



A primeira avaliação de microplásticos no Rio Xingu

The first evaluation of microplastics in the Xingu River

Haroldo Humberto Lobo Cardoso Neto¹ , Rayana Cristina Miranda Silvestre¹ , Raphael Nogueira Pires Jean¹ , Amanda Vanessa Araújo dos Santos¹ , Fabricio Costa da Silva¹ 

¹Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, PA, Brasil. E-mails: haroldocardosoneto@gmail.com, rayanasilvestre@gmail.com, uzpires@gmail.com, amandavanessa029@gmail.com, fabriciosilva6699@gmail.com

Como citar: Cardoso Neto, H. H. L., Silvestre, R. C. M., Jean, R. N. P., Santos, A. V. A., & Silva, F. C. (2023). A primeira avaliação de microplásticos no Rio Xingu. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 20, e17. <https://doi.org/10.21168/rega.v20e17>

RESUMO: Os microplásticos podem ser gerados por diversas atividades humanas e são encontrados em diferentes reservatórios ambientais, como os sedimentos fluviais. Considerando a rica biodiversidade da Amazônia e a intensa interferência antrópica na região, torna-se fundamental avaliar o estado dos seus recursos hídricos. Desse modo, o presente estudo teve como objetivo analisar a abundância, morfologia e cor dos microplásticos nos sedimentos do Rio Xingu, no Brasil. A coleta de dados e análises foram realizadas em fevereiro de 2023. Os microplásticos foram coletados nos sedimentos do rio e extraídos a partir de princípios de densidade e flotação. Assim, foi detectada uma abundância média de $204 \pm 22,40$ partículas/kg, com prevalência das fibras (56,86%) e dos fragmentos (25%), seguidos pelos feixes de fibra (10,78%) e esferas (7,35%). A maioria dos microplásticos encontrados era transparente (57,84%). Nossos resultados revelaram que a abundância de microplásticos no Rio Xingu é maior do que em sistemas dulcícolas localizados zonas agrícolas e de conservação, sendo comparável com aqueles inseridos em áreas urbanas e industriais. Logo, destaca-se a necessidade de ações políticas, sociais e ambientais para remediar a presença de microplásticos em sistemas fluviais amazônicos.

Palavras-chave: Amazônia; Sedimentos Fluviais; Abundância; Morfologia; Cor.

ABSTRACT: Microplastics can be generated by various human activities and are found in different environmental reservoirs, such as river sediments. Considering the rich biodiversity of the Amazon and the intense human interference in the region, it is essential to assess the state of its water resources. Thus, this study aimed to analyze the abundance, morphology, and color of microplastics in the sediments of the Xingu River in Brazil. The data collection and analysis were carried out in February 2023. Microplastics were collected from the river sediments and extracted using density and flotation principles. A mean concentration of $204 \pm 22,40$ particles/kg was detected, with a prevalence of fibers (56.86%) and fragments (25%), followed by fiber bundles (10.78%) and spheres (7.35%). The majority of microplastics found were transparent (57.84%). Our results revealed that the abundance of microplastics in the Xingu River is higher than in freshwater systems located in agricultural and conservation areas, comparable to those in urban and industrial areas. Therefore, there is a need for political, social, and environmental actions to remediate the presence of microplastics in Amazonian River systems.

Keywords: Amazon; Fluvial Sediments; Abundance; Morphology; Color.

INTRODUÇÃO

Os plásticos são compostos sintéticos e semissintéticos derivados da polimerização de monômeros oriundos do petróleo ou gás (Cole et al., 2011). Desde a década de 1950, a fabricação de plástico compõe um dos setores de mais rápido crescimento, representando 1,3% da economia global em 2019, de acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2022). Esse fato é atribuído ao seu baixo custo de fabricação, alta durabilidade, resistência, leveza e versatilidade (Caixeta et al., 2018), permitindo várias aplicações e sendo utilizados em diversos produtos (Hale et al., 2020).

Em 2021, a produção internacional de plástico foi de 390 milhões de toneladas (Plastics Europe, 2022). A previsão é que esse montante triplique até 2050, atingindo 1,480 bilhão de toneladas anualmente. Tal aumento será impulsionado principalmente pelo avanço econômico de países emergentes, como o Brasil, que é atualmente o quarto maior país gerador de resíduos plásticos, ficando atrás dos Estados Unidos, Índia e China, respectivamente (Heinrich Böll Foundation, 2021).

Recebido: Abril 30, 2023. Revisado: Junho 11, 2023. Aceito: Julho 17, 2023.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a [licença Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

Das 13,7 milhões de toneladas de plástico produzidas no Brasil em 2022, apenas 4% foram recicladas (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2022). Consequentemente, uma fração substancial desse material é acumulada em diversos ecossistemas, tornando-o um poluente de alta preocupação (Allen et al., 2019).

Grande parte dos plásticos comuns são produzidos a partir de polímeros de cadeia longa, como o polietileno de alta densidade (HDPE), polietileno de baixa densidade (LDPE), polipropileno (PP) e o policarbonato (PC). Quanto mais tempo o plástico permanece no ambiente, maior é a mudança em sua composição química, com a liberação de polímeros como o etileno, propileno e bisfenol-A (BPA). A exposição humana a esses polímeros pode culminar em efeitos adversos, como o aumento no risco de câncer e distúrbios hormonais, além de potenciais danos no fígado, no sistema nervoso, reprodutivo e respiratório (Ullah et al., 2022; Lu et al., 2022).

Os plásticos não desaparecem do meio ambiente. Sua decomposição, na verdade, consiste em um processo de fragmentação em pequenos pedaços conhecidos como microplásticos (MPs), que são um conjunto de partículas contaminantes de tamanho entre 0,01 e 5 mm (Mohana et al., 2022). Os MPs apresentam uma ampla gama de cores, morfologias, polímeros e aditivos químicos (Rochman et al., 2019; Woods et al., 2021) e chegam aos recursos hídricos através das mais diversas atividades antropogênicas, seja no meio terrestre ou aquático. No primeiro caso, ocorre em decorrência das ações realizadas em terra, tendo o descarte inadequado de resíduos plásticos, o escoamento pluvial e a descarga de efluentes líquidos como principais agentes (Dris et al., 2016). No segundo caso, ocorre a partir das dinâmicas exercidas nos corpos d'água, como o tráfego de embarcações, pesca, aquicultura e outras atividades diversas (Díez-Minguito et al., 2020).

De acordo com o seu tamanho original, são classificados em primários e secundários. MPs primários são a matéria-prima virgem da indústria plástica, enquanto que os secundários são provenientes da degradação de resíduos plásticos maiores (meso e macroplásticos) pela ação da foto-oxidação, biodegradação, abrasão mecânica, hidrólise e fragmentação química (Jambeck et al., 2015; Masura et al., 2015; Wang et al., 2021; Lv et al., 2022).

Partículas microplásticas estão presentes nos mais variados compartimentos ambientais, incluindo o ar, a água e o solo (Campanale et al., 2020; O'Connor et al., 2020; Rowenczyk et al., 2022; Yuan et al., 2023). Por conseguinte, os rios são propensos ao acúmulo desses sólidos que, por possuírem baixa densidade e grande durabilidade, podem flutuar na lâmina d'água e ser transportados por longas distâncias pelas correntes fluviais, alcançando os mares e oceanos (Sul & Costa, 2007) ou se depositando nos sumidouros por meio da troca hiporreica (processo pelo qual a água da superfície do rio interage com a água do fundo) (Drummond et al., 2022) ou da bioincrustação (colonização de biofilme por bactérias, algas e outros organismos), homoagregação (agrupamento entre MPs) e heteroagregação (acúmulo de outras partículas, como argilas suspensas, na superfície dos MPs). Esses processos incrementam a densidade e o tamanho dos MPs e influenciam na velocidade do seu deslocamento vertical na coluna d'água (Corcoran et al., 2015; Meijer et al., 2021; Malli et al., 2022).

