

MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA DOCE: UMA REVISÃO SOBRE CARACTERIZAÇÃO, FONTES E IMPACTOS

J. S. A. SOUZA, D. A. COSTA, C. E. V. CARVALHO, V. T. BITTAR
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5486-6182>*
souzaajsa@ufrj.br*

Submitted September 20, 2023 - Accepted December 23, 2024

DOI: 10pts.15628/holos.2024.16150

ABSTRACT

Works regarding presence of microplastics (MPs) in freshwater environments have been gaining ground since 2015. Addressing this theme, this review aimed to elaborate an overview of the pollution of freshwater environments by MPs (characterization, sources, and impacts). The Web of Science database was used (keywords microplastic and freshwater) from 2015 to 2022. The results obtained show that MPs are less than five millimeters in length, are expressed in items/L, their

most common constituents are polypropylene and polyethylene, and fibers are the most common format. The main sources are the discharge of domestic effluents and industrial activities. Knowledge about the impact on human health is limited. There are toxic effects on the biota and MPs are carriers of other pollutants. It is still necessary that research advances to fill observed gaps, so that a more complete panorama for future studies and actions for the conservation of these environments can be achieved.

KEYWORDS: pollution, microplastics, environmental impacts, bodies of water.

MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA DOCE: CARACTERIZAÇÃO, FONTES E IMPACTOS

RESUMO

Trabalhos sobre a presença de microplásticos (MPs) em ambientes de água doce vêm ganhando espaço desde 2015. Com isso, esta revisão teve como objetivo elaborar panorama sobre a poluição de ambientes de água doce por MPs. Foi utilizada a base de dados Web of Science (palavras-chave microplástico e água doce) de 2015 a 2023. Os resultados obtidos mostram que os MPs têm menos de cinco milímetros, são expressos em itens/L, seus constituintes mais comuns são polipropileno e polietileno, e fibras são o formato mais

comum. As principais fontes referem-se ao lançamento de efluentes domésticos e às atividades industriais. O conhecimento sobre o impacto na saúde humana é limitado. Há efeitos tóxicos na biota e os MPs transportam outros poluentes. Ainda é necessário que as pesquisas avancem para preencher lacunas observadas, para que se tenha um panorama mais completo para futuros estudos e ações para a conservação desses ambientes.

PALAVRAS-CHAVE: poluição, microplásticos, impactos ambientais, corpos hídricos.

1 INTRODUCTION

A utilização do plástico como matéria-prima apresenta grandes vantagens. Sua ampla utilização na indústria é justificada por suas características, como baixo custo de produção e alta maleabilidade (SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020). No entanto, a produção de produtos plásticos atingiu níveis insustentáveis, alcançando, em 2016, milhões de toneladas (PICO; ALFARHAN e BARCELO, 2019; SAIT et al., 2021). Além da produção, esse material em sua maioria tem aproveitamento mínimo, tornando-se descartável, fator que aumenta tanto a produção quanto o descarte (LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020). Somam-se a esse problema o manejo inadequado dos resíduos sólidos (LI; LIU e CHEN, 2018) e as altas concentrações urbanas e populacionais (RODRIGUES et al., 2018; WARDLAW e PROSSER, 2020; WONG et al., 2020; MARTINEZ-TAVERA et al., 2021; ZHANG et al., 2021) que contribuem para aumentar a entrada de plásticos nos ambientes naturais.

Assim, com o aumento da presença de plásticos nos ambientes, surgiram preocupações sobre os possíveis efeitos desse poluente. Em 1972, foi publicada a primeira pesquisa que mostrava a contaminação de áreas costeiras pelo uso de embalagens plásticas (SCOTT, 1972). Em 1973, foi publicado um trabalho sobre a poluição plástica no Oceano Atlântico (0,2 a 0,5 cm) e sua relação com o material presente no estômago das aves marinhas (ROTHSTEIN, 1973). De 1982 a 1987, mais trabalhos foram publicados sobre a ingestão de plásticos por aves (CONNORS e SMITH, 1982; AZZARELO e VLEET, 1987). Por algumas décadas, o tema poluição plástica foi estudado incipientemente. A partir da década de 2010, a comunidade científica aumentou o número de estudos sobre a poluição plástica.

As discussões avançam devido à presença de pequenas partículas, microplásticos (MPs), oriundas da degradação de produtos plásticos. A crescente produção e uso de plásticos são ameaças ao equilíbrio do ecossistema, principalmente com a produção de MPs (SARIJAN et al., 2020). A produção diária de plástico nos países costeiros é estimada em 275 milhões de toneladas, considerando os indicadores econômicos e populacionais dos países em 2010. Assim, milhões de itens podem ser lançados no meio ambiente diariamente (JAMBECK et al., 2015; PICO; ALFARHAN e BARCELO, 2019). Por isso, é essencial entender a formação, aglomeração e degradação dos MPs (WONG et al., 2020). A primeira pesquisa sobre MPs na água foi publicada em 2006, mas em ambiente marinho. O trabalho incluiu em sua metodologia a coleta de amostras de sedimentos e água (NG e OBBARD, 2006). Posteriormente, em 2011, foi publicada uma das primeiras revisões sobre MPs em ambientes marinhos, com foco na geração dessas partículas e seus potenciais impactos nesses ecossistemas (ANDRADY, 2011).

A primeira pesquisa publicada sobre a presença de MPs em água doce foi em 2011, quando o termo MP ainda não era utilizado. Este levantamento foi realizado no rio Los Angeles, considerando MPs de 1 a 4,75 milímetros (MOORE; LATTIN e ZELLERS, 2011). O estuário, caracterizado como um ambiente de transição entre água doce e salgada, teve o primeiro trabalho sobre MPs publicado em 2014 (ZHAO et al., 2014). Logo após, uma revisão de MPs em água doce foi realizada em 2015, abordando possíveis semelhanças no comportamento de MPs em ambientes marinhos, como seu transporte por correntes de superfície (EERKES-MEDRANO;

THOMPSON e ALDRIDGE, 2015). A partir de 2015, estudos sobre MPs em água doce são frequentes (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; SARIJAN et al., 2020).

Os MPs são caracterizados por possuírem dimensões menores que cinco milímetros, apresentando formatos como fragmentos, esferas, filamentos, entre outros (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; LI; LIU e CHEN, 2018; MENDOZA e BALCER, 2019; MENG; KELLY e WRIGHT, 2020). Sua classificação, conforme a composição, pode ser dada, principalmente, pela presença de polímeros de polietileno, polipropileno, poliestireno, tereftalato de polietileno (LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020) e cloreto de polivinila (MILOLOŽA et al., 2021), dos quais o polipropileno e polietileno são os mais comuns (RODRIGUES et al., 2018; CERA; CESARINI e SCALICI, 2020; ERDOGAN, 2020; LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020; WANG et al., 2019; BERTOLDI et al., 2021; ZHANG e outros, 2021).

Em relação às suas propriedades, destaca-se a densidade, que influencia fortemente sua distribuição na coluna d'água (AVIO, GORBI e REGOLI, 2017). Com o aumento da densidade, há uma tendência dos MPs se moverem para os sedimentos (EHLERS; MANZ e KOOP, 2019), como o polietileno tereftalato (GARCIA et al., 2021). A concentração de MPs nos sedimentos pode ser maior do que na água devido ao aumento da densidade muitas vezes devido aos microorganismos que colonizam os MPs, formando biofilmes (AJAY et al., 2021).

Os MPs estão disseminadas em diversos ambientes e organismos, com potencial dano à saúde ambiental. Portanto, são considerados poluentes emergentes (GEISSEN et al., 2015). Quando disponíveis na água, ocorre a ingestão acidental de MPs por organismos como peixes, culminando em efeitos cito e neurotóxicológicos (GUIMARÃES; CHARLIE-SILVA e MALAF, 2021). A existência de MPs no ar contribui para sua presença nos mais variados ambientes. Mesmo em regiões sem influência antrópica, devido ao transporte de partículas transportadas pelo vento (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

Além de sua presença em diversos compartimentos ambientais e efeitos sobre os organismos, há preocupações com a saúde humana (SARIJAN et al., 2020). No entanto, o conhecimento sobre os efeitos da presença de plásticos em humanos é incipiente. Em pesquisas recentes, MPs maiores que 50 µm foram detectados em placentas e mecônio fetal, mostrando o potencial de exposição humana a esse poluente (BRAUN et al., 2021).

No cenário atual, os impactos na saúde humana ainda não estão claros e as adversidades no metabolismo dos animais ainda apresentam lacunas (THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; CERA; CESARINI e SCALICI, 2020; EERKES-MEDRANO; SARIJAN et al., 2020; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020). Além disso, já se entende que quanto menores as dimensões dessas partículas, maiores são as chances de sua introdução nos organismos e, portanto, maiores as possíveis interferências (TRIEBSKORN et al., 2019).

Há maior predominância de estudos sobre esse poluente em ambientes marinhos em comparação com pesquisas em ecossistemas de água doce (WONG et al., 2020). Apenas 32% dos artigos sobre MPs no Reino Unido em 2019 tratavam de corpos de água doce (MENG; KELLY e WRIGHT, 2020). Ultimamente, há uma tendência de ampliar as pesquisas sobre MPs em rios, pois sua presença traça o caminho desse poluente para os ambientes marinhos (MENDOZA e BALCER, 2019; LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020; SARIJAN et al., 2020).

