delle concentrazioni di MP	12
3.4. Composizione dimensionale: medie e variabilità spazio-temporale	13
3.5. Composizione morfologica: medie e variabilità spazio-temporale	15
4. Prospettive di ottimizzazione metodologica	17
4.1. Microscopia a fluorescenza	17
4.2. Caratterizzazione chimica dei polimeri plastici	18
5. Prospettive di ricerca	19
5.1. Monitoraggio delle acque superficiali dell'ambiente pelagico	19
5.2. Hotspot di immissione e punti di accumulo	19
5.3. Destino ambientale	20
5.4. Sorgenti di inquinamento	20
5.5. Interazione con gli organismi	21
6. Conclusioni	22
7. Ringraziamenti	23
8. Riferimenti bibliografici	23

Proposta di citazione: Rotta, F., Capelli, C. & Lepori, F. 2021. Presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano. Monitoraggio anno 2020. Istituto scienze della Terra, SUPSI, Mendrisio. 24 pp.

1. Introduzione

Le microplastiche (MP) sono uno dei maggiori contaminanti ambientali emergenti a livello globale. Data la loro grande variabilità di forme e composizione chimica, generalmente le MP vengono definite sulla base delle loro dimensioni, che variano tra l'ordine dei micrometri e quello dei millimetri (fino a 5 mm; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

Recentemente la presenza ubiquitaria di detrito plastico negli ambienti acquatici ha portato a un rapido aumento nel numero di pubblicazioni in questo ambito di ricerca. Rispetto alla ricerca in ambienti marini, quella concernente gli ecosistemi di acque dolci presenta ancora numerose lacune per quanto riguarda sia l'entità del problema che il comportamento (distribuzione, fonti e destino) delle MP. Ad oggi, infatti, solo il 4% delle pubblicazioni scientifiche sulle MP riguarda studi svolti in laghi e fiumi (Li *et al.*, 2017). Le informazioni raccolte hanno comunque evidenziato come i livelli di concentrazione delle MP in questi ambienti abbiano ordini di grandezza paragonabili a quelli rilevati in acque salate, sottolineando la necessità di ampliare le ricerche (Dris *et al.*, 2015).

A seguito di uno studio condotto nel 2014 su alcuni laghi svizzeri (EPFL, 2014), nel 2018 il Dipartimento del Territorio del Canton Ticino ha effettuato un'indagine pilota volta a valutare la concentrazione di MP nelle acque superficiali del Lago di Lugano (Dipartimento Territorio, 2018). Come tutti i laghi svizzeri, anche il Lago di Lugano è risultato essere interessato da sostanziali concentrazioni di particelle plastiche in entrambi i bacini, rappresentate principalmente da frammenti originati dalla degradazione di materiali di maggiori dimensioni. Con una media di circa 0.2 MP per m², il livello di contaminazione è risultato di poco inferiore a quello di laghi più estesi come il Maggiore o il Lemano, e circa doppio rispetto alla media degli altri laghi svizzeri. Questi risultati hanno sollevato preoccupazioni nel pubblico e spinto il Dipartimento del Territorio ad approfondire e sistematizzare le indagini sul tema dell'inquinamento da MP in Ticino.

A tal fine, nel 2019, l'Istituto Scienze della Terra della SUPSI è stato incaricato dal Dipartimento del Territorio di svolgere un programma quadriennale di indagini di approfondimento sulle MP nel bacino del Lago di Lugano. Il programma si pone il duplice obiettivo di determinare accuratamente l'abbondanza e la distribuzione delle MP all'interno del bacino e gettare le basi per lo sviluppo di un programma di monitoraggio. Le attività sono incominciate nel 2020 con una campagna focalizzata sulla quantificazione di MP galleggianti sulla superficie dell'area pelagica del lago. Oltre a quantificare l'entità della contaminazione, questa prima campagna si pone lo scopo di verificare l'esistenza di variazioni temporali e spaziali nella concentrazione di MP in questo comparto dell'ecosistema lacustre (superficie della zona pelagica). Questo studio è stato integrato con l'analisi delle macroplastiche (dimensioni > 5 mm) presenti nei medesimi campioni per fornire una valutazione più completa dell'inquinamento da plastiche nel lago. Altri comparti ambientali (colonna d'acqua, sedimenti, litorale, corsi d'acqua, organismi bentonici) verranno investigati in campagne successive.

Il presente rapporto riassume i metodi utilizzati e i risultati ottenuti nel corso della campagna svolta nel 2020, discute i risultati nel contesto delle conoscenze attuali, e propone prospettive di ottimizzazione metodologica e ricerca futura.

2. Metodi

2.1. Descrizione del lago

Il Lago di Lugano è un lago sud-alpino situato sulla fascia di confine tra la Svizzera (Canton Ticino) e l'Italia (Regione Lombardia) a una quota di 271 m s.l.m. (Figura 2.1.1). Il bacino lacustre occupa una superficie di circa 49 km² e giace in una valle originata nel periodo Terziario (Messiniano) a seguito dell'erosione fluviale e successivamente rimodellata durante l'ultimo periodo glaciale nel Pleistocene.

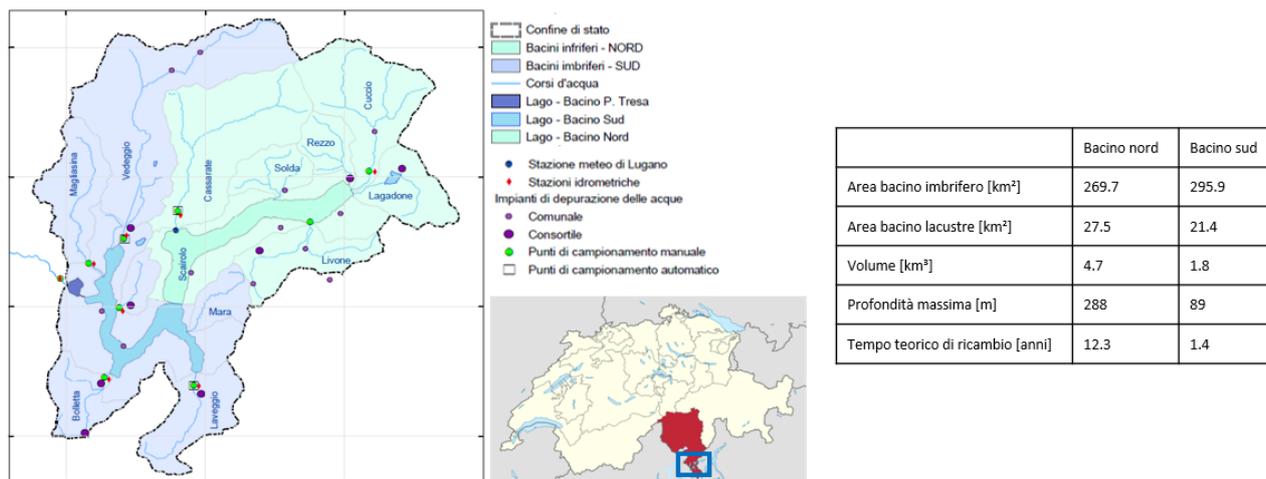


Figura 2.1.1. Localizzazione e principali caratteristiche morfometriche del Lago di Lugano (immagine modificata da CIP AIS, 2019)

Il lago si suddivide in tre bacini: il bacino nord, il bacino sud e il piccolo bacino di Ponte Tresa, situato in prossimità dell'unico emissario del lago, il fiume Tresa, che fluisce nel Lago Maggiore. I bacini nord e sud sono separati dal ponte-diga di Melide, costruito in passato su una morena sublacuale. Il bacino nord occupa un'area di 27.5 km² tra Melide e Porlezza e si contraddistingue per l'elevata profondità (profondità massima 288 m). A causa di un carico idraulico limitato rispetto al volume (Figura 2.1.1), il bacino nord è caratterizzato da un elevato tempo teorico di ricircolo 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. Il bacino sud si estende per un'area di 21.4 km² tra Capolago e Agno (Figura 2.1.1). Pur presentando una superficie simile a quella del bacino nord, il bacino sud presenta un regime di olomissi, favorito dalla minore profondità (profondità massima 94 m) e dal maggior carico idraulico. Oltre a raccogliere le acque provenienti dal bacino nord, il bacino sud riceve gli apporti dei maggiori tributari del lago (Veduggio, Magliana, Laveggio) e quelle trattate dai maggiori impianti di depurazione (Figura 2.1.1).

Nel 2003 la popolazione residente nel bacino del lago si attestava su 195'443 abitanti (CIP AIS, 2003). Il centro urbano più importante è rappresentato dalla città di Lugano, dove è presente una popolazione superiore ai 50'000 abitanti. Per il resto si tratta prevalentemente di nuclei abitativi medio-piccoli, con popolazione residenziale non superiore ai 5'000 abitanti. Le aree boschive e semi-naturali sono tuttavia predominanti nel territorio del bacino.

2.2. Campionamento a lago

Nel corso del 2020 sono stati effettuati quattro campionamenti in due settori del lago:

- al fine di valutare la variabilità temporale della presenza di plastiche, i campionamenti sono stati svolti con cadenza stagionale, precisamente nei mesi di febbraio (inverno), aprile (primavera), agosto (estate) e novembre (autunno). I mesi di campionamento sono riportati in Tabella 3.1.1;
- al fine di valutare la variabilità spaziale, considerata l'articolazione del lago in bacini separati, i campioni sono stati raccolti presso un settore del bacino nord a Gandria e un settore del bacino sud a Figino (Figura 2.2.2). Per semplicità questi settori verranno denominati in seguito bacino nord e bacino sud. Le aree di campionamento scelte sono inoltre le stesse utilizzate durante lo studio pilota del 2018 (Dipartimento Territorio, 2018) così da permettere il confronto tra i risultati.