Estima-se que 80% dos MPs dentro de bacias hidrográficas estão retidos nos sedimentos do leito e das margens dos rios, lagos, lagoas e outros corpos hídricos (Van Cauwenberghe et al., 2015; Ryan & Perold, 2021; Newbould et al., 2021; Van Emmerik et al., 2022). Segundo Andrady (2011), os rios são responsáveis pela transferência de cerca de 98% dos MPs da superfície terrestre para os mares e oceanos, além de desempenharem um papel fundamental na fragmentação dessas partículas, aumentando exponencialmente a sua quantidade (Preston-Whyte et al., 2021; Trindade et al., 2023).

No geral, as estações de tratamento de esgoto (ETEs) podem reter mais de 90% dos MPs presentes em efluentes líquidos (Iyare et al., 2020; Sol et al., 2020; Schell et al., 2022). Entretanto, apenas 52% do esgoto global é tratado (Jones et al., 2021), e esse percentual é ainda menor nos países em desenvolvimento e subdesenvolvidos. Especificamente, a bacia Amazônica abriga uma população estimada em 30,8 milhões de pessoas (Amazônia 2030, 2022), das quais somente de 14% até 18,4% têm acesso a sistemas de coleta e tratamento de esgoto (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2022). Ademais, observam-se na região práticas inadequadas de uso e manejo do solo e dos cursos d'água para agricultura, pesca, pecuária e indústria.

Como consequência, a Bacia do Rio Amazonas é a segunda mais poluída do mundo em relação presença de plásticos (Giarrizzo et al., 2019), impactando diretamente e indiretamente toda a região, que abriga a maior floresta tropical e bacia hidrográfica do planeta. Estima-se que na Amazônia existam mais de 30 000 espécies de plantas, 2 500 espécies de peixes, 1 300 espécies de aves, 427 espécies de mamíferos, 400 espécies de répteis e 378 espécies de anfíbios (Steege et al., 2015).

Os MPs são muito hidrofóbicos e estão disponíveis para ingestão e absorção para a maioria dos seres vivos (Wright et al., 2013; Baptista Neto et al., 2019). Por esse motivo, há uma alta probabilidade de transferência dessas partículas ao longo dos níveis tróficos da cadeia alimentar (European Commission, 2013; McCormick et al., 2014; Macieira et al., 2021; Zaki et al., 2021). Estudos recentes têm demonstrado a presença de MPs no tecido de plantas (Sun et al., 2020) e no corpo e corrente sanguínea de seres humanos (Leslie et al., 2022) e animais (Prata et al., 2022), representando um sério risco, pois têm uma alta capacidade de absorção e podem ser facilmente contaminados com organismos e substâncias suspensas na água, tais como agentes patogênicos (Bowley et al., 2021; Jiménez-Skrzypek et al., 2023; Rasool et al., 2021; Kabir et al., 2022) e compostos tóxicos diversos, incluindo metais pesados (Holmes et al., 2012) e poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Ziccardi et al., 2016; Barletta et al., 2019).

Sabe-se que uma pessoa adulta ingere uma quantidade média de 4,1 µg de MPs por semana (Nor et al., 2021), o que equivale a 50 sacolas plásticas por ano (Bai et al., 2022). A ingestão de MPs pode causar danos à saúde, como inflamação e estresse celular, além de potencialmente afetar o sistema endócrino e imunológico (Teuten et al., 2009; Rafiee et al., 2018; Krause et al., 2021). No entanto, ainda não existem evidências científicas suficientes para determinar claramente todos os efeitos dos MPs em humanos (Prata et al., 2020).

Devido ao seu alto potencial contaminante, a presença desse tipo de resíduo nas águas está sendo cada vez mais abordada por meio de estudos, pesquisas e ações ambientais, especialmente em países desenvolvidos e de alta renda (Ding et al., 2022). Entretanto, a maior parte da literatura publicada é focada em ecossistemas costeiros e marinhos, e menos de 4% dos estudos foram conduzidos em sistemas de água doce (Wagner & Lambert, 2018), o que torna os dados estritamente escassos ou até mesmo ausentes em determinadas áreas. Nesse sentido, até onde sabemos, a presença de MPs no Rio Xingu atualmente é desconhecida. Desse modo, este estudo teve como objetivo realizar um levantamento quantitativo dos microplásticos no Rio Xingu, localizado na Amazônia Oriental, investigando a sua abundância, morfologia e cor.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na margem direita do Baixo Rio Xingu, no município de Porto de Moz, Pará. O Xingu é um rio de águas claras que possui 1 640 km de extensão (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2021), um fluxo de 22 000 m³/s e tem como foz o Rio Amazonas, respondendo por aproximadamente 5% do seu volume de água (Coura, 2020). Dispõe de uma rica biodiversidade, com milhares de espécies de plantas e animais vivendo em suas margens e em suas águas. Inclusive, muitas dessas espécies são endêmicas, ou seja, são encontradas apenas na região (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012). Embora percorra por uma área de baixa densidade populacional que abriga diversos territórios indígenas e unidades de conservação, tem sofrido modificações antrópicas consideráveis, tal como a inauguração da Usina Hidrelétrica de Belo Monte em 2016, considerada a quarta maior do mundo em termos de capacidade instalada (Duarte Júnior, 2022).

Amostragem e Coleta de Dados

A coleta de dados ocorreu no dia 11 de fevereiro de 2023. A uma distância de 1 metro da linha da água do rio, foram selecionados 7 pontos com 500 m entre si (Figura 1). Em cada um, foram coletadas 5 amostras de sedimento na profundidade de 0 – 5 cm, com o emprego de anéis volumétricos de aço inoxidável com aproximadamente 100 cm³.

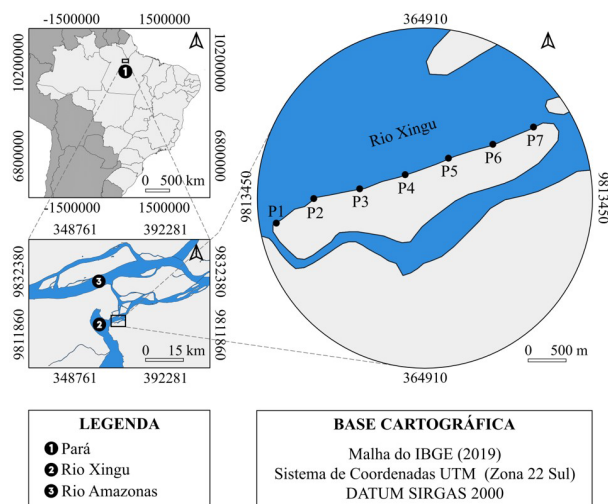


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.

Fonte: Autores.

Isolamento e Análise dos Microplásticos

Neste ponto, buscou-se separar os MPs dos sedimentos conforme adaptações realizadas a partir do protocolo descrito por Hidalgo-Ruz et al. (2012). Dessa maneira, as amostras foram pesadas e secas em estufa a uma temperatura de 60 °C por um período de 24 h até atingirem valores de massa constante. Assim, iniciou-se o processo de flotação, onde as amostras foram despejadas em tubos de ensaio, imersas em 400 mL da solução hipersalina de NaCl a 6,13 mol L⁻¹, agitadas por 1 minuto e deixadas em repouso por 5 horas. Feito isso, os fluidos suspensos foram filtrados com o emprego de um funil de Buchner, um Kitassato de 1 L, uma bomba de vácuo e filtros de membrana de acetato de celulose com poros de 0,45 µm. Em seguida, os filtros contendo os MPs foram armazenados em placas de Petri e submetidos a estufa nas mesmas condições anteriores até atingirem valores de massa constante. Por fim, os MPs foram examinados com o auxílio de um estereomicroscópio. A remoção de partículas estranhas dos filtros e o manuseio dos MPs foram realizados com uma pinça de precisão. Os MPs foram quantificados e caracterizados visualmente de acordo com a sua morfologia (esfera, espuma, feixe de fibra, fibra, filme, fragmento e pellet) (Figura 2) e cor (amarelo, azul, branco, cinza, ciano, laranja, magenta, marrom, multicolor, preto, rosa, transparente, turquesa, verde, vermelho e violeta), seguindo as classificações indicadas por Rochman et al. (2019) e Martí et al. (2020).