Vários autores apontam não haver padronização nas metodologias de coleta e análise de MPs. Assim, as informações estão dispersas na literatura, necessitando de estudos que possam uni-las para obter um cenário atual da poluição por MPs (LI; LIU e CHEN, 2018; MENDOZA e BALCER, 2019; PICO; ALFARHAN e BARCELO, 2019; BOYLE e ÖRMECI, 2020; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020; SARIJAN et al., 2020; WONG et al., 2020). Portanto, o objetivo do presente trabalho foi elaborar um panorama dos principais aspectos relacionados à contaminação de corpos de água doce por MPs. Foi realizado um estudo exploratório e descritivo utilizando artigos científicos da base de dados Web of Science e do software RStudio para elaboração da bibliometria. A pesquisa tem um escopo estruturado em informações sobre a caracterização de MPs, suas fontes em ambientes de água doce e seus impactos.

1.1 Materiais e métodos

Neste trabalho, foi realizada uma revisão da literatura sobre MPs em água doce, a fim de obter uma visão geral da caracterização, fontes e impactos desse poluente e sistematizar as informações. Para isso, foi utilizada a base de dados Web of Science. Na busca de artigos, foram utilizadas as palavras-chave "microplastic" (ou "microplastics") e "freshwater" na busca de títulos de trabalhos publicados entre janeiro de 2015 e d de 2023 (pois a presença significativa de artigos sobre MPs em água doce começou em 2015), resultando em 331 documentos, em que desse quantitativo 79 artigos foram selecionados para a presente revisão. Antes da análise completa dos trabalhos selecionados, foram verificados os objetivos, visando avaliar a contribuição dos trabalhos para a presente pesquisa. Foi realizada pesquisa bibliométrica utilizando o pacote Bibliometrix (ARIA e CUCCURULLO, 2017) no RStudio para mapear a temática de MPs em água doce entre 2015 e 2023.

1.2 Análise bibliométrica

Foi realizada uma busca única no campo do título pelas palavras "microplastic" ou "microplastics" e utilizando o conectivo "and" para adicionar a palavra "freshwater" na base de dados Web of Science, de 2015 a 2023. Resultou em 331 documentos, sendo 263 artigos, 58 revisões, 4 resumos de reuniões, 3 materiais editoriais e 2 correções. Esses dados foram selecionados e exportados para obtenção de informações bibliométricas do software RStudio com a ferramenta Bibliometrix (Tabela 1).

Tabela 1: Principais informações da análise bibliométrica.

Descrição	Resultados
Período	2015 a 2023
Fontes	96
Documentos	331
Média de citações por documento	50
Tipo de documento	
Artigos	263
Correções	2
Materiais Editoriais	3

Resumos de reuniões	4
Revisões	58
Conteúdo dos Documentos	
Palavras-chave	962
Autores	
Números de autores	1405
Artigos de autoria única	5
Colaboração dos autores	
Coautores por documento	5.3

Desde 2015, houve um aumento no número de trabalhos publicados sobre o tema. O ano com maior número de trabalhos publicados foi 2022. Apesar do pequeno número de autores que trabalham com o tema, a média de citações por documento indica que a comunidade científica vem promovendo um intenso debate sobre o assunto. Fator também destacado pelo grande número de obras publicadas em 2022 (Figura 1).

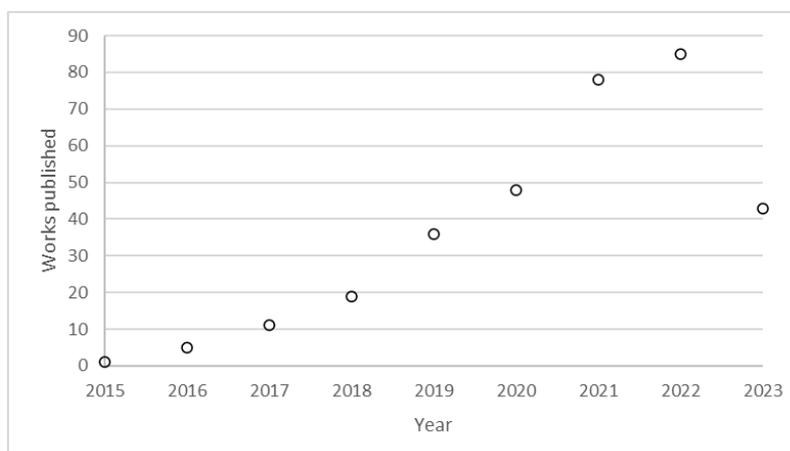


Figura 1: Trabalhos publicados por ano com o tema MPs em água doce.

De 2015 a 2023, a publicação de trabalhos sobre MPs em água doce teve o maior número de publicações na China (321), Alemanha (107) e Estados Unidos (77). No Brasil, o número de publicações no mesmo período foi de cinquenta e dois (Figura 2).

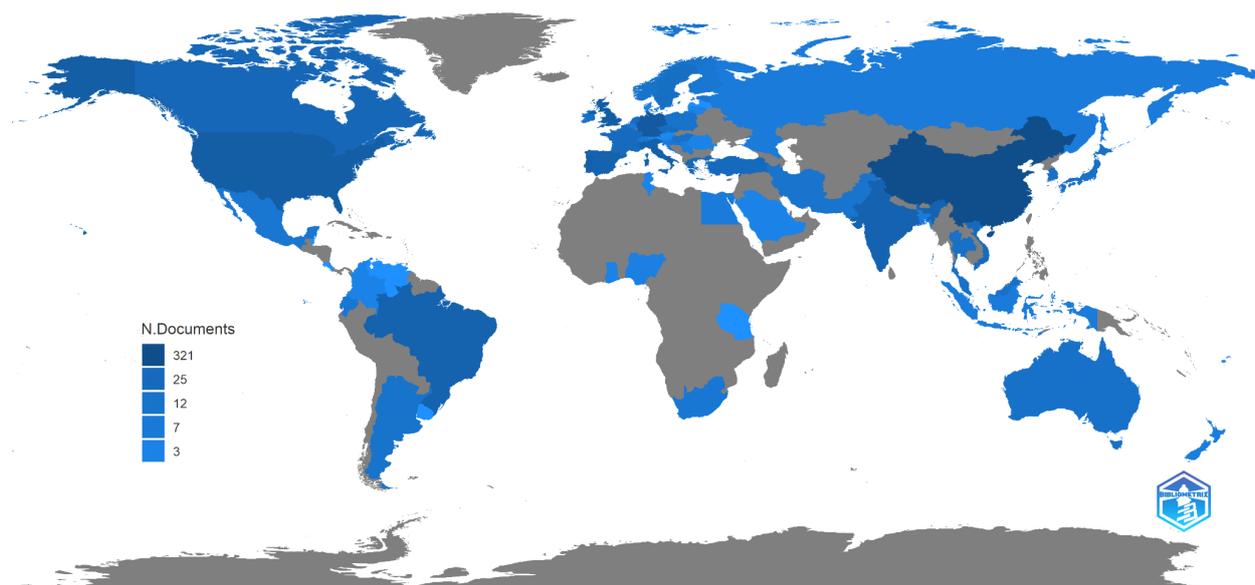


Figura 2: Publicações de artigos sobre MPs em água doce de 2015 a 2023 por país.

2 CARACTERIZAÇÃO DOS MPs

Os MPs são caracterizados por possuírem dimensões menores que cinco milímetros (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; DOMOGALLA-URBANSKY et al., 2018; LI; LIU e CHEN, 2018; RODRIGUES et al., 2018; ERDOGAN, 2020). Alguns trabalhos mostram a predominância de partículas menores que 2 mm (WANG et al., 2019), 1 mm (KARUPPASAMY et al., 2021; SUN et al., 2021) e 0,5 mm (KASAMESIRI et al., 2021).

A liberação diária de MPs pode chegar a milhões de partículas (PICO; ALFARHAN e BARCELO, 2019). Na literatura, foram encontrados valores de até 14.210 itens por metro cúbico (itens/m³) para corpos d'água (WANG et al., 2019) (Tabela 2) e até 24 itens por amostra do trato gastrointestinal de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) (MARTINEZ-TAVERA et al., 2021) (Tabela 3).

Tabela 2: Número de MPs por corpo de água encontrado na literatura.

Ano	Autores	Quantitativo	Corpo hídrico	País	Continentes
2021	STRADY et al.	0,35–2522 itens/m ³	Água superficial	Vietnã	Ásia
	AJAY et al.	2-64 itens/L	Lago	Índia	Ásia
	ZHANG et al.	67,5±65,6 itens/m ³	Rio	China	Ásia
	KARUPPASAMY et al.	13–54 itens/km ²	Lago	Índia	Ásia
	BERTOLDI et al.	11,9–61,2 itens/m ³	Lago	Brasil	América do Sul
	GARCIA et al.	0,87±1,24 itens/m ³	Rio	França	Europa

2020	GONZÁLEZ-PLEITER et al.	0,47-1,43 itens/10 ³ m ³	Canal	-	Antártica
	ERDOGAN	233 itens/m ³	Lago	Turquia	Europa/Ásia
	NAN et al.	0,40±0,27 itens/L	Rio	Austrália	Oceania
2019	EHLERS; MANZ; KOOP	0,003±0,001 itens/ml	Canal	Alemanha	Europa
	WANG et al.	1760 a 10120 itens/m ³	Lago	China	Ásia
2018	RODRIGUES et al.	59-193 e 71-1265 itens/m ³	Rio	Portugal	Europa

Tabela 3: Quantidade de MPs por organismos de água doce encontrada na literatura.