Il campionamento è stato effettuato tramite l'utilizzo di una rete manta di maglia 300 μm con un'apertura di 30 cm di larghezza (*Hydro-Bios, Microplastic Net 'Manta'*), trainata da una barca a motore mantenuta a una velocità costante e non superiore a 7 km/h. La rete è stata dotata di un correntometro meccanico (mulinello idrometrico) per permettere di misurare la superficie di lago campionata. La rete manta è stata calata in acqua lateralmente all'imbarcazione; durante il campionamento, è stata tenuta all'esterno della scia di turbolenza della barca in modo da garantirne la stabilità e rendere il processo di filtrazione omogeneo e continuo (Figura 2.2.1).



Figura 2.2.1 a) Posizionamento della rete manta per il campionamento delle plastiche nelle acque superficiali; b) Attività di campionamento, il posizionamento di un mulinello idrometrico nella parte centrale della rete permette di misurare la superficie di lago filtrata; c) Esempi di campioni raccolti in tre diverse stagioni del 2020.

Per ogni campionamento, sia nel bacino nord che nel bacino sud, sono stati effettuati tre transetti di circa 3 km ciascuno. I tracciati esatti dei transetti sono stati registrati tramite GPS (Figura 2.2.2). I transetti sono stati localizzati nell'area pelagica del lago cercando di evitare zone di accumulo di plastiche galleggianti, come foci di immissari, golfi e rive, che porterebbero a una sovrastima delle concentrazioni pelagiche e a un elevato errore di campionamento. Al termine di ciascun transetto, la rete è stata risciacquata dall'esterno e il materiale raccolto è stato conservato in contenitori di vetro chiusi per ridurre la probabilità di contaminazioni aeree (Figura 2.2.1).

Tutti i campioni sono stati raccolti in condizioni di vento debole o assente per assicurarsi che la manta rimanesse orizzontale sulla superficie dell'acqua durante l'intera esecuzione dei transetti. Inoltre, poiché è noto che precipitazioni di forte intensità sono causa di aumenti temporanei nel numero medio di MP presenti in ambiente (Xia *et al.*, 2020), i campionamenti sono stati eseguiti in condizioni di tempo sereno, ad almeno 5 giorni di distanza dall'ultima precipitazione intensa.

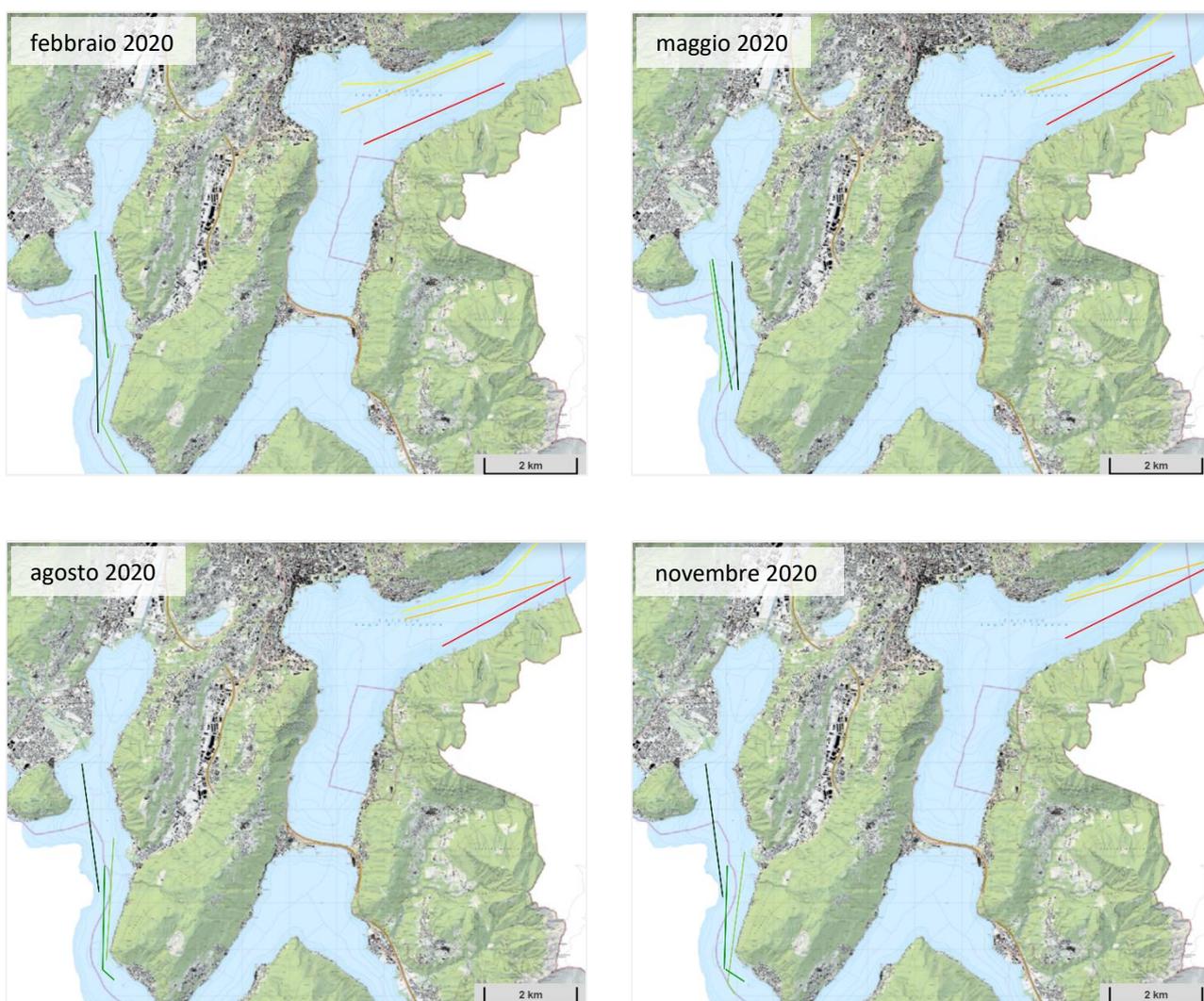


Figura 2.2.2. Percorso dei transetti effettuati nel corso dei quattro campionamenti. ■: primo transetto bacino nord; ■: secondo transetto bacino nord; ■: terzo transetto bacino nord; ■: primo transetto bacino sud; ■: secondo transetto bacino sud; ■: terzo transetto bacino sud.

2.3. Preparazione dei campioni

Basandosi su metodologie descritte in letteratura e che si stanno affermando quali standard per l'analisi delle MP a livello nazionale e internazionale (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012), è stato seguito il seguente protocollo di preparazione dei campioni.

Come primo passaggio, ogni campione è stato diviso in classi dimensionali utilizzando tre setacci in alluminio impilati con maglia di larghezza decrescente (5 mm, 1 mm e 0.3 mm; Figura 2.3.1). Le particelle plastiche di dimensioni superiori a 5 mm (*macroplastiche*) e la frazione di dimensione 5 - 1 mm (*grandi microplastiche*) sono state direttamente trasferite su filtri in nitrato di cellulosa di maglia 1.2 µm e lasciate essiccare a 50°C per 24 h. La rimanente frazione del campione di dimensioni 1 - 0.3 mm (*piccole microplastiche*) è stata sottoposta a un passaggio di ossidazione, necessario per ridurre il particolato organico presente, che potrebbe ostacolare la successiva analisi allo stereoscopio. Nello specifico, a ciascun campione sono stati aggiunti 20 - 40 mL di acqua ossigenata (H₂O₂ 30%) e 20 mL di catalizzatore (soluzione 0.05 M FeSO₄) per poi essere lasciati 24 h sotto cappa su piastra riscaldante a 50°C (Figura 2.3.1). Al completamento della digestione, la soluzione è stata passata anch'essa su filtro e lasciata ad essiccare a 50°C per 24 h.