Figura 2 – Morfologia dos microplásticos: a) esfera; b) espuma; c) pellet; d) feixe de fibra; e) fibra; f) filme; g, h e i) fragmento.

Fonte: Adaptado de Wu et al. (2017), Rochman et al. (2019) e Wicaksono et al. (2021).

Unidade de Medida e Análise Estatística

As unidades de medida para expressar a presença de MPs variam, o que torna difícil comparar diretamente as abundâncias identificadas entre as pesquisas. Dessa forma, foi adotada a unidade proposta por Yu et al. (2018), conforme a Equação 1.

$$\text{Abundância de MPs} = \frac{\text{Número de partículas (de MPs)}}{\text{Kg (de sedimento seco)}} \quad (1)$$

Os dados obtidos foram verificados quanto à normalidade através do teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade pelo teste de Levene. A comparação das médias de abundância de MPs entre os pontos de amostragem foi realizada usando Análise de Variância (ANOVA), seguida pelo teste t de Tukey ($p < 0,05$). A estatística descritiva foi realizada com o emprego do software Excel® e R® 2022.

Controle e Garantia de Qualidade

Uma série de medidas foram tomadas para evitar a contaminação potencial durante todo o processo de amostragem, armazenamento e análises. Foram utilizados apenas recipientes metálicos ou de vidro e os equipamentos do laboratório foram enxaguados três vezes com água destilada. Além disso, as janelas permaneceram fechadas e os pesquisadores utilizaram apenas roupas de algodão.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Abundância de Microplásticos

Os resultados foram consistentes com uma distribuição normal e valores homogêneos, com coeficientes de variação medianos (entre 10 e 20%). MPs foram detectados em todas as amostras e os resultados da análise de variância indicaram que não houve diferenças estatisticamente significativas entre as médias dos pontos de coleta, com uma abundância variando em torno de $162 \pm 9,20$ a $246 \pm 14,72$ partículas/kg e uma média de $204 \pm 22,40$ partículas/kg (Tabela 1).

Tabela 1 – Estatística descritiva da abundância de microplásticos (MPs) conforme os pontos de coleta.

Ponto de coleta	Abundância média (partículas/kg)	Desvio padrão (partículas/kg)	Coefficiente de variação (%)
P1	$204 \pm 11,39$	13	6,37
P2	$176 \pm 9,81$	11,20	6,36
P3	$232 \pm 14,02$	16	6,90
P4	$162 \pm 9,20$	10,50	6,48
P5	$246 \pm 14,72$	16,80	6,83
P6	$190 \pm 11,13$	12,70	6,68
P7	$218 \pm 12,42$	14,18	6,56
Média	$204 \pm 22,40$	30,24	14,82

Fonte: Autores.

A abundância de MPs é o principal parâmetro para avaliar a magnitude do problema. Compreender a gravidade da situação e desenvolver soluções para minimizar a presença de microplásticos em nosso ambiente é crucial para proteger a saúde das pessoas e do planeta, além de garantir um futuro mais sustentável e saudável para todos. Nesse sentido, nosso estudo revelou que a abundância de microplásticos no Rio Xingu é superior aos resultados encontrados em sistemas dulcícolas inseridos em zonas agrícolas ou em áreas de conservação e é comparável aqueles localizados em regiões urbanizadas e industrializadas (Tabela 2).

Tabela 2 – Abundância e metodologia de coleta e extração de microplásticos (MPs) em sedimentos coletados em sistemas de água doce em várias partes do mundo.

Localização	Abundância de MPs (partícula/kg)	Método de coleta	Profundidade de amostragem (cm)	Método de extração	Referência
Rio Ciwallengke, Indonésia	30,3±1,9	Amostrador Ekman e pá de aço inoxidável	-	NaCl	Alam et al. (2019)
Lago Kodaikanal, Índia	30,44±5,69	Amostrador van Veen	0 – 3	ZnCl ₂	Laju et al. (2022)
Estuário do Rio Yondingxinhe, China	85,0±40,1	Pá de amostragem	0 – 5	NaI	Wu et al. (2019)
Estuário de Tecolutla, México	121±115	Amostrador Ekman	-	ZnCl ₂	Sánchez-Hernández et al. (2021)
Rio Shuangtaizi, China	170±96	Amostrador de aço	-	ZnCl ₂	Xu et al. (2020)
Rio Skudai, Malásia	200±80	Box-corer	-	NaCl	Sarijan et al. (2018)
Rio Xingu, Brasil	204±22,4	Anél de aço inoxidável	0 – 5	NaCl	presente estudo
Mar Cáspio, Irã	214,08±14,35	Pá de aço inoxidável	0 – 5	NaI	Manbohi et al. (2023)
Estuário do Rio Haihe, China	234±89,6	Pá de amostragem	0 – 5	NaI	Wu et al. (2019)
Rio Dalião, China	237±129	Amostrador de aço	-	ZnCl ₂	Xu et al. (2020)
Rio Xiangjiang, China	288±60	Amostrador de garra e pá de aço inoxidável	-	ZnCl ₂	Yin et al. (2022)
Lago Dongting, China	385±69,6	-	-	NaCl e ZnCl ₂	Hu et al. (2020)
Estuário do Rio Ebro, Espanha	2 050±74	Amostrador van Veen	0 – 10	NaCl	Simon-Sánchez et al. (2019)
Rio Bloukrans, África do Sul	6,3 – 160,1	-	0 – 5	-	Nel et al. (2018)
Lago Taihu, China	11,0 – 234,6	Amostrador Peterson	-	NaCl	Su et al. (2016)
Rio Guayllabamba, Equador	14,3 – 186,5	Amostrador Ponar Grab	-	NaCl	Donoso & Rios-Touma (2020)
Rios no Planalto do Tibete, China	50 – 195	Pá de aço inoxidável	2	ZnCl ₂	Jiang et al. (2019)
Estuário de Liaohe, China	67 – 300	Amostrador de aço	-	ZnCl ₂	Xu et al. (2020)
Rio das Pérolas, China	80 – 9 597	Amostrador de van Veen	0 – 5	NaCl	Lin et al. (2018)
Bacia do rio Tâmis	143 – 193	Colher de aço inoxidável	0 – 10	ZnCl ₂	Horton et al. (2017)
Rio Xingu, Brasil	162 – 246	Anél de aço inoxidável	0 – 5	NaCl	presente estudo
Rio Beijiang	178 – 544	Pá de aço inoxidável	0 – 2	NaCl	Wang et al. (2017)
Rio Vístula, Polónia	190 – 580	Pá de aço inoxidável	4 – 5	NaCl	Sekudewicz et al. (2021)
Rio Reno, Alemanha	228 – 3 763	Colher de aço inoxidável	2 – 3	NaCl	Klein et al. (2015)
Lago de Veneza, Itália	672 – 2 175	Box-corer	0 – 5	NaCl	Vianello et al. (2013)
Rio Meno, Alemanha	786 – 1 368	Colher de aço inoxidável	2 – 3	NaCl	Klein et al. (2015)
Rio Amazonas, Negro e Solimões, Brasil	417 – 8 178	Amostrador van Veen	5 – 10	ZnCl ₂	Gerolin et al. (2020)

Fonte: Autores.

Pesquisas anteriores descobriram que a poluição fluvial por MPs é influenciada pela localização, densidade populacional, tamanho da bacia hidrográfica, gerenciamento dos resíduos plásticos (Browne et al., 2011; Hurley et al., 2018; Feng et al., 2021) e a intensidade das atividades agropecuárias (Di & Wang, 2018; Ferreira et al., 2018). Essa relação pode ser verificada a partir de estudos realizados em diversos rios, como no Rio Haihe, na China ($4\ 980 \pm 2.462$ partículas/kg) (Liu et al., 2021); no Rio Tszia, na Europa Central ($3\ 430 \pm 1.834$ partículas/kg) (Kiss et al., 2021); no Rio Nakdong, na Coreia do Sul ($1\ 970 \pm 62$ partículas/kg); e no Rio St. Lawrence, no Canadá (832 ± 150 partículas/kg) (Crew et al., 2020).