	Autores	Quantitativo (itens/indivíduo)	Organismo	País	Continente
2021	ZHANG <i>et al.</i>	0,6±0,6	Peixe selvagem	China	Ásia
	MARTINEZ-TAVERA <i>et al.</i>	24	<i>Oreochromis niloticus</i> (Tilápia)	México	América do Norte
	SUN <i>et al.</i>	18 e 14	<i>Oreochromis niloticus</i> (Tilápia) e <i>Cirrhinus molitorella</i> (Carpa-da-lama)	China	Ásia
	KASAMESIRI <i>et al.</i>	2,92±1,30	14 peixes	Tailândia	Ásia
	GARCIA <i>et al.</i>	0.02±0,15 e 0,13±0,42	Macroinvertebrados e peixes, respectivamente	França	Europa
2020	KUSMIEREK; POPIOLEK,	1.15±1,65 e 1,18±1,89	<i>Gobio gobio</i> e <i>Rutilus rutilus</i> , respectivamente	Polônia	Europa
	NAN <i>et al.</i>	0,52±0,55	<i>Paratya australiensis</i> (Camarão)	Austrália	Oceania
	WARDLAW; PROSSER	0-7	<i>Lasmigona costata</i> (Mexilhões)	Canadá	América do Sul
2019	EHLERS; MANZ; KOOP	1,14±0,28	<i>Lepidostoma basale</i>	Alemanha	Europa
2017	PAZOS <i>et al.</i>	19,3	11 peixes	Argentina	América do Sul

A análise comparativa das quantidades de MP, principalmente em amostras de água, muitas vezes é dificultada pela falta de padronização na expressão dos resultados. Portanto, recomenda-se que as amostras de água sejam tratadas em número de itens por litro (nº/L ou itens/L, este último mais utilizado) ou itens por metro cúbico (itens/m³). Para expressar os

resultados por área, sugere-se priorizar a quantidade de MPs encontrados por metro quadrado (itens/m²) (MENDOZA e BALCER, 2019).

A maioria das pesquisas realiza inspeção visual para quantificação, sem caracterizar os polímeros (PICO; ALFARHAN e BARCELO, 2019), fator de extrema importância, pois as características dos polímeros vão determinar a distribuição ao longo da coluna d'água (MENG; KELLY e WRIGHT, 2020).

Os principais polímeros que compõem os MPs são polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polietileno tereftalato (PET) (LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020) e policloreto de vinila (PVC) (MILOLOŽA et al., 2021) (Figura 3), os quais são os mais utilizados nas atividades industriais (LAGARDE et al., 2016).

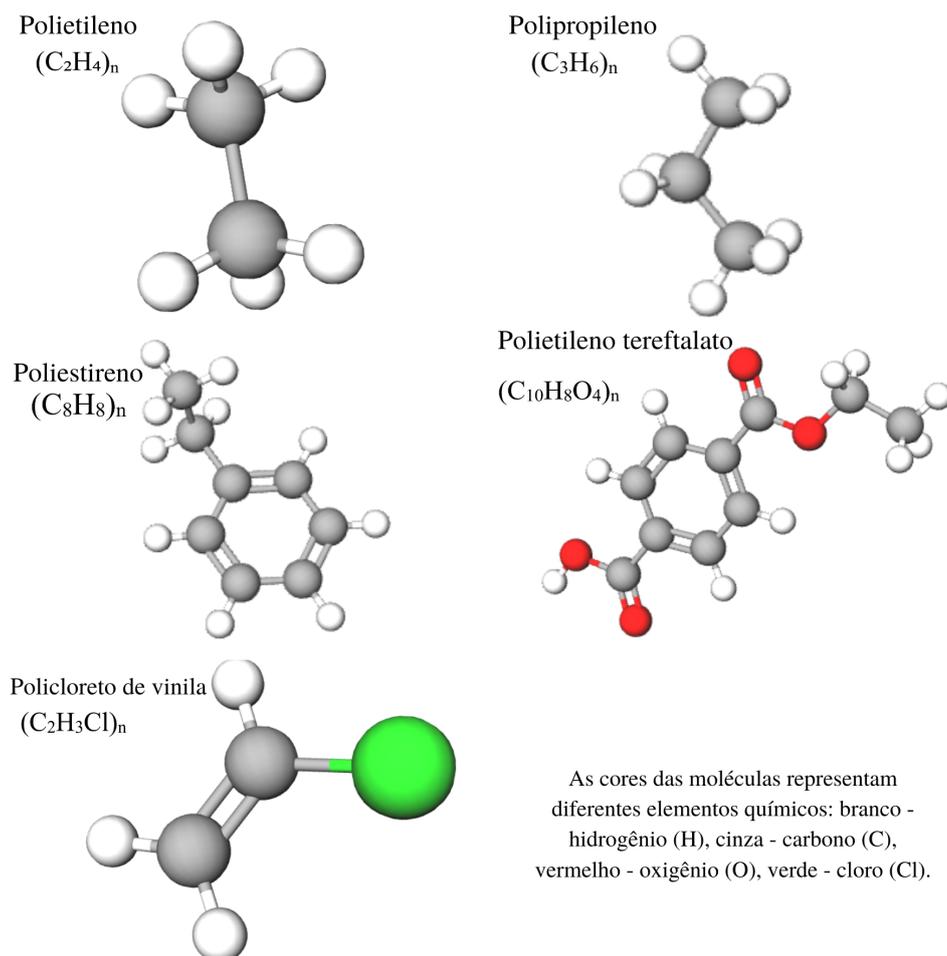


Figura 3: Estrutura molecular dos principais polímeros constituintes das Mps.

Os mais comumente encontrados na água são PP e PE (RODRIGUES et al., 2018; WANG et al., 2019; CERA; CESARINI e SCALICI, 2020; ERDOGAN, 2020; BERTOLDI et al., 2021; AJAY et al., 2021; ZHANG et al., 2021) e na biota são PE (WEBER; JECKEL e WAGNER, 2020; ZHANG et al., 2021), PET (CERA; CESARINI e SCALICI, 2020) e PP (WARDLAW e PROSSER, 2020). PE é usado em uma variedade de produtos e frequentemente visto em obras. O PP é menos degradável, sendo quebrado apenas por oxidantes fortes e propenso à aderência de microrganismos à sua superfície (MILOLOŽA et al., 2021). O PP e o PE possuem ampla aplicabilidade na indústria

(LAGARDE et al., 2016). Com alta resistência à degradação, o PVC é utilizado na construção civil e na fabricação de embalagens (MILOLOŽA et al., 2021). O PS é um polímero hidrofóbico de origem sintética, com alto peso molecular e, portanto, os MPs constituídos por estes apresentam grande complexidade para degradação e metabolismo (ZHANG et al., 2021). O PET é usado para fabricar embalagens de alimentos (MILOLOŽA et al., 2021).

Quanto ao formato, os MPs são classificados em fragmentos, filamentos, pellets, fibras, entre outros (MENDOZA e BALCER, 2019) (Figura 4). Dos formatos citados, as fibras são as mais encontradas em água doce (PAZOS et al., 2017; WANG et al., 2019; MENDOZA e BALCER, 2019; NAN et al., 2020; ERDOGAN, 2020; WARDLAW e PROSSER, 2020; ZHANG et al., 2021; STRADY et al., 2021; KASAMESIRI et al., 2021; KUŠMIEREK e POPIOŁEK, 2022) com registros de fibras de MPs até mesmo na Antártica (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

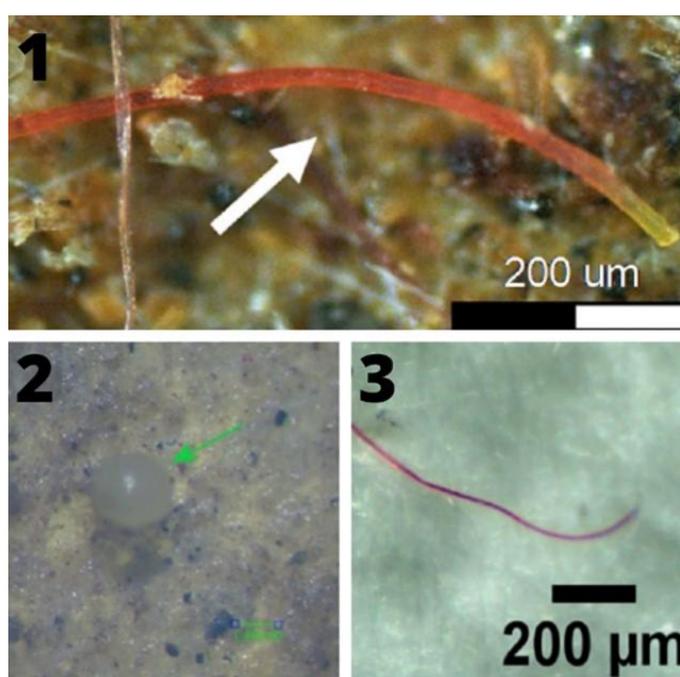


Figura 4: Principais formatos apresentados por Mps.