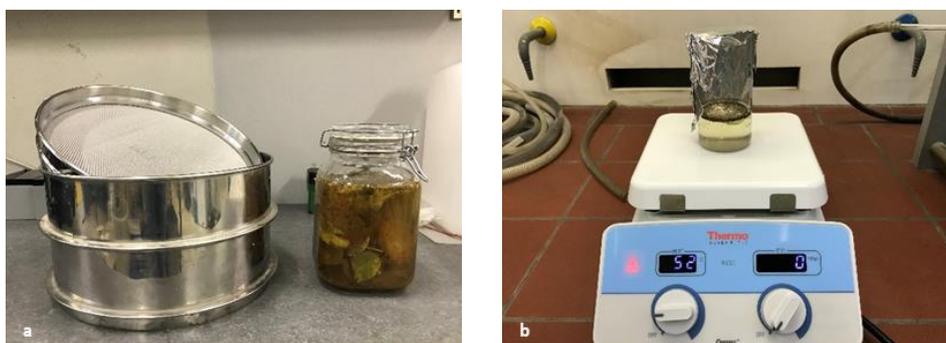


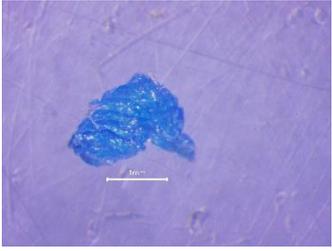
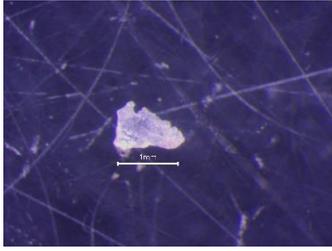
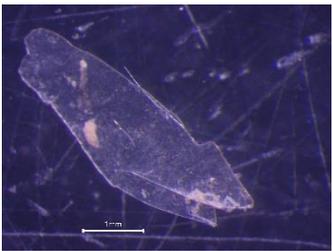
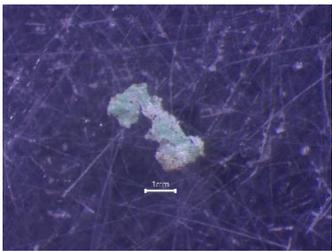
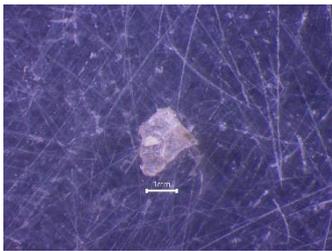
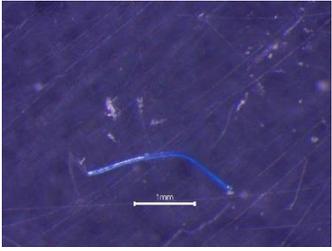
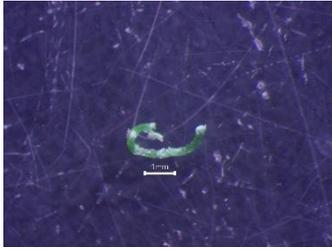
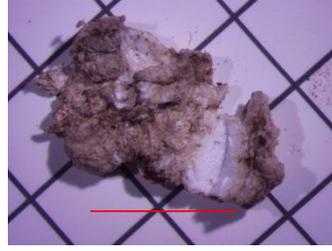
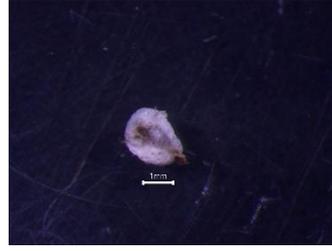
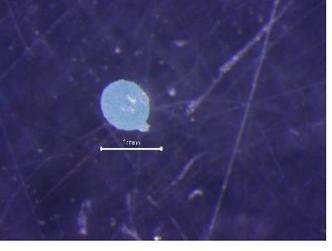
Figura 2.3.1 a) Separazione del campione in tre classi dimensionali tramite utilizzo di setacci in alluminio di maglia 5 mm, 1 mm e 0.3 mm; b) Processo di digestione (H₂O₂ 30% + FeII) della sostanza organica nel sotto campione di dimensioni inferiori a 1 mm.

Tutti i campioni sono rimasti coperti o conservati in contenitori fino al momento della preparazione del filtro. In questo modo si è ridotta al minimo la possibilità di una contaminazione derivata da MP presenti nell'ambiente di lavoro. In aggiunta, in giorni differenti, due filtri di controllo sono stati eseguiti in parallelo alla preparazione e all'analisi di alcuni campioni per quantificare la contaminazione aerea a cui sono mediamente soggetti durante le attività di laboratorio. L'osservazione allo stereoscopio ha evidenziato la presenza di un numero di MP inferiore a 10 particelle per filtro. Alla luce dei valori ottenuti dai conteggi, questi livelli di contaminazione ambientale sono stati considerati trascurabili ai fini dei risultati.

2.4. Quantificazione delle macro e microplastiche e caratterizzazione morfologica

I filtri sono stati analizzati sull'intera superficie con l'ausilio di uno stereoscopio (Wild M5, ingrandimenti x6 - 25) munito di fotocamera (Bresser MikroCamSP 5.0). Le particelle identificate come materiale plastico sono state contate e categorizzate in sei differenti classi morfologiche sulla base del loro aspetto e delle loro caratteristiche fisiche (Tabella 2.4.1). Per ridurre gli errori di identificazione durante i conteggi le plastiche sono state distinte dal materiale organico utilizzando una serie di criteri tratti dalla letteratura (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Lusher *et al.*, 2020).

Tabella 2.4.1. Classi morfologiche utilizzate per la caratterizzazione fisica delle microplastiche. Per ciascuna tipologia vengono riportate alcune immagini di materiali ritrovati durante i conteggi (barra bianca = 1 mm; barra rossa = 10 mm).

Frammenti			
Film			
Filamenti			
Schiume			
Pellet			
Microsfere			

2.5. Analisi dei dati

Per ciascun transetto è stata stimata la densità di plastiche per unità di superficie tramite rapporto tra il numero totale di particelle contate e l'area di campionamento calcolata con il correntometro. L'area di campionamento è stata calcolata usando la formula:

$$\text{Area (m}^2\text{)} = \text{larghezza manta (0.3 m)} \times \text{numero rivoluzioni} \times \text{pitch (m rivoluzioni}^{-1}\text{)}$$

Il numero di rivoluzioni del rotore è stato ottenuto grazie al contagiri del correntometro, mentre il *pitch* del rotore (distanza percorsa per rivoluzione), nel nostro caso pari a 0.3 m, è specificato dal costruttore.

Successivamente, per entrambi i bacini sono state calcolate la densità media di plastiche per giorno di campionamento (media tre transetti) e la rispettiva varianza (scarto quadratico medio) per ciascuna data di campionamento.

Le analisi statistiche si sono concentrate sulla modalità di dispersione e sull'influenza della variabilità spazio-temporale sulle concentrazioni e sulla composizione delle MP.

La dispersione delle MP entro ogni settore del lago è stata studiata ai fini di valutare il disegno di campionamento. In particolare, abbiamo voluto valutare l'adeguatezza dell'impiego di transetti di 3 km di lunghezza quale unità di campionamento. Normalmente vengono riconosciute tre modalità distinte di dispersione di popolazioni di organismi o altri oggetti: aggregata (o sovradispersa), casuale e omogenea (o sottodispersa). L'uso di transetti lunghi diversi chilometri è potenzialmente utile perché si assume che serva a evitare sovradisersione tra campioni, quindi a ridurre l'errore di campionamento e migliorare la precisione della stima della popolazione di interesse (densità di plastiche in un settore). Per valutare questa assunzione abbiamo usato il rapporto tra varianza e media (VMR: Variance-to-Mean Ratio) quale indice di dispersione. Un valore di VMR pari a 1 indica una dispersione casuale, un valore < 1 una distribuzione omogenea e un valore > 1 una dispersione aggregata (Krebs, 1999).

L'influenza della variabilità spazio-temporale sulle concentrazioni di MP è stata studiata mediante analisi della varianza (ANOVA) a due vie (o fattori) e misure ripetute (*repeated measures*), mentre l'influenza sulla composizione è stata studiata mediante analisi multivariata della varianza (MANOVA). La composizione è stata descritta mediante due variate corrispondenti alle classi dimensionali (macroplastiche, grandi microplastiche e piccole microplastiche) e alle classi morfologiche (frammenti, filamenti e "altro": somma delle quattro categorie meno frequenti, vedi Tabella 2.4.1).

Per queste analisi statistiche ai dati ottenuti nel presente monitoraggio sono stati aggiunti i risultati riportati nel rapporto del 2018 (Dipartimento Territorio, 2018) per aumentare la potenza statistica. Si è ritenuto che le piccole differenze metodologiche tra studi non infirmino la validità delle analisi, comunque esplorative.

In queste analisi il settore di campionamento (due livelli: bacino nord e bacino sud) è stato introdotto quale primo fattore per rappresentare la variabilità spaziale. La data di campionamento (sei livelli corrispondenti a sei date, due nel 2018 e quattro nel 2020) è stata introdotta quale secondo fattore per rappresentare la variabilità temporale. Nelle analisi si è testato se questi fattori e la loro interazione (bacino × data) spiegassero in modo statisticamente significativo la variabilità della densità totale (ANOVA) o la composizione (MANOVA) delle MP rilevate.

Le analisi sono state condotte con il software statistico Minitab (Minitab® 20.3). Prima dell'analisi si è verificata l'assunzione dell'omogeneità della varianza tra i gruppi.

3. Risultati e discussione

3.1. Numero totale e densità per unità di superficie

Complessivamente nel 2020 sono state raccolte, misurate e catalogate un totale di 60 macroplastiche e 4983 MP. Di queste ultime, la maggior parte (poco meno di 4000) appartengono alla classe dimensionale delle piccole MP, ovvero con dimensioni comprese tra 1 – 0.3 mm.

Le macroplastiche (dimensioni > 5 mm) sono state ritrovate solo nella metà dei campioni e con densità ridotte (0.003 \# m^{-2} ; Tabella 3.1.1). In confronto, le MP (dimensioni < 5 mm) sono risultate abbondantemente presenti in tutti i campioni, con una densità media globale di 0.27 \# m^{-2} (o $270'000 \text{ \# km}^{-2}$). Questo valore è dello stesso ordine di grandezza ma leggermente superiore a quanto rilevato nel precedente studio (Dipartimento Territorio, 2018; Figura 3.1.1). Per dare un'immagine forse più concreta dell'entità dell'inquinamento, assumendo (per semplificare) una distribuzione omogenea in tutto il lago, una densità di 0.27 \# m^{-2} indicherebbe che, in ogni istante, sul Lago di Lugano galleggerebbero più di 13 milioni di MP.

Tabella 3.1.1. Densità delle plastiche [\# m^{-2}] divise per dimensione, mese di campionamento e bacino del Lago di Lugano. I numeri, relativi al monitoraggio del 2020, rappresentano la densità media (media 3 campioni raccolti su transetti di circa 3 km ciascuno), e il relativo errore standard. BN: bacino nord; BS: bacino sud.