O local onde foram coletadas as amostras deste trabalho está inserido em uma zona com baixa densidade populacional e pouca atividade agropecuária, reforçando que a presença dos MPs no meio ambiente está cada vez mais generalizada. Contudo, a cerca de 20 e 160 km a montante do rio, respectivamente, encontram-se as cidades de Porto de Moz e Altamira/PA, que somam uma população de 175 585 mil habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020, 2021). Como citado anteriormente, a Região Norte do Brasil apresenta uma carência muito significativa na coleta e tratamento de águas residuais e na destinação adequada dos resíduos. Nesse contexto, essas limitações podem ser as principais fontes dos MPs encontrados no presente estudo, corroborando com pesquisas realizadas no Rio Amazonas, no Brasil (Rico et al., 2023); no Rio Reno, na Europa (Besseling et al., 2019) e em três ETEs na Austrália (Ziajahromi et al., 2021).

Sabe-se que os MPs podem se deslocar dentro dos recursos hídricos por aproximadamente 1 km por dia (Bergmann et al., 2022), podendo variar de acordo com diversos fatores, como a largura do rio, a profundidade e a velocidade da corrente, entre outros. Além disso, González-Pleiter et al. (2020) detectaram MPs em suspensão no ar, a 2,8 km do solo na Europa. Nessa altitude, persistem por longos períodos e podem ser aerotransportados por mais de 1 000 km de distância, interagindo com as nuvens (Allen et al., 2019), antes de se depositarem na superfície terrestre por meio da deposição seca ou pela ação da precipitação atmosférica (Knobloch et al., 2021; Cui et al., 2022).

Brahney et al. (2021) revelaram que em locais remotos, menos de 10% da deposição total de plástico pode ser atribuída a deposições diretas. Logo, assume-se que grande parte dos MPs detectados provavelmente foi carregada das suas respectivas fontes de origem em diferentes escalas espaciais e temporais, através do ar e das correntes do Rio Xingu e seus afluentes, depositando-se nos sedimentos na área de experimentação com pouca ou nenhuma influência antropogênica direta. Essa interpretação também foi considerada por outros pesquisadores ao investigarem a presença de MPs em zonas remotas e desabitadas no Tibete, na China (Zhang et al., 2016); em áreas de conservação no Oeste dos Estados Unidos (Brahney et al., 2020); em geleiras andinas, no Equador (Cabrera et al., 2022), na Cordilheira dos Pirinéus, na França (Allen et al., 2019); na Península Antártida (Lacerda et al., 2019) e no Ártico (Bergmann et al., 2022).

Classificação dos Microplásticos Quanto a Morfologia

Foram verificados 4 tipos diferentes de MPs (esferas, feixes de fibra, fibras e fragmentos), conforme a Figura 3. As fibras (56,86%) foram o tipo mais numeroso nas amostras, seguidas pelos fragmentos (25%). Este resultado é semelhante aos padrões relatados em muitos outros lugares, como nos Rios Elba e Reno, no Continente Europeu (Wagner et al., 2014); na Baía de São Francisco, nos Estados Unidos (Sutton et al., 2016); no Estuário de Tamar, no Reino Unido (Sadri & Thompson, 2014); no Estuário do Rio da Prata, na Argentina (Pazos et al., 2021) e no Estuário Amazônico, no Brasil (Novaes, 2018).

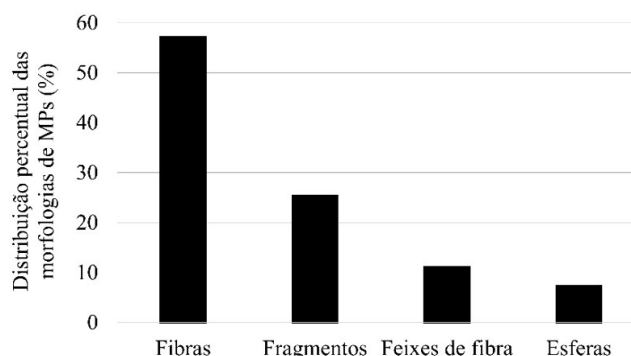


Figura 3 - Distribuição percentual dos microplásticos (MPs) obtidos quanto a morfologia.
Fonte: Autores.

As fibras são semelhantes a fios ou filamentos, sendo flexíveis, delgadas, com superfície lisa ou rugosa e extremidades bem definidas ou serrilhadas (Rochman et al., 2019). São altamente resistentes à degradação, possuem alta superfície específica e baixa velocidade de sedimentação (Waldschlager & Schuttrumpf, 2019). São compostas principalmente por LDPE, monofilamentos de PP, poliestireno (PS) e raiom (RY) (Yang et al., 2023). Podem ter origem na lavagem de vestuarios e no uso de materiais de pesca, como cordas, redes e linhas. Estima-se que a lavagem de uma única peça de roupa possa lançar até 1 900 fibras no meio ambiente, sendo que o PES representa 67% desse montante (Browne et al., 2011).

Já os fragmentos são rígidos e extremamente diversificados quanto à forma, podendo ser redondos, subarredondados, angulares ou subangulares (Pappis et al., 2021). De modo geral, os fragmentos são resultantes da degradação e do retrabalhamento de corpos plásticos maiores, compostos principalmente por polietileno (PE) e polipropileno (PP), que são polímeros amplamente utilizados na produção de sacolas, copos plásticos e outros itens descartáveis que podem adentrar na massa d'água facilmente em função da disposição irregular de resíduos sólidos urbanos (Lenaker et al., 2019; Yang et al., 2023).

Os feixes de fibra (10,78%) e as esferas (7,35%) foram observados em níveis semelhantes aos relatados em sedimentos do Rio Mondego, em Portugal (Dias, 2022), e em riachos localizados dentro e ao redor da cidade de Auckland, na Nova Zelândia (Dikareva & Simon, 2019). Os feixes de fibra geralmente são encontrados entrelaçados, compostos por 20 ou mais fibras individuais e compartilham da mesma origem (Rochman et al., 2019). As esferas, por sua vez, são partículas microplásticas redondas ou irregularmente redondas menores que 2 mm, possuem superfície lisa e são provenientes de produtos de higiene com polímeros de PE, PS e politetrafluoroetileno (PTFE), como cremes dentais e limpadores faciais e corporais (Rochman et al., 2019; Yang et al., 2023). Essas partículas adentram nos ambientes aquáticos principalmente por meio dos sistemas de esgoto (Fendall & Sewell, 2009).

Neste trabalho, não foram identificadas espumas, filmes e pellets, corroborando com outros estudos realizados em sedimentos fluviais do Rio Ganges, na ndia (Napper et al., 2021); no Rio Shuangtaizi, na China (Xu et al., 2020); e no Rio Biobo, no Chile (Correa-Araneda et al., 2022). As espumas são macias, compressíveis e geralmente vêm de polímeros como o cloreto de polivinila expandido, que é muito utilizado na construção civil (Rochman et al., 2019; Lusher et al., 2020). Já os filmes são planos, finos, maleáveis e sujeitos a dobras e enrugamentos, sendo associados a várias fontes que contm PVC e tereftalato de etileno (PET), como embalagens e sacolas plásticas (Yang et al., 2023). Os pellets, por fim, assemelham-se  esferas; porém, são maiores (3 e 5 mm) e podem ser tanto arredondados quanto cilíndricos. Adentram no meio ambiente a partir de efluentes descartados pelas indústrias e residências, ou acidentalmente ao longo do seu transporte, podendo se depositar longe da sua fonte de origem (Schneider, 2018; Pappis et al., 2021). São matérias-primas para diversos produtos, e seus principais componentes são os polímeros do tipo cloreto de polivinila (PVC), PET e poliamida (PA).