Fontes: (1) MP no formato de fragmento (BERTOLDI et al., 2021); (2) pellet (SUN et al., 2021); (3) fibra (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

As fibras são linhas alongadas e grossas. Os fragmentos são partículas irregulares, duras ou flexíveis (STRADY et al., 2021) encontradas em grande número em peixes de água doce, como tilápia, carpa da lama (SUN et al., 2021), macroinvertebrados (GARCIA et al., 2021) e moluscos (BOTELHO et al., 2023).

Em relação à coloração dos MPs, tanto na água quanto na biota, os mais comumente encontrados são os de cor branca (BERTOLDI et al., 2021; GARCIA et al., 2021; KARUPPASAMY et al., 2021; SUN et al., 2021), azul (NAN et al., 2020; ERDOGAN, 2020; KASAMESIRI et al., 2021) e preto (WANG et al., 2019; GARCIA et al., 2021; MARTINEZ-TAVERA et al., 2021). Os MPs de cor preta em água são mais difíceis de quantificar, com risco de subestimação, pois a maioria das análises emprega inspeção visual (LI; LIU e CHEN, 2018; BERTOLDI et al., 2021).

Outro ponto é o longo tempo que essas partículas permanecem nos corpos d'água, fator evidenciado pela alta oxidação e tamanhos menores dos MPs (BERTOLDI et al., 2021). A degradação também altera suas características superficiais (HOSSAIN et al., 2018).

Em relação à sua densidade, os MPs mais comuns são os de baixa densidade. PP e PE com 0,92 e 0,90-0,97 g/cm³, respectivamente (BERTOLDI et al., 2021). Polímeros de maior densidade, como o PET (1,38 g/cm³), são encontrados nas partes mais profundas dos corpos d'água ou nos sedimentos, sendo mais ingeridos pelos peixes (GARCIA et al., 2021). Em trabalho que analisou a presença de MPs em lagoa de tratamento de águas pluviais, é demonstrado que a maioria dos MPs flutuantes são constituídos de PP (MOLAZADEH et al., 2023). Outras características relacionadas à hidrofobicidade, morfologia da superfície e rugosidade dos MPs são importantes de serem avaliadas, por afetarem sua colonização por biofilmes (MIAO et al., 2021).

Como as características dos MPs estão diretamente relacionadas com a forma de entrada e a distância da fonte de contaminação (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015), pode-se afirmar que a discussão sobre as formas de entrada de MPs nos corpos hídricos é relevante para a compreensão de sua dinâmica em ambientes de água doce.

3 FONTES DE MPs

As áreas urbanas são fontes importantes de MPs para corpos d'água e vários estudos apontam a relação entre a contaminação por MPs e grandes quantitativos populacionais e alta urbanização (RODRIGUES et al., 2018; WARDLAW e PROSSER, 2020; WONG et al., 2020; AJAY et al., 2021; MARTINEZ-TAVERA et al., 2021; ZHANG et al., 2021).

O fator exposto é considerado um dos motivos na seleção de áreas para análise nas pesquisas, além dos altos índices de industrialização, presença de Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) e atividades que envolvem o turismo (RODRIGUES et al., 2018; AJAY et al., 2021). A distribuição espacial dos MPs e suas características estão diretamente relacionadas às atividades humanas (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015).

Nesse sentido, o descarte de resíduos plásticos em corpos d'água ou em suas proximidades é uma das formas pelas quais os MPs acabam presentes na água (ERDOGAN, 2020; RODRIGUES et al., 2018; AJAY et al., 2021). A entrada de MPs em corpos d'água é classificada em duas fontes: primária e secundária. A fonte primária é quando os pellets, principalmente, e os fragmentos são inseridos diretamente nos compartimentos por meio de efluentes domésticos e industriais. A presença de MPs em efluentes domésticos se deve a partículas plásticas normalmente utilizadas na produção de cosméticos e produtos de higiene pessoal, como cremes dentais. A degradação de plásticos maiores devido à exposição solar, correntes de vento ou fluxos de água é caracterizada como uma fonte secundária de MPs em ambientes (JEMEC et al., 2016; LAGARDE et al., 2016; WANG et al., 2019; ERDOGAN, 2020; WONG et al., 2020; KASAMESIRI et al., 2021).

Em relação aos efluentes domésticos, tanto o descarte "in natura" quanto os efluentes de ETEs e ETAs (Estações de Tratamento de Água) são considerados os meios mais significativos de entrada de MPs nos corpos hídricos (LI; LIU e CHEN, 2018; RODRIGUES et al., 2018; WANG et al., 2019; SARIJAN et al., 2020; WARDLAW e PROSSER, 2020; WONG et al., 2020; ZHANG et al., 2021;

STRADY et al., 2021; METCALF et al., 2023). Alguns MPs dessa fonte de contaminação são classificados como fibras sintéticas, que se originam da lavagem de roupas (PAZOS et al., 2017; WANG et al., 2019; ERDOGAN, 2020; KUŚMIEREK e POPIOŁEK, 2022).

A contribuição das ETes para a presença de MPs na água, quando os MPs são de PVC, pode vir até mesmo do material de encanamento utilizado (DOMOGALLA-URBANSKY et al., 2018). Caracterizando-se como uma fonte significativa, maior incidência de MPs já foi analisada e encontrada no conteúdo intestinal de peixes próximos às áreas de lançamento de efluentes (PAZOS et al., 2017).

Em relação à pesca, esta atividade é amplamente caracterizada como um meio de entrada de MPs na água (KASAMESIRI et al., 2021; KARUPPASAMY et al., 2021; SUN et al., 2021), principalmente devido à decomposição de materiais utilizados nesta atividade (KARUPPASAMY et al., 2021). Há também associação entre a presença de fragmentos de MP em corpos d'água e pintura de barcos (AJAY et al., 2021).

A atividade industrial é uma importante fonte de impacto. A indústria contribui potencialmente para a poluição de corpos d'água por MPs (RODRIGUES et al., 2018; SARIJAN et al., 2020; MARTINEZ-TAVERA et al., 2021; SUN et al., 2021), sendo um dos exemplos a indústria têxtil, que eleva o teor de PE na água (PARKER et al., 2021). Além disso, se forem utilizados compostos tóxicos na produção de plásticos, eles são liberados em ambientes aquáticos na forma de MPs (KIM et al., 2022).

As correntes atmosféricas também atuam no transporte de MPs. Assim, a poluição do ar também é identificada como fonte de MPs em corpos d'água. Como existem poucos trabalhos atualmente, são necessários mais deles, pois esse tópico nas ciências atmosféricas é recente, com dados insuficientes (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020; WONG et al., 2020). Pesquisas que detectaram a presença de MPs em áreas protegidas, longe das influências de atividades humanas (100 km de distância de áreas com turistas), trazem as condições climáticas associadas aos ventos como meio de transporte de partículas de MP para corpos d'água (ERDOGAN, 2020; GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

A agricultura é uma atividade antrópica com significativo impacto poluidor em relação aos MPs. A contribuição para a quantidade de MPs em corpos d'água pela agricultura é dada (WANG et al., 2019; SUN et al., 2021), entre outras, usando técnicas como cobertura morta (WANG et al., 2019). Técnica que consiste em cobrir o solo com filme plástico para reduzir fatores limitantes, como escassez de água e baixas temperaturas, nas lavouras de arroz (WU et al., 2001). Essa técnica proporciona ganhos no crescimento e produção das lavouras, mas com os diversos impactos relacionados à contaminação por plásticos, seu uso tem sido questionado (GAO et al., 2019).

Também tem sido apontado, além desses meios de entrada, as liberações acidentais e eventos extremos como tempestades e inundações (SARIJAN et al., 2020; WONG et al., 2020), e a presença de portos e embarcações (ZHANG et al., 2021). Fontes menos comuns de entrada de MPs em corpos de água doce, também citados na literatura, estão relacionados a excrementos de animais ou à decomposição de organismos, principalmente em áreas protegidas e/ou próximas à foz de rios (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

Não apenas os meios de entrada são expressos na literatura, mas também a dinâmica de transporte de MPs na água. Propõe-se que corpos de água doce e pequenos rios atuem como transportadores de MPs (RODRIGUES et al., 2018) tanto para rios maiores quanto para ecossistemas de água salina (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; KUŠMIEREK e POPIOŁEK, 2022). Nesse contexto, estratégias baseadas na natureza, como discutido por Silva Junior et al. (2024), podem contribuir para mitigar a propagação de contaminantes ao promover a retenção e o tratamento natural da água em paisagens adaptadas.

Em resumo, as fontes mais relevantes de contaminação por MP em corpos hídricos são o despejo de efluentes domésticos, atividades industriais, pesca, agricultura, disposição direta de resíduos sólidos e poluição atmosférica. Apesar disso, muitos programas sistemáticos de monitoramento ainda não analisam a presença de MPs em compartimentos ambientais (CINTRA et al., 2020; COSTA et al., 2020; COSTA et al., 2021). Vale ressaltar que mesmo áreas com alta proteção e sem influência direta de atividades humanas são passíveis de serem contaminadas por MPs, devido aos seus diferentes tipos de fontes e às longas distâncias que essas partículas podem ser transportadas (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020). A relação entre a estrutura e o estado de conservação da vegetação em ambientes naturais pode também influenciar na retenção de poluentes, na qualidade dos corpos d'água e suas variações espaço-temporais (GELLI et al., 2023; COSTA et al., 2023).