	> 5 mm	5 – 1 mm	1 – 0.3 mm
BN febbraio	0.017 ± 0.009	0.164 ± 0.073	0.947 ± 0.386
BN maggio	0.001 ± 0.001	0.074 ± 0.019	0.078 ± 0.018
BN agosto	0.000 ± 0.000	0.029 ± 0.007	0.054 ± 0.008
BN novembre	0.002 ± 0.001	0.099 ± 0.045	0.076 ± 0.023
BS febbraio	0.001 ± 0.001	0.039 ± 0.003	0.176 ± 0.057
BS maggio	0.001 ± 0.000	0.013 ± 0.001	0.110 ± 0.013
BS agosto	0.000 ± 0.000	0.017 ± 0.004	0.128 ± 0.033
BS novembre	0.003 ± 0.002	0.091 ± 0.040	0.101 ± 0.047

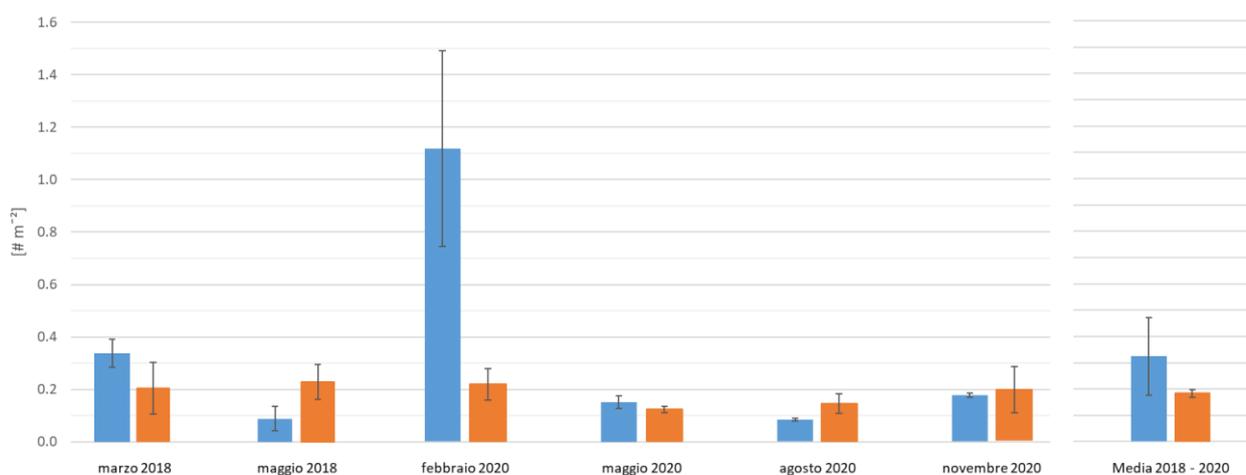


Figura 3.1.1. Densità media totale (media 3 transetti) delle microplastiche (dimensioni 5 – 0.3 mm) nei sei mesi di campionamento e densità media totale rilevata tra il 2018 (Dipartimento Territorio, 2018) e il 2020. I valori per il 2020 vengono riportati in Tabella 3.1.1. ■: BN; ■: BS.

La densità media di 0.27 \# m^{-2} (o $270'000 \text{ \# km}^{-2}$) conferma, come già rilevato nello studio pilota (Dipartimento Territorio, 2018), che la contaminazione da MP nel Lago di Lugano si attesta su valori alti rispetto a quelli misurati nel recente passato in altri laghi svizzeri (media $91'000 \text{ \# km}^{-2}$, massimo $220'000 \text{ \# km}^{-2}$; EPFL, 2014). Secondo una sintesi globale sull'inquinamento da MP nei laghi (Dusaucy *et al.*, 2021), le densità superficiali osservate variano tra $10'900 \text{ \# km}^{-2}$ e $2'090'000 \text{ \# km}^{-2}$, con una mediana pari a $48'200 \text{ \# km}^{-2}$. Per cui, la densità rilevata da questo studio nel Lago di Lugano è quasi sei volte superiore alla mediana globale. In base allo stesso studio, valori superiori a $200'000 \text{ \# km}^{-2}$ vanno considerati elevati anche nel contesto dei laghi urbani o fortemente urbanizzati (cioè comprendenti centri abitativi con almeno $100'000$ abitanti, quali per esempio i Grandi Laghi americani). L'elevato grado di inquinamento da MP rilevato nel Lago di Lugano va probabilmente ascritto a un rapporto sfavorevole tra carico inquinante (probabilmente elevato, ma per ora non quantificato) e la superficie relativamente ridotta del lago che favorisce la concentrazione.

L'uso di un correntometro meccanico per la misurazione della superficie campionata (Sezione 2.2) ha permesso misurazioni più accurate della densità delle MP superficiali rispetto alla misurazione effettuata esclusivamente tramite GPS (+ 0.5 km rispetto al valore misurato tramite mulinello idrometrico). Il confronto tra le densità di MP valutate utilizzando i due metodi (densità_{GPS} – densità_{correntometro}; Tabella 3.1.2) indica che senza misurazione tramite mulinello i valori di densità risulterebbero leggermente sottostimati (in media di 0.04 \# m^{-2} , pari al 15%). Alla luce di questi risultati suggeriamo che il monitoraggio effettuato con correntometro meccanico produca una misura più accurata della contaminazione da MP nelle acque superficiali del Lago di Lugano. Futuri monitoraggi dovranno tenere conto di tali scostamenti, preferendo una misura della superficie tramite mulinello idrometrico.

Tabella 3.1.2. Differenze nella lunghezza media dei transetti e nella densità media di microplastiche stimate sulla base dei chilometri rilevati tramite dispositivo GPS (Distanza_{GPS}) e correntometro meccanico (Distanza_{corr}). I numeri, relativi al monitoraggio del 2020, rappresentano la media e il relativo errore standard delle distanze e delle densità medie di microplastiche (media 3 transetti). BN: bacino nord, BS: bacino sud.

	Distanza _{GPS} (km)	Distanza _{corr} (km)	Dist _{GPS} – Dist _{corr} (km)	Densità _{GPS} (# m ⁻²)	Densità _{corr} (# m ⁻²)	Dens _{GPS} – Dens _{corr} (# m ⁻²)
BN febbraio	3.09 ± 0.005	2.83 ± 0.168	+ 0.26	0.96 ± 0.275	1.11 ± 0.372	- 0.15
BN maggio	3.00 ± 0.000	1.70 ± 0.109	+ 1.30	0.09 ± 0.019	0.15 ± 0.025	- 0.06
BN agosto	2.91 ± 0.024	2.35 ± 0.023	+ 0.57	0.07 ± 0.005	0.08 ± 0.005	- 0.02
BN novembre	3.01 ± 0.005	2.86 ± 0.099	+ 0.15	0.13 ± 0.044	0.15 ± 0.049	- 0.01

	Distanza _{GPS} (km)	Distanza _{corr} (km)	Dist _{GPS} – Dist _{corr} (km)	Densità _{GPS} (# m ⁻²)	Densità _{corr} (# m ⁻²)	Dens _{GPS} – Dens _{corr} (# m ⁻²)
BS febbraio	3.01 ± 0.003	2.75 ± 0.048	+ 0.27	0.19 ± 0.054	0.22 ± 0.060	- 0.02
BS maggio	3.00 ± 0.000	2.03 ± 0.137	+ 0.98	0.08 ± 0.009	0.12 ± 0.012	- 0.04
BS agosto	2.99 ± 0.012	2.67 ± 0.044	+ 0.32	0.13 ± 0.023	0.14 ± 0.037	- 0.02
BS novembre	3.02 ± 0.030	2.64 ± 0.160	+ 0.37	0.16 ± 0.062	0.19 ± 0.087	- 0.04

3.2. Dispersione spaziale

L'indice di dispersione spaziale VMR è risultato sostanzialmente inferiore a 1 per tutti i campionamenti effettuati tra il 2018 e il 2020 (Tabella 3.2.1). Questo risultato indica che le particelle plastiche tendono a essere sottodisperse (dispersione relativamente uniforme) tra unità di campionamento (transetti di circa 3 km), entro ogni combinazione di bacino e data. Questo risultato è piuttosto sorprendente perché l'indagine

pilota del Dipartimento del Territorio (Dipartimento Territorio, 2018) aveva sottolineato come le concentrazioni di MP potessero essere eterogenee tra un campione e l'altro anche all'interno di una stessa zona e periodo. Probabilmente alla tendenza alla sottodispersione osservata ha contribuito la scelta oculata dei giorni e delle date di campionamento (esclusione di giorni ventosi o seguenti precipitazioni intense). Dal punto di vista del disegno di campionamento, la sottodispersione delle plastiche osservata è utile perché indica che le unità di campionamento prescelte (transetti di 3 km) sono efficaci nel contenere la varianza tra campioni e, quindi, l'errore di campionamento. Pertanto, con l'attuale disegno di campionamento, dovrebbe essere possibile ottenere stime di densità relativamente precise per ogni combinazione di bacino e data, nonostante il numero relativamente ridotto di campioni ($n = 3$). Si può quindi ben sperare che il disegno di monitoraggio sia sufficientemente preciso per rilevare eventuali differenze tra stazioni o tendenze temporali entro ciascuna stazione.

Tabella 3.2.1. Media [$\# m^{-2}$], varianza e rapporto varianza-media (VMR: Variance-to-Mean Ratio) dei risultati relativi alla densità di microplastiche rilevate a Gandria (BN) e Figino (BS) durante i campionamenti del 2018 (Dipartimento Territorio, 2018) e 2020. Media e varianza sono state calcolate dai risultati di 3 transetti, per ogni combinazione di sito e data di campionamento (vedi sezione 2.5). se: errore standard; *: valore massimo e valore minimo misurato nei due bacini.