As esferas, pellets e filmes foram inexistentes ou representaram uma fração significativamente menor do montante total de MPs em estudos realizados em diferentes pontos na Bacia Amazônica, como na Plataforma Continental Amazônica (Queiroz et al., 2022) e nos Rios Amazonas, Guam, Negro, Solimões, no Brasil (Rico et al., 2023). Durante o processo de deposição, as esferas e pellets apresentam movimentos, como a rotação, podendo permanecer em suspensão na coluna d'água de modo mais efetivo do que, por exemplo, fibras e fragmentos. Essa característica  atribuída a própria morfologia de cada MP (Chubarenko et al., 2016; Waldschlager & Schuttrumpf, 2019) e confere a essas partículas menores taxas de sedimentação. Além disso, a solução hipersalina de cloreto de sódio (NaCl), utilizada nesta pesquisa para a extração de MPs das amostras de sedimento, tem densidade (γ) igual a 1,2 g mL⁻¹. Segundo Masura et al. (2015) essa solução  aplicável para muitos polímeros, como o polietileno (PE, $\gamma = 0,91\text{--}0,97$ g mL⁻¹), polipropileno (PP, $\gamma = 0,94$ g mL⁻¹) e poliestireno (PS, $\gamma = 1,05$ g mL⁻¹). Contudo, pode não conseguir separar polímeros com densidades mais altas, como cloreto de polivinila (PVC, $\gamma = 1,14\text{--}1,56$ g mL⁻¹) ou tereftalato de polietileno (PET, $\gamma = 1,32\text{--}1,41$ g mL⁻¹).

Em suma, conhecer a morfologia dos MPs, portanto, é relevante para identificar sua origem, potencial ecotoxicológico e capacidade de remoção do meio ambiente (Kim et al., 2021). Por exemplo, a toxicidade das fibras, feixes de fibra e fragmentos  maior do que a das esferas, pellets, espumas e filmes (Jung et al., 2021). Além disso, os MPs em forma de fibra podem se acumular nos tecidos dos organismos vivos de maneira mais duradoura do que microplásticos em forma de fragmento e esfera, devido ao maior tempo de digestão das fibras (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016).

Classificação dos Microplásticos Quanto a Cor

Assim como ocorreu nos Rios Amazonas, Negro e Solimões, no Brasil (Gerolin et al., 2020), e no Estuário de Yangtzé, na China (Zhao et al., 2014), os MPs transparentes predominaram (57,84%) em comparação com os coloridos (42,16%). Dentre as cores cromáticas, destacaram-se o amarelo, azul, laranja, marrom e multicolor, dentre as cores acromáticas, destacaram-se o branco, cinza e preto (Figura 4).

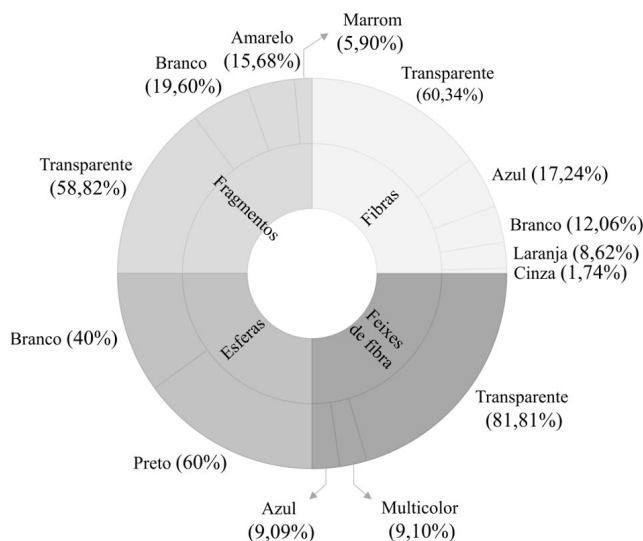


Figura 4 - Distribuição percentual das cores nas diferentes morfologias de MPs.
Fonte: Autores.

A prevalência da cor transparente pode ser justificada pelo fato de que os MPs dessa coloração são compostos principalmente de PE e PP, que são os dois tipos de polímeros mais produzidos e mais abundantes em sistemas dulcícolas ao redor do planeta (Cera et al., 2020). Além disso, a foto-oxidação promove mudanças graduais na cor do plástico, começando com cores claras (descoloração ou branqueamento) e, em seguida, evoluindo para amarelo ou âmbar (amarelamento e bronzeamento, respectivamente) (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Deve-se considerar também a maior ingestão de partículas coloridas pela fauna límnica, uma vez que essas se assemelham aos seus recursos alimentares naturais, como presas, sementes, frutos, folhas e outros fragmentos de plantas (Santos & Santos, 2005). Embora verificada em menor escala, a grande variedade de cores entre os MPs indica uma ampla gama de fontes contaminantes e corroboram com diversos estudos realizados na Costa Chinesa (Peng et al., 2017; Zhou et al., 2020) e Sul-Africana (Nel & Froneman, 2015).

As fibras e os fragmentos foram os tipos de MPs que apresentaram maior variedade de cores, com destaque para as fibras transparentes (60,34%) seguidas pelas fibras azuis (17,24%), brancas (12,06%), laranjas (8,62%) e cinzas (1,74%). Já os fragmentos detectados foram principalmente transparentes (58,82%), brancos (19,60%), amarelos (15,68%) e marrons (5,90%) (Figura 4).

As cores azuis são características de materiais plásticos usados na pesca e itens descartáveis (Amaral, 2021), enquanto as cores marrons, vermelhas, laranjas e amarelas são frequentemente encontradas em MPs que passaram por um considerável processo de envelhecimento (Singh et al., 2001). É comum observar fenômenos como descoloração, amarelamento e bronzeamento em todos os tipos de polímeros plásticos, especialmente o PE, PP, PS, PET e PVC (Brandon et al., 2016). Estudos anteriores indicam que o processo de envelhecimento dos MPs resulta no aumento das cargas negativas presentes em sua superfície, intensificando a atração ou repulsão eletrostática e aumentando a capacidade de adsorção dos POPs (Gao et al., 2021). Dentre as cores cromáticas, o vermelho, laranja e amarelo possuem maior capacidade de absorver luz de comprimento de onda mais curto e maior energia, enquanto o azul absorve luz de comprimento de onda mais longo e energia mais baixa, tornando seu envelhecimento mais lento (Zhao et al., 2022).

Assim como constatado por Blumenröder et al. (2017), alguns feixes de fibra pareciam mudar de cor dependendo da intensidade da luz e do ângulo observado, sendo esses classificados como multicolores. Dentre os feixes de fibra, os transparentes prevaleceram (81,81%), seguidos pelos multicolores (9,10%) e azuis (9,09%). As esferas, por fim, foram encontradas em duas cores:

preto (60%) e branco (40%). As esferas brancas são provenientes de produtos de higiene pessoal, enquanto as pretas resultam da incrustação com substâncias químicas antropogênicas e biogênicas (Miranda & Carvalho-Souza, 2016) ou podem ser provenientes de partículas de desgaste de pneus que entram nos rios pelo escoamento superficial das estradas (Horton et al., 2017). Cores mais escuras garantem uma maior absorção de luz, resultando em menor transmissão e penetração da radiação ultravioleta e, por consequência, menor taxa de fotoenvelhecimento. Em contrapartida, MPs mais claros tendem a envelhecer mais rapidamente sob exposição ao sol (Zhao et al., 2022).

Os MPs representam um desafio significativo para o meio ambiente. Considerando que a ação do intemperismo pela foto-oxidação em MPs promove a alteração da sua tonalidade, sendo que esta pode refletir seus estágios de degradação. Assim, embora o processo de envelhecimento dos MPs não seja linear, a cor pode evidenciar o tempo em que um MP se encontra em um determinado local (Abaroa-Pérez et al., 2022) e pode ser utilizada para avaliar o seu impacto a longo prazo. Por exemplo, plásticos mais antigos podem ter composições diferentes dos plásticos mais recentes, o que pode influenciar sua toxicidade, capacidade de serem ingeridos por organismos e interações com outros poluentes ambientais.