4 IMPACTOS DOS MPs EM ÁGUA DOCE

Vários autores destacam a necessidade de maior conhecimento sobre os impactos dos MPs na qualidade dos corpos hídricos, fauna e flora e na saúde humana, pois o conhecimento atual é limitado (MARTINS e GUILHERMINO, 2018; WANG et al., 2019; MENG; KELLY e WRIGHT, 2020; LI; BUSQUETS e CAMPOS, 2020; SARIJAN et al., 2020; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020; CHEN et al., 2021; PARKER et al., 2021; WONG et al., 2020).

Não só o conhecimento sobre os impactos é baixo, como ao longo do tempo há um aumento de compartimentos ambientais com a presença dessas partículas, devido à sua grande dispersão. Esse fator é enfatizado pelos resultados obtidos por pesquisas na Antártica, onde números significativos de MPs foram encontrados em áreas protegidas, sem atividades características de localidades urbanizadas próximas (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020).

Em relação aos impactos na dinâmica presente nos corpos de água doce, constatou-se que a associação entre MPs e biofilmes, principalmente devido à aderência de microorganismos na superfície dos polímeros, traz consequências para o ciclo do nitrogênio, fator evidenciado pelo cálculo do equilíbrio de massa. Além do nitrogênio, outro parâmetro considerado para a análise foi o fósforo, por serem verificados os efeitos de sorção e transformação desse nutriente por microorganismos (CHEN et al., 2020).

A associação entre MPs e biofilmes, principalmente por bactérias, dependerá dos aspectos físico-químicos dos MPs e das características fisiológicas das bactérias. Pesquisas recentes têm apresentado resultados de alto potencial para esta associação, visando compreender a colonização de MPs por bactérias das espécies *Acinetobacter calcoaceticus*, *Burkholderia cepacia* e *Escherichia coli* (esta última utilizada como bioindicadora de

contaminação de corpos d'água por efluentes domésticos) (HOSSAIN et al., 2018). Recente pesquisa constatou que os patógenos presentes em efluentes podem permanecer na superfície dos MPs por 25 dias, o que facilita o transporte desses microrganismos (METCALF et al., 2023). Sobre os efeitos, a colonização de MPs por biofilmes em trabalho mostrou que, quando comparado a um substrato inerte, a quantidade de matéria orgânica é reduzida (MIAO et al., 2021).

Além das bactérias, é importante verificar os impactos em outros organismos, pois a presença de MPs em corpos d'água levará à ingestão acidental (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015). Ou seja, a partir do momento em que os MPs são encontrados na água ou mesmo no sedimento, há uma grande chance de que também estejam presentes nos organismos (WONG et al., 2020), promovendo danos ao seu metabolismo (CERA; CESARINI; SCALICI, 2020; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020; ZHANG et al., 2021). Além disso, MPs em corpos hídricos tendem a ser carregados por correntes e atingir outras áreas, permanecendo na coluna d'água ou sendo depositados em sedimentos. Foi identificado um mecanismo que demonstra uma tendência de deslocamento de MPs da coluna d'água para os sedimentos, significando a possibilidade de incorporação permanente desses elementos no sedimento, conforme a hidrodinâmica e as propriedades do sedimento (MOLAZADEH et al., 2023).

Sobre a permanência de MPs em compartimentos ambientais, quando capturados por animais, como peixes, persistem por mais tempo em determinada região, contribuindo para a interferência na dinâmica da biosfera (NAN et al., 2020). Como os organismos são suscetíveis a ingerir MPs acidentalmente, vários estudos recentes mostram impactos de MPs na biota presente em água doce (GUIMARÃES; CHARLIE-SILVA e MALAF, 2021; JEMEC et al., 2016; MARTINS e GUILHERMINO, 2018; OLIVEIRA et al., 2018; PAZOS et al., 2017; STRAUB; HIRSCH e BURKHARDT-HOLM, 2017; WANG et al., 2019; WEBER; JECKEL e WAGNER, 2020).

Impactos na atividade antioxidante de mexilhões (*Dreissena polymorpha*) foram encontrados e quanto maiores as quantidades de MPs, maior o estresse apresentado (WEBER; JECKEL e WAGNER, 2020). Outro bivalve que apresentou danos devido à presença de MPs foi a espécie *Corbicula fluminea*. Esse bivalve apresentou dano oxidativo aos lipídeos e neurotoxicidade pela ingestão de MPs, não sendo suficiente um período de 6 (seis) dias para recuperação dos efeitos (OLIVEIRA et al., 2018).

Outra espécie que apresentou dificuldades de recuperação após exposição a MPs foi *Daphnia magna*, um crustáceo planctônico (JEMEC et al., 2016; MARTINS e GUILHERMINO, 2018). Os crustáceos da espécie *Daphnia magna*, além das adversidades para completar sua recuperação, apresentaram prejuízos no crescimento e reprodução, com redução populacional na geração seguinte e extinção dos descendentes da segunda geração (MARTINS e GUILHERMINO, 2018). Nessa espécie, também foi observado aumento significativo da mortalidade em indivíduos que não se alimentavam mediante exposição aos MPs (JEMEC et al., 2016). Outra espécie de crustáceo que apresentou danos após a exposição foi a espécie *Gammarus fossarum* (anfípode). Apresentou diminuição na eficiência de assimilação e no peso úmido, decorrente da restrição digestiva causada pela ingestão de MPs, tanto biodegradáveis quanto derivados do petróleo (STRAUB; HIRSCH e BURKHARDT-HOLM, 2017).

Embora reduzidos, já há relatos na literatura dos efeitos em peixes com exposição a MPs (PARKER et al., 2021), principalmente em peixes encontrados próximos às áreas com alto grau de urbanização (SARIJAN et al., 2020). Constatou-se que a presença de MPs no intestino dos peixes não é cumulativa, mas sim relacionada ao ambiente, portanto a quantidade dessas partículas no intestino seria uma forma de medir indiretamente a presença de MPs na água (PAZOS et al., 2017). Dentre os danos aos peixes que ingeriram MPs estão os danos neurotóxicos e citotóxicos, observados na espécie *Danio rerio* (GUIMARÃES; CHARLIE-SILVA e MALAF, 2021; KALOYIANNI et al., 2021).

Outros organismos também são afetados pela exposição a MPs, como algas. A literatura atualmente disponível descreve os efeitos dessa exposição, sendo as análises construídas por quatro (4) fatores principais: crescimento, fotossíntese, pigmentação e atividade enzimática e estresse oxidativo (RANI-BORGES; MOSCHINI-CARLOS e POMPÊO, 2019). Efeitos nocivos foram observados em algas da espécie *Microcystis aeruginosa*, onde a exposição promoveu restrição do crescimento, diminuição dos pigmentos fotossintéticos e, conseqüentemente, redução drástica da fotossíntese (WANG et al., 2019; SÁNCHEZ-FORTUN et al., 2021).

As MPs também afetam insetos com parte de seu ciclo de vida na água, como o *Lepidostoma basale*, em que foi constatado que os indivíduos dessa espécie ingeriam os MPs dos polímeros mais comumente encontrados na água (EHLERS; MANZ e KOOP, 2019). A associação entre biofilmes e MPs (CHEN et al., 2020) pode colocar MPs formados por polímeros de baixa densidade nos sedimentos, ficando assim disponíveis para ingestão por organismos de espécies como *Lepidostoma basale* (EHLERS; MANZ e KOOP, 2019).

Quanto à deposição de MPs nos sedimentos, verificou-se que a associação entre MPs e microalgas da espécie *Chlamydomonas reinhardtii* forma heteroagregados onde é possível que os MPs, previamente presentes na água, sejam direcionados para os sedimentos, devido ao aumento da densidade (LAGARDE et al., 2016).

O aspecto que deve ser destacado diz respeito a condições que culminam em maior facilidade para a ingestão de MPs pelos organismos. Assim, já foi verificado na literatura que as fibras são a forma mais comum de MP encontrada em ecossistemas de água doce e, devido às suas altas quantidades nas águas, são facilmente ingeridas por macroinvertebrados (NAN et al., 2020).

Por outro lado, alguns organismos não apresentam danos ao seu metabolismo devido à ingestão acidental de MPs. O verme aquático *Allonais inaequalis* é um exemplo de resistência à contaminação por MP. Essa característica o torna um organismo potencial para estudos futuros com longos períodos de exposição e diferentes formatos e tipos de polímeros de MP (CASTRO et al., 2020). Outro organismo que não apresentou efeitos deletérios com a alta ingestão de MPs foram os bivalves da espécie *Unio pictorum*, que foram expostos aos efluentes das ETEs, apesar do potencial de absorção e aumento do teor para períodos de alta exposição (DOMOGALLA-URBANSKY et al., 2018).