Bacino	Data	Media \pm se	Varianza	VMR
BN	28.03.2018	0.338 \pm 0.053	0.0128	0.038
	08.05.2018	0.088 \pm 0.046	0.0096	0.109
	17.02.2020	1.111 \pm 0.372 *	0.6122	0.559
	05.05.2020	0.152 \pm 0.025	0.0027	0.018
	05.08.2020	0.084 \pm 0.005 *	0.0001	0.001
	10.11.2020	0.204 \pm 0.008	0.0003	0.002

Bacino	Data	Media	Varianza	VMR
BS	28.03.2018	0.201 \pm 0.099	0.0444	0.222
	08.05.2018	0.227 \pm 0.066 *	0.0197	0.087
	17.02.2020	0.216 \pm 0.060	0.0163	0.075
	07.05.2020	0.123 \pm 0.012 *	0.0007	0.005
	06.08.2020	0.145 \pm 0.037	0.0060	0.042
	11.11.2020	0.193 \pm 0.087	0.0339	0.176

3.3. Variabilità spazio-temporale delle concentrazioni di MP

Dall'analisi della varianza è emersa l'esistenza di una relazione statisticamente significativa tra la densità di MP e l'interazione tra bacino e data di campionamento ($p = 0.024$; Tabella 3.3.1). Viceversa, gli effetti dei singoli fattori bacino e data non sono risultati significativi. Questo risultato indica che la media complessiva delle MP nei due bacini, considerando i due anni di campionamento 2018 e 2020, non è sostanzialmente diversa (bacino nord: $0.3 \# m^{-2}$; bacino sud: $0.2 \# m^{-2}$). Diverso è invece l'effetto della data di campionamento tra i due bacini: nel bacino nord, la densità di MP subisce delle importanti variazioni lungo il corso dell'anno, con eventi estremi che portano a sensibili aumenti o diminuzioni nelle densità di MP campionate (Tabella 3.2.1; valore massimo bacino nord: $1.11 \# m^{-2}$; valore minimo bacino nord: $0.08 \# m^{-2}$). Diversamente, nel bacino sud la densità di MP è rimasta più costante nel tempo (Tabella 3.2.1; valore massimo bacino sud: $0.23 \# m^{-2}$; valore minimo bacino sud: $0.12 \# m^{-2}$).

Tabella 3.3.1. Risultati del test sulla varianza (ANOVA a due fattori) per la determinazione della variabilità spazio-temporale della densità delle microplastiche totali (dimensioni 5 – 0.3 mm). DF: gradi di libertà; Adj SS: adjusted sum of squares; Adj MS: adjusted means square; *: *p*-value statisticamente significativo.

Fattori	DF	Adj SS	Adj MS	F-value	<i>p</i> -value	<i>r</i> ²
Bacino	1	0.1903	0.19031	0.90	0.394	68.41%
Data	5	1.2799	0.25598	1.19	0.427	
Transetti (Bacino)	4	0.2458	0.06144	0.95	0.455	
Bacino x Data	5	1.0774	0.21549	3.34	0.024 *	
Errore	20	1.2899	0.06450			
Totale	35	4.0834				

Allo stato attuale delle ricerche non è possibile spiegare in modo esaustivo i risultati ottenuti. Tuttavia si può ipotizzare che le variazioni osservate siano dovute a diverse modalità di immissione delle MP nei due bacini del lago. I livelli più costanti di MP nel bacino sud sembrano indicare un apporto stabile e continuo di inquinanti plastici, probabilmente da parte dei tributari. Nel bacino nord, dove l'immissione da parte dei fiumi è inferiore, oscillazioni nel numero di MP potrebbero indicare fonti di natura più episodica, quali l'attivazione di sfioratori di piena o il ruscellamento dal suolo urbano (agglomerato di Lugano) a seguito di eventi meteorici intensi. Nuove variabili, come per esempio le portate degli immissari o i livelli delle precipitazioni occorse prima del campionamento, verranno prese in considerazione nel corso di future analisi per esaminare l'esistenza di una relazione con l'abbondanza di MP nel Lago di Lugano.

3.4. Composizione dimensionale: medie e variabilità spazio-temporale

Analogamente a quanto osservato in altri studi (Li *et al.*, 2018), la contaminazione da MP nel Lago di Lugano è risultata essere composta principalmente da piccole MP (1 - 0.3 mm), la cui densità in entrambi i bacini è mediamente tre volte superiore a quella delle grandi MP (Tabella 3.1.1; Figura 3.4.1).

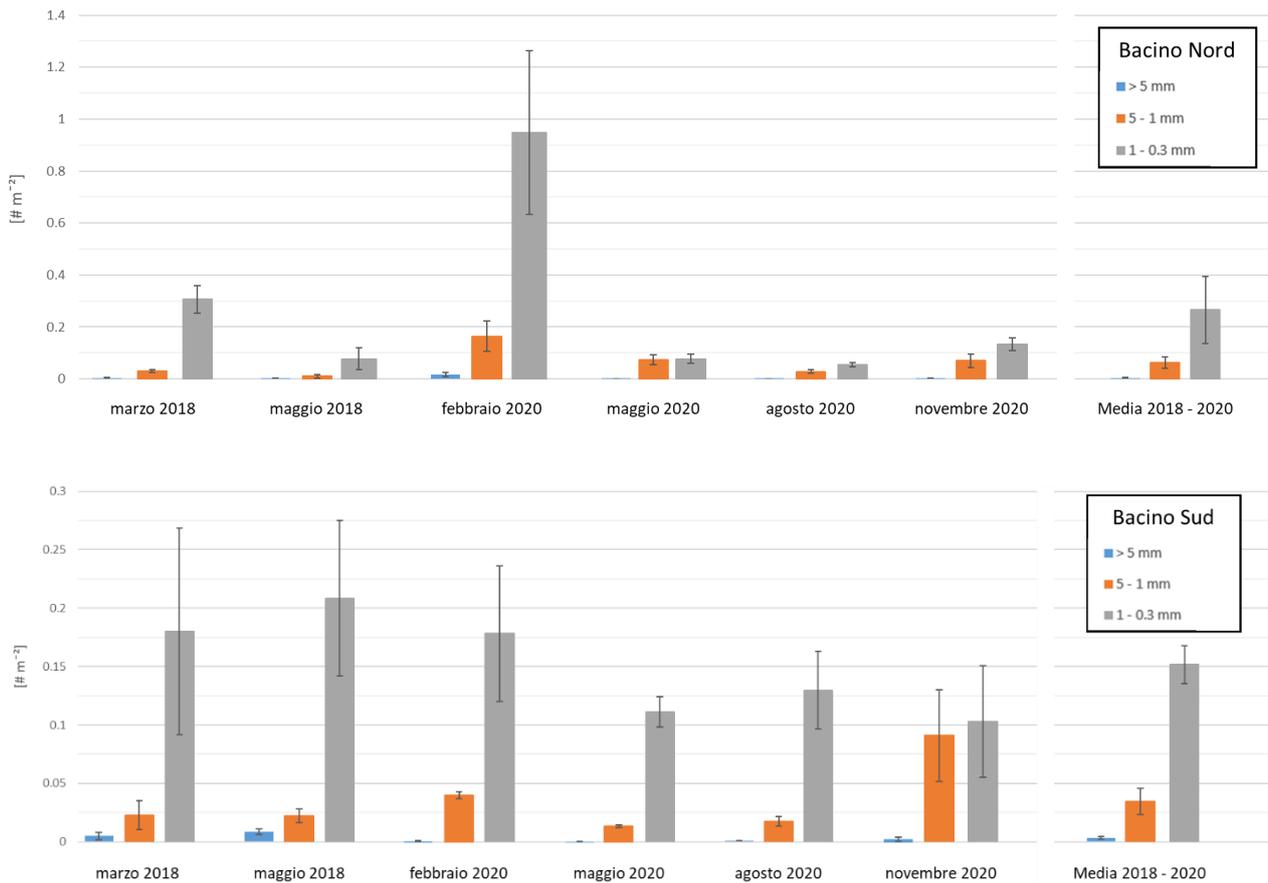


Figura 3.4.1. Densità media per classe dimensionale (media 3 transetti) di microplastiche nei sei mesi di campionamento e densità media totale per il periodo 2018 – 2020.

Dall'analisi della varianza (sezione 2.5) non si evidenziano differenze statisticamente significativa nella composizione dimensionale delle MP tra i due bacini del lago (media grandi MP bacino nord: 0.09 # m^{-2} ; media piccole MP bacino nord: 0.28 # m^{-2} ; media grandi MP bacino sud: 0.04 # m^{-2} ; media piccole MP bacino sud: 0.15 # m^{-2} ; Figura 3.4.1). Al contrario è emersa una relazione statisticamente significativa ($p < 0.001$) con la data di campionamento riconducibile a differenze nella composizione dimensionale delle MP occorse in alcune date rispetto ad altri periodi di campionamento (per esempio marzo 2018 e febbraio 2020 per il bacino nord, e novembre 2020 per il bacino sud; Figura 3.4.1).

Ad oggi non sono note in letteratura osservazioni analoghe e, con le conoscenze attuali, non ci è possibile spiegare le variazioni temporali della composizione dimensionale delle MP nel Lago di Lugano. Le possibili relazioni con le tipologie morfologiche dominanti, le fonti di inquinamento o dei particolari eventi meteorici potranno essere rilevate solo alla luce di ulteriori ricerche.

In generale, il maggior contributo delle piccole MP all'inquinamento è da considerare con particolare attenzione. Studi preliminari hanno infatti evidenziato che il potenziale di ingestione e accumulo delle MP negli organismi aumenta al diminuire delle dimensioni delle particelle (Wagner *et al.*, 2014). Pertanto, per poter valutare meglio i possibili effetti biologici sarebbero necessarie ulteriori analisi per quantificare la densità delle MP di dimensioni $< 300 \mu\text{m}$, che verosimilmente sono presenti in numeri maggiori (Li *et al.*, 2018). In secondo luogo si dovrà verificare se e in che modo questi livelli di contaminazione, e le relative variazioni, possano essere nocivi per i popolamenti biologici del lago.