Estratégias de Mitigação da Poluição por Microplásticos

A presença dos MPs nos ecossistemas é uma preocupação crescente devido aos seus impactos ambientais e potenciais riscos para a saúde humana. Diante disso, ações têm sido tomadas para lidar com essa questão em diversos países, como na Austrália, Canadá, China, Estados Unidos, França, Suécia e outros, que baniram a produção e comercialização de cosméticos contendo MPs na forma de esferas ou pellets (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, 2020b). Visando fomentar ainda mais a utilização de materiais recicláveis em detrimento daqueles de uso único, impostos sobre plásticos estão sendo cada vez mais implementados. Em 2002, Bangladesh tornou-se o primeiro país a embargar a distribuição gratuita de sacolas plásticas descartáveis. Desde então, essa medida foi replicada em mais de 100 países (Elton, 2023), incluindo o Reino Unido, onde o uso desse produto sofreu uma redução de 97% em um período de 7 anos (United Kingdom, 2022). Nessa abordagem, os Estados do Pará e Espírito Santo estabeleceram a proibição da distribuição gratuita de sacolas plásticas em estabelecimentos comerciais através das Leis Estaduais nº 8 902 (Pará, 2019) e 11 101 (Espírito Santo, 2020), respectivamente, incentivando o uso de alternativas sustentáveis, como sacolas biodegradáveis ou reutilizáveis.

Em 2021, a União Europeia adotou o imposto ao plástico, onde os Estados-Membros deverão contribuir com € 0,80 por kg de embalagens plásticas não reutilizáveis, que são aquelas que, ao longo do seu ciclo de vida, não são empregadas para o mesmo fim para o qual foram originalmente concebidas (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, 2020a). A partir disso, diversos países do bloco estão implementando políticas internas de taxação a itens plásticos. Na Itália e Espanha, por exemplo, essas taxas equivalem a € 450 por tonelada de embalagem e incidem diretamente sobre fabricantes e importadores (International Tax Review, 2023). No Reino Unido, equivalem a £ 210,82 por tonelada de embalagem e incidem sobre o produtor ou a pessoa em cujo nome o componente de embalagem de plástico é importado (United Kingdom, 2021). Essas políticas são consideradas uma etapa intermediária ao banimento por afastarem a demanda por esses itens, podendo impulsionar a inovação e aumento do consumo dos materiais reutilizáveis.

Além disso, o aumento da conscientização da população sobre os danos causados pelos resíduos também desempenha um papel crucial na mudança de comportamento e na adoção de práticas mais responsáveis em relação ao uso e descarte desses. No Brasil, a Lei Federal nº 9 795 (1999) instituiu a Política Nacional de Educação Ambiental – PNEA, que estabelece as diretrizes para a implementação da educação ambiental, reconhecendo-a como um processo contínuo que deve estar presente em todos os níveis e modalidades de ensino, bem como em ações governamentais e da sociedade civil.

Ademais, é imprescindível investir em infraestrutura adequada de coleta seletiva e reciclagem nas áreas urbanas e rurais, por meio da disponibilização de unidades para descarte separado, bem como a ampliação dos sistemas de coleta de efluentes líquidos e resíduos e a construção de ETEs, centrais de triagem e aterros sanitários. Isso permitirá que esses sejam separados corretamente e recebam tratamento e destinação final ambientalmente adequada, evitando a contaminação do meio ambiente. Nesse sentido, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, instituída pela Lei Federal nº 12 305 (2010), estabelece as diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos no Brasil, incluindo medidas para a sua redução, reutilização, reciclagem e destinação adequada.

Desse modo, somente por meio de uma abordagem integrada e colaborativa, será possível enfrentar esse desafio e mitigar a poluição de MPs no Rio Xingu e em outros corpos hídricos ameaçados, preservando a biodiversidade e promovendo um ambiente saudável para os seres vivos que dependem deles.

CONCLUSÕES

Esta é a primeira avaliação da contaminação por MPs no Rio Xingu. Embora seja considerada uma localidade com baixa densidade populacional, nossos resultados demonstram uma abundância de 204 ± 60 partículas/kg nas amostras de sedimento e uma grande variedade de MPs, onde as fibras e fragmentos predominaram, e a fração de cor principal foi a transparente. Isso ratifica a necessidade da adoção de medidas multifacetadas de gerenciamento para mitigar e reverter a poluição dos rios por MPs, especialmente na Amazônia, que representa a maior biodiversidade do mundo.

O presente estudo teve enfoque na quantificação da abundância, morfologia e cor dos MPs. Sendo assim, alerta e fornece parâmetros para o advento de ações políticas, econômicas e sociais efetivas que envolvam todas as esferas da sociedade para a preservação dos sistemas de água doce. Em suma, estas ações devem promover práticas regulatórias e de educação ambiental, reciclagem e coleta seletiva e incentivar a substituição gradual do plástico por materiais alternativos. Além disso, é crucial o fomento à expansão da cobertura da rede de coleta de efluentes líquidos e resíduos sólidos.

Portanto, a solução para a contaminação e poluição por MPs não é simples e, considerando o potencial do Rio Xingu como reservatório e fonte, é fundamental conhecer mais características (como a composição química) e compreender a dinâmica de transporte, deposição, permanência e (res)suspensão dessas partículas ao longo do seu curso d'água. Para isso, recomendamos a elaboração de outras pesquisas que relacionem os MPs com a variação espacial (como a dispersão) e sazonal do rio (estação seca e chuvosa), com as propriedades físicas da água (como a densidade), com os processos hidrodinâmicos do rio (como a velocidade do fluxo da água) e com as demais variáveis ambientais.

REFERÊNCIAS

- Abaroa-Pérez, B., Ortiz-Montosa, S., Hernández-Brito, J. J., & Vega-Moreno, D. (2022). Yellowing, weathering and degradation of marine pellets and their influence on the adsorption of chemical pollutants. *Polymers*, *14*, 1-11. <http://dx.doi.org/10.3390/polym14071305>
- Alam, F. C., Sembiring, E., Muntalif, B. S., & Suendo, V. (2019). Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya District, Indonesia). *Chemosphere*, *224*, 637-645. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.188>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Jiménez, P. D., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, *12*, 339-344. Recuperado em 17 de julho de 2023, de <https://www.nature.com/articles/s41561-019-0335-5>
- Amaral, S. S. G. (2021). *Caracterização de microplásticos nas praias de Jurujuba e Cambinhas, Niterói, RJ* (Trabalho de conclusão de curso). Instituto de Física, Universidade Federal Fluminense, Niterói. Recuperado em 20 de março de 2023, de <https://app.uff.br/riuff/handle/1/22659>
- Amazônia 2030. (2022, 02 de agosto). Recuperado em 08 de janeiro de 2023, de <https://amazonia2030.org.br/fatos-da-amazonia-meio-ambiente-e-uso-do-solo/>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *62*, 1596-1605. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Tacoma: NOAA Marine Debris Division.
- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE. (2022). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022*. São Paulo: ABRELPE.
- Bai, C. L., Liu, L. Y., Hu, Y. B., Zeng, E. Y., & Guo, Y. (2022). Microplastics: a review of analytical methods, occurrence and characteristics in food, and potential toxicities to biota. *The Science of the Total Environment*, *806*, 150263. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150263>
- Baptista Neto, J. A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, C., Quaresma, V. S., & Carvalho, D. G. (2019). Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management*, *169*, 247-253. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>
- Barletta, M., Lima, A. R. A., & Costa, M. F. (2019). Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *The Science of the Total Environment*, *651*, 1199-1218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- Bergmann, M., Collard, F., Fabres, J., Gabrielsen, G. W., Provencher, J. F., Rochman, C. M., van Sebille, E., & Tekman, M. N. (2022). Plastic pollution in the Arctic. *Nature Review Earth & Environment*, *3*, 323-337. <http://dx.doi.org/10.1038/s43017-022-00279-8>

- Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E. M., & Koelmans, A. A. (2019). Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49, 32-80. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688>
- Blarer, P., & Burkhardt-Holm, P. (2016). Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum*. *The Science of the Total Environment*, 23, 23522-23532. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7584-2>
- Blumenröder, J., Sechet, P., Kakkonen, J. E., & Hartl, M. G. J. (2017). Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: a first assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 124, 112-120. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.009>
- Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R., & Lewis, C. (2021). Oceanic Hitchhikers – assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in Microbiology*, 29, 107-116. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011>
- Brahney, J., Hallerud, M. E., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368, 1257-1260. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaz5819>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsuf, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(16), 1-10. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2020719118>
- Brandon, J., Goldstein, M., & Ohman, M. (2016). Long-term aging and degradation of microplastic particles: comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 110, 299-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.048>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E. T., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45, 9175-9179. <http://dx.doi.org/10.1021/es201811s>
- Cabrera, M., Moulatlet, G. M., Valencia, B. G., Maisincho, L., Rodríguez-Barroso, R., Albendín, G., Sakali, A., Lucas-Solis, O., Conicelli, B., & Capparelli, M. V. (2022). Microplastics in a tropical Andean Glacier: a transportation process across the Amazon basin? *The Science of the Total Environment*, 805, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150334>
- Caixeta, D. S., Caixeta, F. C., & Menezes Filho, F. C. M. (2018). Nano e microplásticos nos ecossistemas: impactos ambientais e efeitos sobre os organismos. *Enciclopédia Biosfera*, 15, 1-16. http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2018A92
- Campanale, C., Stock, F., Massarelli, C., Kochleus, C., Bagnuolo, G., Reifferscheid, G., & Uricchio, V. F. (2020). Microplastics and their possible sources: the example of Ofanto river in southeast Italy. *Environmental Pollution*, 258, 113284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>
- Cera, A., Cesarini, G., & Scalici, M. (2020). Microplastics in freshwater: what is the news from the world? *Diversity*, 12, 1-19. <http://dx.doi.org/10.3390/d12070276>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108, 105-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM. (2021). *Sistema de alerta hidrológico da Bacia do Rio Xingu - relatório técnico de operação 2021*. Belém: CPRM.
- Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., & Marvin, C. H. (2015). Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environmental Pollution*, 204, 17-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.009>
- Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figueroa, R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., & Urbina, M. A. (2022). Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate rivers: a whole watershed approach. *The Science of the Total Environment*, 209, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2022.112808>
- Coura, M. R. (2020). *Análise da alteração da qualidade das águas superficiais impactadas por usinas hidrelétricas recém implantadas na Amazônia* (Dissertação de mestrado). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Recuperado em 20 de março de 2023, de <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/33750>

- Crew, A., Gregory-Eaves, I., & Ricciardi, A. (2020). Distribution, abundance, and diversity of microplastics in the upper St. Lawrence River. *Environmental Pollution*, 260, 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113994>
- Cui, Y., Liu, M., Selvam, S., & Ding, Y. (2022). Microplastics in the surface waters of the South China sea and the western Pacific Ocean: different size classes reflecting various sources and transport. *Chemosphere*, 299, 134456. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134456>
- Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *The Science of the Total Environment*, 616, 1620-1627. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- Dias, T. A. (2022). *Microplásticos no rio Mondego – variação* (Dissertação de mestrado). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. Recuperado em 20 de março de 2023, de <http://hdl.handle.net/10362/147314>
- Díez-Minguito, M., Bermúdez, M., Gago, J., Carretero, O., & Viñas, L. (2020). Observations and idealized modelling of microplastic transport in estuaries: the exemplary case of an upwelling system (Ría de Vigo, NW Spain). *Marine Chemistry*, 222, 103780. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103780>
- Dikareva, N., & Simon, K. S. (2019). Microplastic pollution in streams spanning an urbanization gradient. *Environmental Pollution*, 250, 292-299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.105>
- Ding, J., Sun, Y., He, C., Li, J. Z., & Li, F. (2022). Towards risk assessments of microplastics in bivalve mollusks globally. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(2), 288. <http://dx.doi.org/10.3390/jmse10020288>
- Donoso, J. M., & Rios-Touma, B. (2020). Microplastics in tropical Andean rivers: a perspective from a highly populated Ecuadorian basin without wastewater treatment. *Heliyon*, 6, 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04302>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104, 290-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Drummond, J. D., Schneidewind, U., Li, A., Hoellein, T. J., Krause, S., & Packman, A. I. (2022). Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Science Advances*, 8, 1-8. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abi9305>
- Duarte Júnior, A. M. (2022). Belo Monte do Xingu. *GVcasos*, 12(1), 1-23. <http://dx.doi.org/10.12660/gvcasosv12n1c9>
- Elton, C. (2023, 05 de abril). Recuperado em 08 de junho de 2023, de <https://www.euronews.com/green/2023/04/05/really-encouraging-plastic-bag-bans-work-say-campaigners-where-is-europe-lagging-behind#:~:text=Over%20100%20countries%20now%20have,on%20single%2Duse%20plastic%20bag>
- Espírito Santo. (2020, 09 de janeiro de 2020). Lei n. 11.101, de 1 de janeiro de 2020. Altera a Lei nº 9.896, de 29 de agosto de 2012, que dispõe sobre a distribuição aos consumidores de sacolas plásticas pelos estabelecimentos comerciais, na forma que especifica. *Diário Oficial do Espírito Santo*, Vitória. Recuperado em 08 junho de 2023, de <https://www3.al.es.gov.br/Arquivo/Documents/legislacao/html/LEI111012020.html?identificador=340030003500380039003A004C00>
- European Commission. (2013). *Guidance on monitoring of marine litter in european seas: a guidance document within the common implementation strategy for the marine strategy framework directive*. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1225-1228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Feng, S., Lu, H., & Yao, T. (2021). Microplastics footprints in a high-altitude basin of the Tibetan Plateau, China. *Water*, 13, 2805. <http://dx.doi.org/10.3390/w13202805>
- Ferreira, G. V. B., Barletta, M., Lima, A. R. A., Morley, S. A., Justino, A. K. S., & Costa, M. F. (2018). High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environmental Pollution*, 236, 706-717. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>
- Gao, L., Fu, D., Zhao, J., Wu, W., Wang, Z., Su, Y., & Peng, L. (2021). Microplastics aged in various environmental media exhibited strong sorption to heavy metals in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112480. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112480>

- Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 749, 141604. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>
- Giarrizzo, T., Andrade, M. C., Schmid, K., Winemiller, K. O., Ferreira, M., Pegado, T., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Fearnside, P. M. (2019). Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17, 309-310. <http://dx.doi.org/10.1002/fee.2071>
- González-Pleiter, M., Edo, C., Aguilera, Á., Viúdez-Moreiras, D., Pulido-Reyes, G., González-Toril, E., Osuna, S., Diego-Castilla, G., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2020). Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer. *The Science of the Total Environment*, 761, 143213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143213>
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125, e2018JC014719. <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>
- Heinrich Böll Foundation – HBF. (2021). *Plastic atlas Asia edition*. Hong Kong: ManGraphic Production Company.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1021/es2nmhb031505>
- Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2012). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160, 42-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>
- Horton, A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114, 218-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Hu, D., Zhang, Y., & Shen, M. (2020). Investigation on microplastic pollution of Dongting Lake and its affiliated rivers. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111555. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111555>
- Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11, 251-257. Recuperado em 17 de julho de 2023, de <https://www.nature.com/articles/s41561-018-0080-1>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2020, 01 de julho). *Altamira*. Recuperado em 30 de abril de 2023, de <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pa/altamira.html>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2021, 01 de julho). *Panorama Porto de Moz*. Recuperado em 30 de abril de 2023, de <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/porto-de-moz/panorama>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. (2012). *Sumário executivo do plano de ação nacional para a conservação das espécies endêmicas e ameaçadas de extinção da fauna da região do Baixo e Médio Xingu*. Brasília: ICMBio.
- International Tax Review. (2023, 15 de fevereiro). Recuperado em 14 de julho de 2023, de <https://www.internationaltaxreview.com/article/2ba9a6515p74ycisjwagw/plastic-taxes-a-guide-to-new-legislation-in-europe>
- Iyare, P. U., Oukia, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6, 2664-2675. <http://dx.doi.org/10.1039/D0EW00397B>
- 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, 768-771. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., & Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 249, 91-92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>
- Jiménez-Skrzypek, G., Hernández-Expósito, O. M., Hernández-Borges, J., & González-Sálamo, J. (2023). Sorption of levonorgestrel on polyethylene, polystyrene and polypropylene microplastics. *Chemosphere*, 335, 139042. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139042>
- Jones, E. R., van Vilet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13, 237-254. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>
- Jung, J. W., Parl, J. W., Eo, S., Choi, J., Song, Y. K., Cho, Y., Hong, S. H., & Shim, W. J. (2021). Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep-sea waters with a consideration of environmentally