Não apenas associações entre MPs e organismos estão presentes na literatura, mas associações entre MPs e substâncias como drogas (VERDÚ et al., 2021; ZHANG et al., 2021; WU et al., 2022; TUMWESIGYE et al., 2023) e metais (OLIVEIRA et al., 2018; WANG et al., 2019; DONG

et al., 2021; TUMWESIGYE et al., 2023) também são verificados em pesquisas. A presença dessas relações na literatura acontece porque MPs podem atuar como carreadores de contaminantes (LI; LIU e CHEN, 2018) conforme as características dos polímeros de MPs, como a presença de grupos polares (VERDÚ et al., 2021), e os efeitos individuais e combinados de MPs com outros poluentes podem levar a diferentes situações em ambientes de água doce (WANG et al., 2019).

No caso das drogas, foi detectado que os MPs podem aumentar a bioacumulação e afetar o metabolismo do antibiótico roxitromicina em peixes da espécie *Oreochromis niloticus* (ZHANG et al., 2021). A microalga *Anabaena sp.*, considerada um organismo pertencente à base da cadeia trófica, apresentou efeitos sobre seu crescimento e teor de clorofila-a com a exposição de MPs com triclosan (antisséptico) (VERDÚ et al., 2021). Outra microalga afetada foi a *Chlorella vulgaris*, utilizada na degradação do antibiótico levofloxacina, que teve seu crescimento inibido e a assimilação do fármaco (WU et al., 2022).

Quanto aos oligoelementos, foram detectados elementos metálicos adsorvidos na superfície dos MPs, sendo esses ferro (Fe), cálcio (Ca) e zinco (Zn). A presença desses elementos associados aos MPs pode aumentar a poluição dos corpos hídricos (WANG et al., 2019). Bivalves da espécie *Corbicula fluminea* apresentaram danos aos lipídios com a ingestão de uma mistura de MPs e mercúrio (Hg) (OLIVEIRA et al., 2018).

Algas da espécie *Microcystis aeruginosa* tiveram efeitos sobre a atividade de enzimas antioxidantes e danos celulares com a exposição aos MPs contendo chumbo (Pb) (WANG et al., 2019). A espécie *Chlamydomonas reinhardtii*, importante microalga para purificação de água contaminada com arsênio (As), apresentou diminuição da fotossíntese, respiração e crescimento na presença de MP combinado com Arsênio. A espécie também teve sua capacidade de retenção de poluentes reduzida (DONG et al., 2021). Efeitos negativos foram detectados em *Danio rerio*, *Daphnia magna* e *Chlamydomonas reinhardtii* quando na presença de chorume com fragmentos de sola de tênis. Esse efeito foi associado à presença de compostos tóxicos nesse lixiviado, como benzotiazol, dissulfeto de carbono, acetato de etila, salicilato de metila e p-xileno (KIM et al., 2022).

Embora o conhecimento sobre os impactos na saúde humana seja limitado (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; SARIJAN et al., 2020), essa preocupação é pertinente e tem origem nos possíveis problemas decorrentes da ingestão acidental de MPs ao consumir água e /ou peixes e frutos-do-mar (EERKES-MEDRANO; THOMPSON e ALDRIDGE, 2015; SZYMAŃSKA e OBOLEWSKI, 2020). Com relação aos efeitos sobre a biota, estes ainda são mínimos, mas com achados críticos de impactos tóxicos para os organismos (SARIJAN et al., 2020; CHEN et al., 2021; TUMWESIGYE et al., 2023). De maneira geral, esse panorama aponta para evidências de efeitos negativos tanto para o ecossistema quanto para o ser humano (MARTINS e GUILHERMINO, 2018; OLIVEIRA et al., 2018; TUMWESIGYE et al., 2023). Outro ponto a ser considerado é que nas associações que ocorrem entre MPs e outros contaminantes (os primeiros funcionando como meio de transporte para os segundos), alguns efeitos nocivos à saúde humana por poluentes já são conhecidos na literatura (LI; LIU e CHEN, 2018). A adoção de abordagens inovadoras para estimar a qualidade da água, como o uso de técnicas de machine learning, já vem sendo empregada com sucesso para avaliação da qualidade da água (COSTA et al., 2024), podendo ser adaptada para avaliar e prever a presença de microplásticos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vários autores apontam a necessidade de maior conhecimento sobre os impactos dos MPs na qualidade dos corpos hídricos, fauna e flora e na saúde humana, visto que o conhecimento atual é limitado. A preocupação com a presença de MPs em corpos hídricos têm despertado interesse em pesquisas, fator confirmado na análise bibliométrica pelo aumento do número de pesquisas realizadas ao longo do tempo.

A caracterização dos MPs nos aspectos apresentados nesta literatura (dimensão, polímeros constituintes, cor e forma) está bem definida e é amplamente discutida nos trabalhos. A exceção é o parâmetro de densidade que ainda não foi devidamente explorado, dificultando a caracterização neste aspecto e até mesmo o entendimento da dinâmica dos MPs em corpos de água doce. Com relação a essa dinâmica, é importante destacar que a caracterização das fontes de MPs nesses ambientes ainda carece de metodologias específicas para sua identificação. Isso torna mais complexa a realização de diagnósticos visando regularizar a qualidade dos corpos hídricos impactados por esse poluente.

Outra lacuna na literatura diz respeito aos efeitos na saúde humana com a ingestão de MPs. Apesar de estudos recentes confirmarem a presença de MPs em tecidos humanos, não há conhecimento sobre os seus efeitos na saúde humana, apenas são feitas suposições conforme o conhecimento teórico de outros componentes e seus efeitos na saúde dos organismos. Os impactos na biota, embora não numerosos, já são relatados em pesquisas, por meio de efeitos neuro e citotóxicos, trazendo sérias implicações para o metabolismo das espécies estudadas.

Ainda é necessário que as pesquisas avancem para preencher as lacunas observadas na caracterização, na identificação das fontes e seus impactos, para que se tenha um panorama mais completo para futuros estudos e ações de conservação e preservação desses ambientes, resultando na minimização dos impactos deste poluente emergente.

6 REFERÊNCIAS

- AJAY, K., BEHERA, D., BHATTACHARYA, S., MISHRA, P. K., ANKIT, Y., ANOOP, A. (2021). Distribution and characteristics of microplastics and phthalate esters from a freshwater lake system in Lesser Himalayas. *Chemosphere*, 283, 131132. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131132>
- ANDRADY, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- ARIA, M. & CUCCURULLO, C. (2017). Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis, *Journal of Informetrics*, 11(4), 959-975. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- AVIO, C. G., GORBI, S. & REGOLI, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2-11. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>

AZZARELLO, M. Y. & VAN VLEET, E. (1987). Marine birds and plastic pollution. *Marine Ecology Progress Series*, v. 37, p.295-303.

BERTOLDI, C., LARA, L. Z., MIZUSHIMA, F. A. L., MARTINS, F. C. G., BATTISTI, M. A., HINRICHS, R. & FERNANDES, A. N. (2021). First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of the Total Environment*, 759, 143503. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>

BOTELHO, M. J., VALE, C., MARQUES, F., MOREIRINHA, C., SILVIO, LÚCIA GUILHERMINO, JOAQUIM, S., MATIAS, D., M. CANDEIAS, & RUDNITSKAYA, A. (2023). One-year variation in quantity and properties of microplastics in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and cockles (*Cerastoderma edule*) from Aveiro lagoon. *Environmental Pollution*, 333, 121949–121949. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121949>

BOYLE, K. & ÖRMECI, B. (2020). Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: a review. *Water*, 12(9), 2633. <http://doi.org/10.3390/w12092633>

BRAUN, T., EHRLICH, L., HENRICH, W., KOEPEL, S., LOMAKO, I., SCHWABL, P. & LIEBMANN, B. (2021). Detection of microplastic in human placenta and meconium in a clinical setting. *Pharmaceutics*, 13(7), p. 921. <http://doi.org/10.3390/pharmaceutics13070921>

CASTRO, G., BERNEGOSSI, A. C., PINHEIRO, F. R., FELIPE, M. C. & CORBI, J. J. (2020). Effects of Polyethylene Microplastics on Freshwater Oligochaeta *Allonais inaequalis* (Stephenson, 1911) Under Conventional and Stressful Exposures. *Water, Air, Soil Pollut*, 231(9), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04845-y>

CERA, A., CESARINI, G. & SCALICI, M. (2020). Microplastics in freshwater: what is the news from the world? *Diversity*, 12(7), 276. <http://doi.org/10.3390/d12070276>

CHEN, C., LU, T., YANG, Y. & LIAO, C. (2021). Toxicokinetic/toxicodynamic-based risk assessment of freshwater fish health posed by microplastics at environmentally relevant concentrations. *Science of the Total Environment*, 756, 144013. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144013>

CHEN, X., CHEN, X., ZHAO, Y., ZHOU, H., XIONG, X. & WU, C. (2020). Effects of microplastic biofilms on nutrient cycling in simulated freshwater systems. *Science of the Total Environment*, 719, 137276. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137276>

CINTRA, L. S., de OLIVEIRA, C. R., PINHEIRO COSTA, B. B., COSTA, D. de A., SANTOS OLIVEIRA, V. de P., & de REZENDE ARAÚJO, T. M. (2020). MONITORAMENTO DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PARAÍBA DO SUL EM CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ. *HOLOS*, 5, 1–16. <https://doi.org/10.15628/holos.2020.9564>

CONNORS, P. G. & SMITH, K. G. (1982). Oceanic plastic particle pollution: suspected effect on fat deposition in red phalaropes. *Marine Pollution Bulletin*, 13(1), 18-20, 1982. Retrieved December