3.5. Composizione morfologica: medie e variabilità spazio-temporale

In linea con quanto osservato dall'indagine pilota (Dipartimento Territorio, 2018), i frammenti si confermano la tipologia di MP più abbondante nelle acque superficiali del Lago di Lugano e rappresentano almeno il 48% delle particelle presenti in tutti i campioni analizzati. I frammenti sono particolarmente dominanti nel bacino nord, dove compongono più del 70% dei campioni (Figura 3.5.1). Seguono per abbondanza i filamenti, classe che comprende principalmente materiale fibroso molto piccolo ed estremamente sottile, presumibilmente di origine tessile sintetica. Mentre nel bacino nord i valori di questa tipologia sono relativamente ridotti (circa 9%), nel bacino sud i filamenti rappresentano quasi il 40% di tutte le MP rilevate (Figura 3.5.1).

La differenza tra i due bacini nella tipologia morfologica di MP dominanti è stata ulteriormente confermata dall'analisi multivariata della varianza (MANOVA) la quale ha evidenziato l'esistenza di una relazione statisticamente significativa ($p < 0.001$) tra composizione tipologica e bacino. Questo risultato rafforza la possibilità che le fonti di contaminazione siano diverse tra i due bacini. Per quanto riguarda il bacino nord, come già osservato nel 2018, l'abbondanza di frammenti è verosimilmente attribuibile alla degradazione di oggetti in plastica di maggiori dimensioni (sacchetti, imballaggi, bottiglie o altri contenitori in plastica rigida) dispersi in ambiente in modo più o meno accidentale (*littering* urbano, sfioratori di piena). In confronto l'elevata concentrazione di filamenti nel bacino sud indica probabilmente una maggiore immissione legata alla filiera della gestione delle acque reflue, spesso cariche di fibre tessili provenienti dal lavaggio domestico (Windsor *et al.*, 2018). Ulteriori approfondimenti volti all'identificazione delle sorgenti di immissione delle MP sono tuttavia necessari per confermare queste ipotesi.

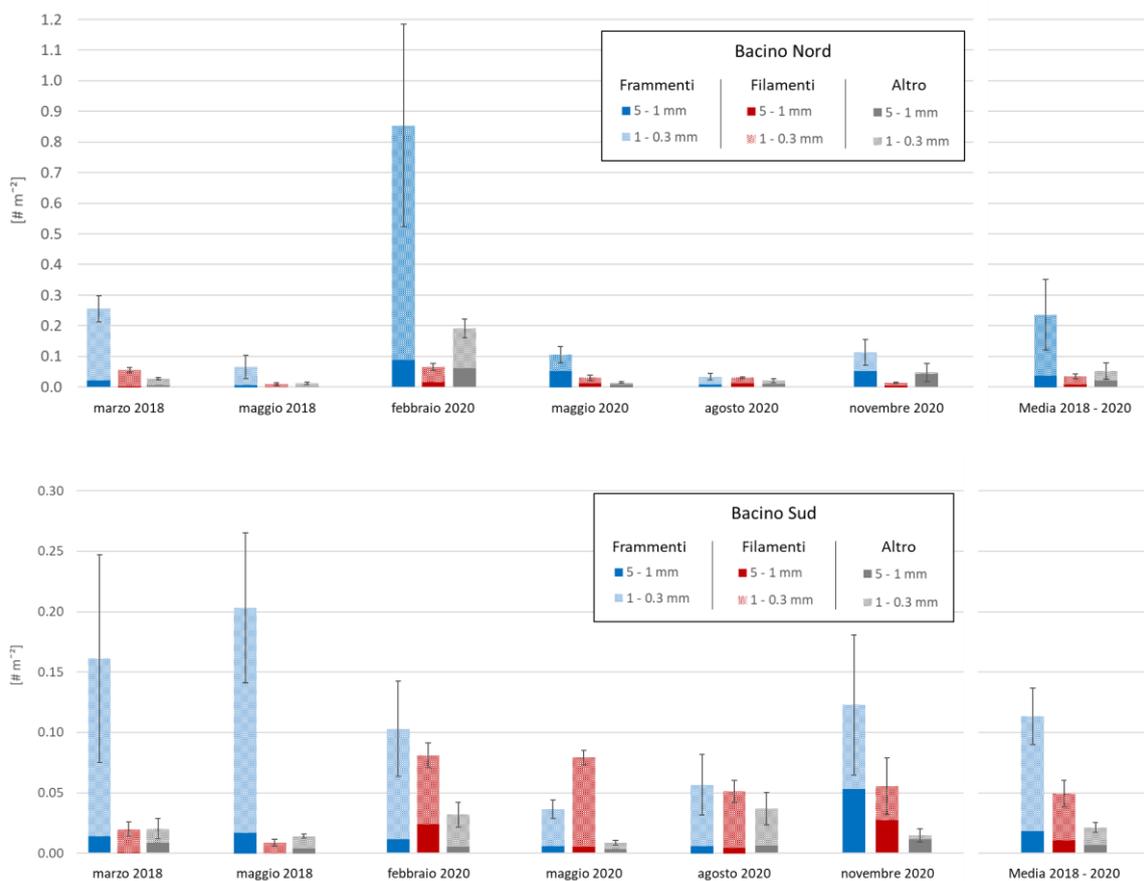


Figura 3.5.1. Densità media per tipologia (media 3 transetti) di microplastiche nei sei mesi di campionamento e densità media totale per il periodo 2018 – 2020.

Le restanti quattro classi morfologiche (sommate in un'unica categoria nell'analisi MANOVA) sono le meno abbondanti e, assieme, compongono meno di un quarto delle MP rilevate in entrambi i bacini (Figura 3.5.1). I film, derivati principalmente dalla degradazione di imballaggi, sono relativamente diffusi senza differenze tra bacini. Schiume, pellet e microsfele sono così rari da non essere presenti in tutti i campioni raccolti (densità media $< 0.01 \# m^{-2}$).

Diversamente, le macroplastiche osservate sono composte prevalentemente da film derivanti dalla degradazione di imballaggi o *packaging* probabilmente dispersi in modo accidentale nell'ambiente.

4. Prospettive di ottimizzazione metodologica

4.1. Microscopia a fluorescenza

L'analisi visiva dei campioni, con o senza l'ausilio di uno stereoscopio, rimane un passaggio fondamentale nella maggior parte degli studi sulle MP (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Tuttavia la grande variabilità di dimensioni, morfologia e proprietà fisiche e chimiche di questi inquinanti, così come la sensibilità visiva del singolo operatore, possono portare a una sovrastima o sottostima delle particelle presenti nel campione, rendendo problematica la confrontabilità tra gli studi. La probabilità di errore può ulteriormente aumentare se si considerano MP di dimensioni dell'ordine del micrometro e caratterizzate da colori attenuati o neutri che ne rendono difficile l'identificazione (Lusher *et al.*, 2020). In aggiunta, come osservato in ambiente marino (Suaria *et al.*, 2020), fibre tessili di origine naturale possono essere facilmente confuse e categorizzate come sintetiche, portando a una sovrastima della reale contaminazione da MP.

Protocolli che sfruttano le proprietà di coloranti fluorescenti comunemente utilizzati in microscopia possono essere facilmente applicati per aumentare l'accuratezza nella caratterizzazione visiva di piccole MP (Li *et al.*, 2018). In particolare, è stato dimostrato che l'uso del Nile Red, un colorante lipofilo in grado di interagire e legarsi alla superficie dei polimeri sintetici, può aumentare sensibilmente le capacità di riconoscimento delle MP < 100 μm .

Riteniamo quindi auspicabile provvedere allo sviluppo dell'attuale protocollo, affiancando ai metodi di osservazione e conteggio tradizionali, la colorazione con Nile Red e la microscopia a fluorescenza. Per questo, il Settore di Ecologia acquatica dell'Istituto Scienze della Terra sta valutando l'acquisto degli strumenti necessari. L'utilizzo di entrambi i metodi permetterà di incrementare la sensibilità delle analisi sia per l'identificazione di particelle < 300 μm , sia in campioni con presenza di un'importante contenuto di sostanza organica non degradabile (es. sedimenti e campioni nella frazione dimensionale 5 – 1 mm non sottoposti a digestione; Figura 4.1.1).

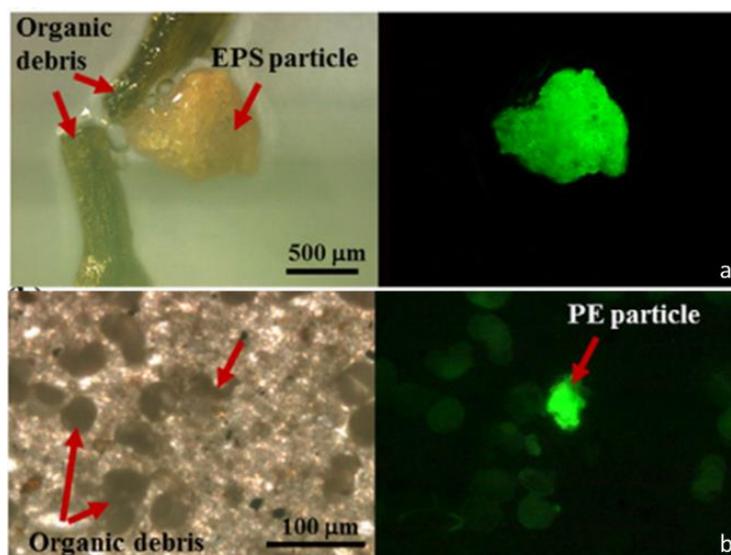


Figura 4.1.1. Identificazione di microplastiche al microscopio (sinistra) e al microscopio a fluorescenza dopo colorazione con Nile Red (destra). a) particella di polistirene espanso (EPS) con frammenti vegetali; b) particella di polietilene (PE) con resti di sostanza organica non degradata. Immagine modificata da Shim *et al.* (2016).