30, 2021, from Available online at:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0025326X82904908>

COSTA, D., BAYISSA, Y., BARBOSA, K. V., VILLAS-BOAS, M. D., BAWA, A., LUGON JUNIOR, J., SILVA NETO, A. J., & SRINIVASAN, R. (2024). Water quality estimates using machine learning techniques in an experimental watershed. *Journal of Hydroinformatics*, 26(11), 2798–2814. <https://doi.org/10.2166/hydro.2024.132>

COSTA, D. d. A., BAYISSA, Y., LUGON JUNIOR, J., YAMASAKI, E. N., KYRIAKIDES, I., & SILVA NETO, A. J. (2023). Cyprus Surface Water Area Variation Based on the 1984–2021 Time Series Built from Remote Sensing Products. *Remote Sensing*, 15(22), 5288. <https://doi.org/10.3390/rs15225288>

COSTA, D. A., JUNIOR, L. C. S. S., AZEVEDO, J. P. S., SANTOS, M. A. & ASSUMPÇÃO, R. S. F. V. (2021). From Monitoring and Modeling to Management: how to improve water quality in brazilian rivers? a case study. *Water*, 13(2), 176. <https://doi.org/10.3390/w13020176>

COSTA, D. A., AZEVEDO, J. P. S., SANTOS, M. A. & ASSUMPÇÃO, R. S. F. V. (2020). Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. *Scientific Reports*, 10(1), 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>

DOMOGALLA-URBANSKY, J., ANGER, P. M., FERLING, H., RAGER, F., WIESHEU, A. C., NIESSNER, R., IVLEVA, N. P. & SCHWAIGER, J. (2018). Raman microspectroscopic identification of microplastic particles in freshwater bivalves (*Unio pictorum*) exposed to sewage treatment plant effluents under different exposure scenarios. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 2007-2012. <http://doi.org/10.1007/s11356-018-3609-3>

DONG, Y., GAO, M., QIU, W. & SONG, Z. (2021). Effects of microplastic on arsenic accumulation in *Chlamydomonas reinhardtii* in a freshwater environment. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124232. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124232>

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. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

EHLERS, S., MANZ, W. & KOOP, J. (2019). Microplastics of different characteristics are incorporated into the larval cases of the freshwater caddisfly *Lepidostoma basale*. *Aquatic Biology*, 28, 67-77. <http://doi.org/10.3354/ab00711>

ERDOGAN, S. (2020). Microplastic pollution in freshwater ecosystems: a case study from turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(3), 213-221. <http://doi.org/10.12714/egejfas.37.3.02>



GAO, H., YAN, C., LIU, Q., DING, W., CHEN, B. & LI, Z. (2019). Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 651, 484-492. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.105>

GARCIA, F., CARVALHO, A. R., RIEM-GALLIANO, L., TUDESQUE, L., ALBIGNAC, M., HALLE, A. & CUCHEROUSET, J. (2021). Stable Isotope Insights into Microplastic Contamination within Freshwater Food Webs. *Environmental Science & Technology*, 55(2), 1024-1035. <http://doi.org/10.1021/acs.est.0c06221>

GEISSEN, V., MOL, H., KLUMPP, E., UMLAUF, G., NADAL, M., PLOEG, M., ZEE, S. E. A. T. M. & RITSEMA, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57-65. <http://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>

GELLI, Y.K., COSTA, D.d.A., NICOLAU, A.P. *et al.* Vegetational succession assessment in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Environ Monit Assess* 195, 179 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10709-1>

GONZÁLEZ-PLEITER, M., EDO, C., VELÁZQUEZ, D., CASERO-CHAMORRO, M. C., LEGANÉS, F., QUESADA, A., FERNÁNDEZ-PIÑAS, F. & ROSAL, R. (2020). First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111811. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111811>

GUIMARÃES, A. T. B., CHARLIE-SILVA, I. & MALAFAIA, G. (2021). Toxic effects of naturally-aged microplastics on zebrafish juveniles: a more realistic approach to plastic pollution in freshwater ecosystems. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124833. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124833>

HOSSAIN, M. R., JIANG, M., WEI, Q. & LEFF, L. G. (2018). Microplastic surface properties affect bacterial colonization in freshwater. *Journal of Basic Microbiology*, 59(1), 54-61. <http://doi.org/10.1002/jobm.201800174>

JAMBECK, J. R., GEYER, R., WILCOX, C., SIEGLER, T. R., PERRYMAN, M., ANDRADY, A., NARAYAN, R. & LAW, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <http://doi.org/10.1126/science.1260352>

JEMEC, A., HORVAT, P., KUNEJ, U., BELE, M. & KRZAN, A. (2016). Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 219, 201-209. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.037>

KALOYIANNI, M., BOBORI, D. C., XANTHOPOULOU, D., MALIOUFA, G., SAMPSONIDIS, I., KALOGIANNIS, S., FEIDANTISIS, K., KASTRINAKI, G., DIMITRIADI, A., KOUMOUNDOUROS, G., LAMBROPOULOU, D. A., KYZAS, G. Z. & BIKIARIS, D. N. (2021). Toxicity and Functional Tissue Responses of Two Freshwater Fish after Exposure to Polystyrene Microplastics. *Toxics*, 9, 289. <http://doi.org/10.3390/toxics9110289>



KASAMESIRI, P., MEKSUMPUN, C., MEKSUMPUN, S. & RUENGSORN, C. (2021). Assessment on microplastics contamination in freshwater fish: a case study of the ubolratana reservoir, thailand. *International Journal of Geomate*, 20(77), 62-68. <http://doi.org/10.21660/2020.77.6108>

KARUPPASAMY, M. B., SRINIVASALU, S., USHA, N., RAMAMOORTHY, A., NIRMAL, K. S., ANBALAGAN, S., SUJATHA, K. & ALAGARASAN, C. (2021). Microplastics as an emerging threat to the freshwater ecosystems of Veeranam lake in south India: a multidimensional approach. *Chemosphere*, 264(2), 128502. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128502>

KIM, L., KIM, D., KIM, S. A., KIM, H., LEE, T. Y. & AN, Y. J. (2022). Are your shoes safe for the environment? – Toxicity screening of leachates from microplastic fragments of shoe soles using freshwater organisms. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126779-126788. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126779>

KUŚMIEREK, N., POPIOŁEK, M. (2020). Microplastics in freshwater fish from Central European lowland river (Widawa R., SW Poland). *Environmental Science and Pollution Research*, 27(10), 11438-11442. <http://doi.org/10.1007/s11356-020-08031-9>

LAGARDE, F., OLIVIER, O., ZANELLA, M., DANIEL, P., HIARD, S. & CARUSO, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331-339. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>

LI, C., BUSQUETS, R. & CAMPOS, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. *Science of The Total Environment*, 707, 135578. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>

LI, J., LIU, H. & CHEN, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362-374. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>

MARTINEZ-TAVERA, E., DUARTE-MORO, A. M., RODRIGUEZ-ESPINOSA, P. F., ROSANO-ORTEGA, G. & EXPÓSITO, N. (2021). Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: potential threats for human health. *Chemosphere*, 266, 128968. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>

MARTINS, A. & GUILHERMINO, L. (2018). Transgenerational effects and recovery of microplastics exposure in model populations of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* Straus. *Science of the Total Environment*, 631, 421-428. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.054>

MENDOZA, L. M. R. & BALCER, M. (2019). Microplastics in freshwater environments: a review of quantification assessment. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 113, 402-408. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.020>



MENG, Y., KELLY, F. J. & WRIGHT, S. L. (2020). Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: a uk perspective. *Environmental Pollution*, 256, 113445. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>

METCALF, R., WHITE, H. L., ORMSBY, M. J., OLIVER, D. M., & QUILLIAM, R. S. (2023). From wastewater discharge to the beach: Survival of human pathogens bound to microplastics during transfer through the freshwater-marine continuum. *Environmental Pollution*, 319, 120955. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120955>.

MIAO, L., YU, Y., ADYEL, T. M., WANG, C., LIU, Z., LIU, S., HUANG, L., YOU, G., MENG, M., QU, H. & HOU, J. (2021). Distinct microbial metabolic activities of biofilms colonizing microplastics in three freshwater ecosystems. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123577. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123577>

MILOLOŽA, M., KUČIĆ GRGIĆ, D., BOLANČA, T., UKIĆ, Š., CVETNIĆ, M., OCELIĆ BULATOVIĆ, V., DIONYSIOU, D. D. & KUŠIĆ, H. (2021). Ecotoxicological assessment of microplastics in freshwater Sources - a review. *Water*, 13(1), 56. <http://doi.org/10.3390/w13010056>

MOLAZADEH, M., LIU, F., SIMON-SÁNCHEZ, L., & VOLLERSTEN, J. (2023). Buoyant microplastics in freshwater sediments – How do they get there? *Science of the Total Environment*, 860, 160489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160489>

MOORE; C. J., LATTIN, G. L. & ZELLERS, A. F. (2011). Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 65-73. <http://doi.org/10.5894/rgci194>

NAN, B., SU, L., KELLAR, C., CRAIG, N. J., KEOUGH, M. J. & PETTIGROVE, V. (2020). Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. *Environmental Pollution*, 259, 113865. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113865>

NG, K.L. & OBBARD, J.P. (2006). Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761-767. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.017>

OLIVEIRA, P., BARBOZA, L. G. A., BRANCO, V., FIGUEIREDO, N., CARVALHO, C. & GUILHERMINO, L. (2018). Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 155-163. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.062>

PARKER, B., ANDREOU, D., GREEN, I. D. & BRITTON, J. R. (2021). Microplastics in freshwater fishes: occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*, 22(3), 467-488. <http://doi.org/10.1111/faf.12528>



- PAZOS, R. S., MAIZTEGUI, T., COLAUTTI, D. C., PARACAMPO, A. H. & GÓMEZ, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 85-90. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>
- PICO, Y., ALFARHAN, A. & BARCELO, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 113, 409-425. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>
- RANI-BORGES, B., MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M. (2021). Microplastics and freshwater microalgae: what do we know so far? *Aquatic Ecology*, [S. l.], 55(2), p. 363-377. <http://doi.org/10.1007/s10452-021-09834-9>
- RODRIGUES, M. O., ABRANTES, N., GONÇALVES, F. J. M., NOGUEIRA, H., MARQUES, J. C. & GONÇALVES, A. M. M. (2018). Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of the Total Environment*, 633, 1549-1559. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.233>
- ROTHSTEIN, S. I. (1973). Particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: evidence from a seabird. *The Condor*, 75(3), 344-345.
- SAIT, S. T. L., SØRENSEN, L., KUBOWICZ, S., VIKE-JONAS, K., GONZALEZ, S. V., ASIMAKOPOULOS, A. G. & BOOTH, A. M. (2021). Microplastic fibres from synthetic textiles: environmental degradation and additive chemical content. *Environmental Pollution*, 268, 115745. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115745>
- SÁNCHEZ-FORTUN, A., FAJARDO, C., MARTÍN, C., D'ORS, A., NANDE, M., MENGES, G., COSTA, G., MARTÍN, M. & SÁNCHEZ-FORTÚN, S. (2021). Effects of polyethylene-type microplastics on the growth and primary production of the freshwater phytoplankton species *Scenedesmus armatus* and *Microcystis aeruginosa*. *Environmental and Experimental Botany*, 188, 104510. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104510>
- SARIJAN, S., AZMAN, S., SAID, M. I. M. & JAMAL, M. H. (2020). Microplastics in freshwater ecosystems: a recent review of occurrence, analysis, potential impacts, and research needs. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), p. 1341-1356. <http://doi.org/10.1007/s11356-020-11171-7>
- SCOTT, P. G. (1972). Plastics packaging and coastal pollution. *International Journal of Environmental Studies*, 3(1-4), 35-36.
- SILVA JUNIOR, L. C. S. d., COSTA, D. d. A., & FEDLER, C. B. (2024). From Scarcity to Abundance: Nature-Based Strategies for Small Communities Experiencing Water Scarcity in West Texas/USA. *Sustainability*, 16(5), 1959. <https://doi.org/10.3390/su16051959>.
- STRADY, E., DANG, T. H., DAO, T. D., DINH, H. N., DO, T. T. D., DUONG, T. N., DUONG, T. T., HOANG, D. A., KIEU-LE, T. C., LE, T. P. Q., MAI, H., TRINH, D. M., NGUYEN, Q. H., TRAN-NGUYEN,



Q. A., TRAN, Q. V., TRUONG, T. N. S., CHU, V. H. & VO, V. C. (2021). Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111870. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111870>

STRAUB, S., HIRSCH, P. E. & BURKHARDT-HOLM, P. (2017). Biodegradable and petroleum-based microplastics do not differ in their ingestion and excretion but in their biological effects in a freshwater invertebrate *gammarus fossarum*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7), 774. <http://doi.org/10.3390/ijerph14070774>

SUN, D., WANG, J., XIE, S., TANG, H., ZHANG, C., XU, G., ZOU, J., ZHOU, A. (2021). Characterization and spatial distribution of microplastics in two wild captured economic freshwater fish from north and west rivers of Guangdong province. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111555. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111555>

SZYMAŃSKA, M. & OBOLEWSKI, K. (2020). Microplastics as contaminants in freshwater environments: a multidisciplinary review. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 20(3), 333-345. <http://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.05.001>

TRIEBSKORN, R., BRAUNBECK, T., GRUMMT, T., HANSLIK, L., HUPPERTSBERG, S., JEKEL, M., KNEPPER, T. P., KRAIS, S., MÜLLER, Y. K., PITTROFF, M., RUHL, A. S., SCHMIEG, H., SCHÜR, C., STROBEL, C., WAGNER, M., ZUMBÜLTE, N. & KÖHLER, H. (2019). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: a critical review. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, 110, 375-392. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>

TUMWESIGYE, E., CHIKA FELICITAS NNADOZIE, AKAMAGWUNA, F. C., XAVIER SIWE NOUNDOU, GEORGE WILLIAM NYAKAIRU, & OGHENEKARO NELSON ODUME. (2023). Microplastics as vectors of chemical contaminants and biological agents in freshwater ecosystems: Current knowledge status and future perspectives. *Environmental Pollution*, 330, 121829–121829. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121829>

VERDÚ, I., GONZÁLEZ-PLEITER, M., LEGANÉS, F., ROSAL, R., FERNÁNDEZ-PIÑAS, F. (2021). Microplastics can act as vector of the biocide triclosan exerting damage to freshwater microalgae. *Chemosphere*, 266, 129193. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129193>

WANG, Z., QIN, Y., LI, W., YANG, W., MENG, Q. & YANG, J. (2019). Microplastic contamination in freshwater: first observation in lake Ulansuhai, yellow river Basin, China. *Environmental Chemistry Letters*, 17(4), 1821-1830. <http://doi.org/10.1007/s10311-019-00888-8>

WARDLAW, C. & PROSSER, R. S. (2020). Investigation of Microplastics in Freshwater Mussels (*Lasmigona costata*) From the Grand River Watershed in Ontario, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(8), 1-14. <http://doi.org/10.1007/s11270-020-04741-5>



WEBER, A., JECKEL, N. & WAGNER, M. (2020). Combined effects of polystyrene microplastics and thermal stress on the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Science of the Total Environment*, 718, 137253. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137253>

WONG, J. K. H., LEE, K. K., TANG, K. H. D. & YAP, P. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the Total Environment*, 719, 137512. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>

WU, L.; ZHU, Z., LIANG, Y. & ZHANG, F. (2001). Plastic film mulching cultivation: a new technology for resource saving water N fertiliser and reduced environmental pollution. *Plant Nutrition*, 92, 1024-1025. https://doi.org/10.1007/0-306-47624-X_499

WU, X., WU, H., ZHANG, A., SEKOU, K., LI, Z. & YE, J. (2022). Influence of polystyrene microplastics on levofloxacin removal by microalgae from freshwater aquaculture wastewater. *Journal of Environmental Management*, 301, 113865-113872. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113865>

ZHANG, L., XIE, Y., ZHONG, S., LIU, J., QIN, Y. & GAO, P. (2021). Microplastics in freshwater and wild fishes from Lijiang River in Guangxi, Southwest China. *Science of the Total Environment*, 755, 142428. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142428>

ZHAO, S., ZHU, L., WANG, T., LI, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86, 1-2, 562-568. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>

COMO CITAR ESTE ARTIGO:

Santos Alves de Souza, J., COSTA, D. D. A., Veiga de Carvalho, C. E., & Trindade Bittar, V. (2024). MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA DOCE: CARACTERIZAÇÃO, FONTES E IMPACTOS. *HOLOS*, 6(40). <https://doi.org/10.15628/holos.2024.16150>

SOBRE OS AUTORES

J. S. A. de SOUZA

Doutoranda em Ciências Ambientais e Conservação pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. E-mail: souzaajsa@ufrj.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5486-6182>

D. de A. COSTA

Doutor em Planejamento Energético pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ); Professor do Doutorado em Modelagem e Tecnologia para Meio Ambiente Aplicadas em Recursos Hídricos (AMBHIDRO) do Instituto Federal Fluminense. E-mail: david.costa@iff.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1814-5892>

C. E. V. CARVALHO

Doutor em Geoquímica Ambiental pela Universidade Federal Fluminense (1997); Estágio Sênior no Centro



de Pesquisas Marinhas Tropicais da Universidade de Bremen (ZMT), Alemanha (2010); Professor no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN/UENF) Universidade Estadual do Norte Fluminense e do Programa de Pós Graduação em Modelagem e Meio Ambiente da Universidade Estadual de Feira de Santana (BA); Participe do Grupo de Pesquisa em Ecotoxicologia e Geoquímica Ambiental da UENF. E-mail carvalho@uenf.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-7704-9588>

V. T. BITTAR

Doutora em Ecologia e Recursos Naturais/UENF; Coordenadora da Rede de Estudos Ambientais Costeiros (REAC) e professora colaboradora no Curso de Especialização em Ciências Ambientais em Áreas Costeiras (IFRJ/Campus Arraial do Cabo/RJ). ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5658-7363>.

Editora Responsável: Francinaide de Lima Silva Nascimento

Pareceristas *Ad Hoc*: Jackson Anderson Sena Ribeiro e Jorge Luís Filho



Submitted September 20, 2023

Accepted December 23, 2024

Published 7 June, 2025