4.2. Caratterizzazione chimica dei polimeri plastici

Per ottenere una conoscenza approfondita degli effetti e del destino delle MP nelle acque, la quantificazione e la caratterizzazione fisica (morfologica-dimensionale) non sempre sono sufficienti. Le materie plastiche sono costituite da polimeri sintetici appartenenti a un'ampia varietà di composti chimici con caratteristiche tra loro differenti. Variazioni nella struttura polimerica, la presenza di additivi, cambiamenti di densità sono fattori che possono influenzare in modo significativo il comportamento delle microplastiche nell'ambiente. Per cui, idealmente, alla quantificazione tramite microscopia andrebbe affiancata un'analisi della composizione chimica.

Nella letteratura scientifica sono descritti diversi metodi per lo studio della composizione chimica delle MP (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2018). Tra questi, i metodi basati sulla spettroscopia infrarossa (micro FT-IR) sono tra i più accurati e possono identificare la composizione di particelle polimeriche inferiori al millimetro e fino a dimensioni di 10 - 100 μm . Il loro crescente utilizzo ha portato allo sviluppo di numerosi database ben consolidati che permettono di analizzare rapidamente gli spettri di assorbimento prodotti dallo strumento e identificare la tipologia chimica a cui appartengono le MP campionate.

Per l'esecuzione di future ricerche suggeriamo l'introduzione di un ulteriore passaggio nel protocollo di analisi per la valutazione della composizione polimerica delle MP. Nello specifico, con il supporto di un laboratorio esterno dotato di micro FT-IR, proponiamo di aggiungere l'analisi di sotto-campioni (per esempio composti da 10 MP per tipologia morfologica, 10 MP x 6 classi) per ciascun sito e data di campionamento. Oltre a permettere una validazione dei conteggi effettuati al microscopio (correzione dei risultati sulla base dei falsi positivi), l'identificazione delle diverse tipologie chimiche mediante micro FT-IR porterebbe diversi vantaggi nel monitoraggio delle MP quali: *i)* agevolare l'identificazione delle principali fonti di contaminazione e *ii)* permettere di acquisire informazioni importanti per determinare il destino delle diverse tipologie di plastiche nei vari comparti ambientali del lago (acque superficiali, colonna d'acqua, sedimenti).

5. Prospettive di ricerca

5.1. Monitoraggio delle acque superficiali dell'ambiente pelagico

I dati raccolti illustrano la presenza di una diffusa contaminazione da plastiche che interessa l'intera area pelagica del Lago di Lugano. Inoltre, suggeriamo che i risultati fotografino accuratamente la contaminazione attuale per quel che riguarda sia le densità che la composizione delle plastiche. Riteniamo che questi dati gettino le basi per lo sviluppo di un programma di monitoraggio a medio o lungo termine, che permetterà di valutare l'evoluzione temporale del fenomeno. Questa evoluzione è incerta, perché se da un lato la produzione di plastiche è destinata ad aumentare, in Ticino e in Svizzera sono previste opere di sensibilizzazione e sono in discussione misure di prevenzione per contenere la dispersione di plastiche nell'ambiente. Una sistematizzazione del monitoraggio permetterà quindi di verificare quale tra queste tendenze tenderà a prevalere, e quindi di valutare gli effetti delle azioni adottate contro l'inquinamento da plastiche a livello cantonale e federale.

I risultati di questo lavoro (Sezioni 3.1 e 3.2), insieme a quelli ottenuti dallo studio pilota del Dipartimento del Territorio (2018), dimostrano che il disegno di base dello studio (campionamenti stagionali in due settori, lungo transetti replicati di 3 km) e i protocolli di laboratorio sono adatti alle necessità di monitoraggio, vale a dire alle necessità di misurare i livelli attuali di contaminazione con sufficiente accuratezza da poter rilevare eventuali variazioni nel medio o lungo termine. Non per nulla il monitoraggio delle acque pelagiche dei laghi mediante rete manta si è rapidamente affermato come il metodo di riferimento per il monitoraggio in ambiente lacustre a livello globale. Pertanto suggeriamo che lo stesso disegno e gli stessi protocolli vengano utilizzati anche nella prosecuzione delle analisi. In alternativa, l'uso di una rete manta di maglia 100 μm (di cui dispone il Settore di Ecologia acquatica) può essere considerato per aumentare ulteriormente la sensibilità di campionamento e monitorare MP di dimensioni $< 300 \mu\text{m}$, potenzialmente più nocive per gli organismi (Wagner *et al.*, 2014). Riguardo alla frequenza delle misure, suggeriamo di pianificare un monitoraggio con cadenza triennale (prossimo campionamento 2023), che dovrebbe consentire di seguire l'evoluzione a medio o lungo termine della contaminazione senza generare investimenti troppo onerosi.

5.2. Hotspot di immissione e punti di accumulo

Un potenziale limite del monitoraggio in ambiente pelagico è che non sia in grado di quantificare adeguatamente concentrazioni localmente elevate, che potrebbero emergere soprattutto nell'ambiente litorale, nei pressi di hotspots di immissione (es. sfioratori di piena), in particolare a seguito di eventi meteorici particolarmente intensi. Fenomeni anche transitori di elevate concentrazioni sono importanti perché potrebbero avere effetti più marcati sugli organismi viventi rispetto alle concentrazioni di fondo. Per questa ragione, suggeriamo che sarebbe opportuno affiancare al monitoraggio a medio-lungo termine (Sezione 5.1) almeno un'indagine mirata alla valutazione completa delle variazioni spaziali e temporali delle concentrazioni di MP nel lago. Questa indagine dovrebbe sondare in modo mirato le concentrazioni nei pressi di hotspots (incluse foci e baie fortemente antropizzate) così da favorire interventi mirati alla gestione e riduzione dei quantitativi di MP immessi nel lago. L'indagine dovrebbe includere delle analisi della colonna d'acqua e dell'ingestione da parte di organismi, così da permettere una valutazione del rischio tossicologico.

5.3. Destino ambientale

Ad oggi, le informazioni sul destino ambientale delle MP nei laghi sono estremamente scarse. Un campionamento preliminare nel Lago di Lugano, svolto nell'ambito del progetto SUPSI PLABIOC, ha evidenziato come, in analogia con quanto osservato in ambiente marino (Reisser *et al.*, 2015) e in altri laghi (Lenaker *et al.*, 2019), solo una piccola percentuale delle MP immesse nell'ambiente rimanga in superficie, mentre la maggior parte tende a sedimentare distribuendosi a diverse profondità nella colonna d'acqua (dati non riportati). Una stima completa della contaminazione da MP nei laghi non può quindi esimersi dalla valutazione della presenza, abbondanza e distribuzione delle MP a diverse profondità della colonna d'acqua e nei sedimenti.

Nell'ottica di completare le conoscenze relative all'ecosistema del Lago di Lugano sono già state programmati dei campionamenti della colonna d'acqua con cadenza triennale e ad anni alterni rispetto al monitoraggio superficiale (Sezione 5.1). Questi campionamenti avverranno stagionalmente nelle stazioni di prelievo di Gandria per il bacino nord e Figino per il bacino sud. La colonna d'acqua verrà suddivisa in almeno due strati: uno più superficiale (0 – 20 m), campionato con un retino da plancton, e uno profondo (20 – 100 m a Gandria; 20 – 90 m a Figino) campionato con un retino a chiusura. Tutti i retini utilizzati avranno maglia 100 µm così da includere anche le microplastiche più piccole. Inoltre, per completare le analisi di questo comparto ambientale, verrà effettuato un unico campionamento dei sedimenti profondi in entrambi i bacini del lago.

5.4. Sorgenti di inquinamento

Nel presente rapporto vengono esposte prime evidenze sulla possibile esistenza di diverse fonti di inquinamento da MP nei due bacini del lago (Sezione 3.4 e 3.5). Tuttavia, non esistono ancora informazioni dettagliate sulle sorgenti della contaminazione.

Le sorgenti di immissione di MP nell'ambiente possono essere diffuse e spazialmente eterogenee, per esempio il ruscellamento superficiale, oppure puntiformi, come gli sfioratori di piena e gli impianti di depurazione delle acque (IDA). Gli impianti di depurazione hanno un'elevata efficienza nella rimozione della maggior parte delle MP presenti nelle acque reflue (Cabernart *et al.*, 2016), ma potrebbero risultare meno efficaci nella depurazione delle microfibre (Krause *et al.*, 2021; sezione 3.5). Dato l'attuale mancanza di conoscenza (Boucher *et al.*, 2019), suggeriamo che le prime indagini vadano rivolte al ruolo degli immissari del lago. È noto infatti dalla letteratura che i corsi d'acqua sono i principali vettori di trasporto delle MP verso laghi e mari (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015).

Per il 2022 il Settore di Ecologia acquatica sta sviluppando un protocollo di campionamento e analisi per la determinazione delle MP nelle acque e nei sedimenti dei corsi d'acqua, in previsione di nuovi studi sui maggiori tributari e sull'unico emissario del Lago di Lugano (progetti sottoposti alla Sezione 3 della CIP AIS). Le stazioni di studio verranno localizzate sia in corrispondenza di corsi d'acqua con bacini poco antropizzati, sia in corsi d'acqua altamente antropizzati in modo tale da poter valutare gli effetti del grado di urbanizzazione del territorio sul contenuto di MP immesse in ambiente. In aggiunta, le stazioni dei corsi d'acqua antropizzati verranno collocate a monte e a valle di immissari di IDA per quantificare la contaminazione da MP dovuta alla presenza degli impianti.

Le informazioni raccolte saranno utili per riuscire a garantire un'adeguata gestione del problema e la pianificazione di interventi mirati volti a limitare la dispersione di MP in questi ambienti.

5.5. Interazione con gli organismi

Per completare la valutazione dei problemi ambientali causati dalle MP nel bacino del lago riteniamo necessario comprendere se e a che livello la presenza ubiquitaria delle MP possa essere nociva per i popolamenti biologici del Lago di Lugano, a diversi livelli della catena trofica.

Un primo passo in questa direzione è stato compiuto grazie a un progetto di ricerca attualmente in corso che vede la collaborazione tra diversi istituti del Dipartimento Ambiente Costruzione e Design e di cui il Settore di Ecologia acquatica, quale rappresentate dell'Istituto Scienze della Terra, è capofila. Il progetto *PLABIOC: Destino delle microplastiche nei laghi e interazione con processi microbici e ciclo del carbonio* si pone tra i suoi obiettivi quello di sviluppare un protocollo per l'osservazione del biofilm microbico che si forma sulle MP una volta immesse in ambiente. Studi recenti infatti suggeriscono che le particelle plastiche forniscono un substrato duraturo in grado di supportare la crescita di diversi microorganismi, inclusi potenziali patogeni per l'uomo (Amaral-Zettler *et al.*, 2020). Inoltre la formazione di questi macrocomplessi sembra poter influenzare il destino ambientale delle MP favorendone la sedimentazione e l'accumulo nei sedimenti (Rummel *et al.*, 2017). Ulteriori valutazioni di queste interazioni sono da considerarsi di notevole rilevanza per meglio comprendere il destino delle MP e i potenziali rischi per la salute della popolazione legati alla loro persistenza nel lago.

In futuro, sarà inoltre necessario colmare le numerose lacune relative agli impatti ecotossicologici delle MP su altri organismi acquatici del Lago di Lugano quali zooplancton e pesci, così come sui popolamenti bentonici dei corsi d'acqua. Ricerche in questo senso sono state proposte alla Sezione 3 della CIP AIS e il Settore di Ecologia acquatica sta mettendo a punto i necessari protocolli di campionamento e analisi. Nel complesso, gli studi in svolgimento, previsti o proposti, permetteranno di completare il quadro delle informazioni relative al grado di contaminazione da MP nel bacino del Lago di Lugano e alle possibili conseguenze biologiche. I risultati permetteranno di ampliare le nostre conoscenze del fenomeno al fine di ottimizzarne la gestione.

6. Conclusioni

Il presente rapporto fornisce nuovi risultati sulla presenza di plastiche nel Lago di Lugano ottenuti a seguito della campagna di monitoraggio effettuata dall'Istituto scienze della Terra su incarico del Dipartimento del Territorio nel 2020.

I risultati confermano la presenza ubiquitaria delle plastiche nell'ambiente pelagico del lago. Mentre le macroplastiche sono risultate relativamente ridotte in numero, le MP hanno presentato concentrazioni elevate in entrambi i bacini, simili a quelle rilevate dall'indagine pilota effettuata dal Dipartimento del Territorio nel 2018 (0.21 # m⁻² nel 2018 e 0.27 # m⁻² nel presente studio).

Questi valori confermano l'elevato grado di contaminazione da MP del Lago di Lugano, che appare almeno doppio rispetto alla media di altri laghi svizzeri e quasi sei volte superiore alla mediana globale. La densità riscontrata nel lago è elevata anche rispetto ai valori osservati in laghi fortemente urbanizzati.

La sotto-dispersione delle MP entro ogni combinazione di settore e data di campionamento suggerisce che l'utilizzo di transetti di lunghezza pari a 3 km sia adeguato per la raccolta di campioni relativamente uniformi.

La contaminazione è risultata diversa tra i due bacini. Da un lato, il bacino sud ha mostrato concentrazioni di MP relativamente costanti, senza variabilità temporale significativa. Al contrario, la concentrazione di MP nel bacino nord, pur presentando valori medi analoghi a quelli del bacino sud, si è dimostrata più variabile nel tempo. In questo bacino, i valori di densità sono variati tra relativamente bassi (es. maggio 2018) o molto elevati (es. febbraio 2020), indicando una probabile episodicità nelle fonti di inquinamento.

Bacino nord e sud si distinguono anche per la composizione delle MP dominanti. Mentre nel bacino nord la composizione delle MP è dominata dai frammenti (> 70%), nel bacino sud frammenti e filamenti sono all'incirca ugualmente abbondanti. Questi risultati suggeriscono che le MP presenti nei due bacini del lago provengono da fonti diverse, quali il *littering* urbano (fonte di macroplastiche suscettibili di frammentazione) nel bacino nord, e nel bacino sud i possibili rilasci di acque reflue, spesso cariche di fibre tessili, lungo la loro filiera dal collettamento alla depurazione.

Si propone lo sviluppo di un programma di monitoraggio della superficie dell'area pelagica del lago (metodo di riferimento a livello globale) con cadenza triennale. Le prospettive di ricerca su questa tematica (in svolgimento, previste o proposte) permetteranno di completare le informazioni relative alla presenza di MP nel Lago di Lugano al fine di ottimizzarne la gestione.

7. Ringraziamenti

Questo studio è stato commissionato dal Dipartimento del Territorio dell'amministrazione pubblica del Cantone Ticino nell'ambito del mandato di prestazione tra Cantone e SUPSI. Gli autori ringraziano i colleghi dell'Istituto materiali e costruzioni della SUPSI, in particolare il sig. Ezio Pesenti, per l'assistenza e il prestito di strumenti di laboratorio.

8. Riferimenti bibliografici

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) 3060-3075

Li J., Liu H., Chen J. P. (2017). *Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection*. Water Research (137) 362-374

Dris R., Imhof H., Sanchez W., Gasperi J., Galgani F., Tassin B., Laforsch C. (2015). *Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles*. Environmental Chemistry (12) 539-550

Faure F., de Alencastro F. L. (2014). Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. Rapporto EPFL su mandato UFAM, Divisione acque.

Dipartimento del territorio – Sezione della protezione dell'aria dell'acqua e del suolo – Ufficio della gestione dei rischi ambientali e del suolo – Ufficio di monitoraggio ambientale (2018). *Studio sulla presenza di microplastiche nel Lago Ceresio*. (<https://www4.ti.ch/dt/da/spaas/sezione>)

Dusaucy, J., Gateuille, D., Perrette, Y., Naffrechoux, E. (2021). *Microplastic Pollution of Worldwide Lakes*. Environmental Pollution (284) 117075.

CIP AIS, 2019. Ricerche sull'evoluzione del lago di Lugano. ([Cipais - La Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere](#))

CIP AIS, 2003. Rapporto sullo stato attuale e fabbisogni di opere per la protezione delle acque italo-svizzere. Italy, Turin.

Xia W., Rao Q., Deng X., Chen J., Xie P. (2020). *Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters*. Science of the Total Environment (732) 139065

Lusher A. L., Brate 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 (74) 1139-1153

Krebs C. KJ. *Ecological Methodology*, 2nd ed. Menlo Park, CA: Longman, 1999

Cabernard L., Durisch-Kaiser E., Vogel J.C., Rensch D., Niederhauser P. (2016). *Mikroplastik in Abwasser und Gewässern*. Aqua & Gas: p. 87–85 (7-8)

Krause S., Baranov V., Nel H.A., Drummond J. D., Kukkola A., Hoellein T., Smith G.H.S., Lewandowski J., Bonet B., Packman A.I., Sadler J., Inshyna V., Allen S., Allen D., Simon L., Mermillod-Blondin F., Lynch I. (2021). *Gathering at the top? Environmental controls of microplastic uptake and biomagnification in freshwater food webs*. *Environmental Pollution* 268 (115750)

Suaria G., Achtypi A., Perold V., Aliani S., Pierucci A., Lee J., Ryan P. (2020). *All that glitters is not plastic: the case of open-ocean fibres*. EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-3715, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-3715>, 2020

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 Science Europe* (26) 1-12

Windsor F. M., Durance I., Horton A. A., Thompson R.C., Tyler C. R., Ormerod S. J. (2018). *A catchment-scale perspective of plastic pollution*. *Global Change Biology* (25) 1207-1221

Shim W. J., Song Y. K., Hong S. H., Jang M. (2016). *Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining*. *Marine Pollution Bulletin* (113) 469-476

Reisser J., Slat B., du Plessis K., Epp M., Proietti M., de Sonnevile J., Becker T., Pattiaratchi C. (2015). *The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre*. *Biogeosciences* (12) 1249-1256

Lenaker P. L., Baldwin A. K., Corsi S. R., Mason S. A. Reneau P. C., Scott J. W. (2019). *Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan*. *Environmental Science & Technology* (53) 12227-12237

Boucher J., Faure F., Pompini O., Plummer Z., Wieser O., de Alencastro L. F. (2019). *(Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin*. *Trends in Analytical Chemistry* (112) 66-74

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

Amarel-Zettler L. A., Zettler E. R., Mincer T. J. (2020). *Ecology of the Plastisphere*. *Natural Reviews Microbiology* (18) 139-151

Rummel C. D., Jahnke A., Gorokhova E., Kühnel D., Scmitt-Jansen M. (2017). *Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment*. *Environmental Science and Technology* (4) 258-267