- relevant size and shape. *The Science of the Total Environment*, 785, 147306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147306>
- Kabir, A. H. M. E., Sekine, M., Imai, T., Yamamoto, K., Kanno, A., & Higuchi, T. (2022). Microplastics in the sediments of small-scale Japanese rivers: abundance and distribution, characterization, sources-to-sink, and ecological risks. *The Science of the Total Environment*, 812, 152590. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152590>
- Kim, S. K., Kim, J. S., Lee, H., & Lee, H. J. (2021). Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices: importance of sources with internal origin and environmental fate. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123997. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123997>
- Kiss, T., Fórián, S., Szatmári, G., & Sipos, G. (2021). Spatial distribution of microplastics in the fluvial sediments of a transboundary river – a case study of the Tisza River in Central Europe. *The Science of the Total Environment*, 785, 147306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147306>
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49, 6070-6076. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- Knobloch, E., Ruffell, H., Alves, A., Pantos, O., Gaw, S., & Revell, L. E. (2021). Comparison of deposition sampling methods to collect airborne microplastics in Christchurch, New Zealand. *Water, Air, and Soil Pollution*, 232, 133. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-021-05080-9>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115750>
- Lacerda, A. L. F., Rodrigues, L. S., van Sebille, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, 9, 3977. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
- Laju, R. L., Jayanthi, M., Jeyasanta, K. I., Patterson, J., Asir, N. G. G., Sathish, M. N., & Edward, J. K. P. (2022). Spatial and vertical distribution of microplastics and their ecological risk in an Indian freshwater lake ecosystem. *The Science of the Total Environment*, 820, 153337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153337>
- Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneu, 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. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b03850>
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Gracia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
- Lin, L., Zuo, L. Z., Peng, J. P., Cai, L. Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H. X., & Xu, X. R. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: a case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *The Science of the Total Environment*, 644, 375-381. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>
- Liu, Y., Zhang, J., Tang, Y., He, Y., Li, Y., You, J., Breider, F., Tao, S., & Liu, W. (2021). Effects of anthropogenic discharge and hydraulic deposition on the distribution and accumulation of microplastics in surface sediments of a typical seagoing river: the Haihe River. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124180>
- Lu, K., Zhan, D., Fang, Y., Li, L., Chen, G., Chen, S., & Wang, L. (2022). Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Frontiers in Toxicology*, 4, 958414. <http://dx.doi.org/10.3389/ftox.2022.958414>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1177/0003702820930733>
- Lv, M., Jiang, B., Xing, Y., Ya, H., Zhang, T., & Wang, X. (2022). Recent advances in the breakdown of microplastics: strategies and future perspectives. *Environmental Science and Pollution Research International*, 29, 65887-65903. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-22004-0>
- Macieira, R. M., Oliveira, L. A. S., Cardoso-Ferreira, G. C., Pimentel, C. R., Andrades, R., Gasparini, J. L., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Gomes, L. C., & Giarrizzo, T. (2021). Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112371>

- Malli, A., Corella-Puertas, E., Hajjar, C., & Boulay, A. M. (2022). Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113553. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol>
- Manbohi, A., Mehdinia, A., Rahnama, R., Hamzehpour, A., & Dehbandi, R. (2023). Sources and hotspots of microplastics of the rivers ending to the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114562. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114562>
- Martí, E., Martín, C., Galli, M., Echevarría, F., Duarte, C. M., & Cózar, A. (2020). The colors of the ocean plastics. *Environmental Science & Technology*, 54, 6594-6601. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b06400>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., & Herring, C. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. Silver Spring: NOAA Marine Debris Division.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48, 11863-11871. <http://dx.doi.org/10.1021/es503610r>
- Meijer, L. J. J., Van Emmerik, T., Van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7, eaaz5803. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Miranda, D. A., & Carvalho-Souza, G. F. (2016). Are we eating plastic-ingesting fish? *Marine Pollution Bulletin*, 103, 109-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>
- Mohana, A. A., Rahman, M., Sarker, S. K., Haque, N., Gao, L., & Pramanik, B. K. (2022). Nano/microplastics: fragmentation, interaction with co-existing pollutants and their removal from wastewater using membrane processes. *Chemosphere*, 309, 136682. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136682>
- Napper, E., Baroth, A., Barrett, A. C., Bholá, S., Chowdhury, G. W., Davies, B. F. R., Duncan, E. M., Kumar, S., Nelms, S. E., Niloy, M. N. H., Nishat, B., Maddalene, T., Thompson, R. C., & Koldewey, H. (2021). The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environmental Pollution*, 274, 116348. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116348>
- Nel, H. A., & Froneman, P. W. (2015). A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 101, 274-279. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.043>
- Nel, H., Dalu, T., & Wasserman, R. J. (2018). Sinks and sources: assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *The Science of the Total Environment*, 612, 950-956. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.298>
- Newbould, R. A., Powell, D. M., & Whelan, M. J. (2021). Macroplastic debris transfer in rivers: a travel distance approach. *Frontiers in Water*, 3, 724596. <http://dx.doi.org/10.3389/frwa.2021.724596>
- Nor, N. R. M., Kooi, M., Diepens, N. J., & Koelmans, A. A. (2021). Lifetime accumulation of microplastic in children and adults. *Environmental Science & Technology*, 55, 5084-5096. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c07384>
- Novaes, G. O. (2018). *Microplásticos em praias flúvio-estuarinas amazônicas* (Trabalho de conclusão de curso). Faculdade de Oceanografia, Universidade Federal do Pará, Belém. Recuperado em 20 de março de 2023, de <https://bdm.ufpa.br:8443/jspui/handle/prefix/1269>
- O'Connor, J. D., Mahon, A. M., Ramsperger, A. F. R. M., Trotter, B., Redondo-Hasselerharm, P. E., Koelmans, A. A., Lally, H. T., & Murphy, S. (2020). Microplastics in freshwater biota: a critical review of isolation, characterization, and assessment methods. *Global Challenges*, 4, 1800118. <https://doi.org/10.1002%2Fgch2.201800118>
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE (2020a, 04 de junho). Recuperado em 14 de julho de 2023, de <https://www.oecd.org/stories/ocean/taxes-on-single-use-plastics-186a058b/>
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE. (2020b, 04 de junho). Recuperado em 08 de junho de 2023, de <https://www.oecd.org/stories/ocean/microbeads-in-cosmetics-609ea0bf/>
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE. (2022). *Global plastics outlook: policy scenarios to 2060*. Paris: OCDE.
- Pappis, T., Kapusta, S. C., & Ojeda, T. (2021). Methodology for extraction of microplastics associated with sediments from freshwater environments. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26, 749-756. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-415220200143>

- Pará. (2019, 14 de outubro). Lei n. 8.902, de 11 de setembro de 2019. Dispõe sobre a substituição e recolhimento de sacolas plásticas em estabelecimentos comerciais localizados no Estado do Pará. *Diário Oficial [do] Estado do Pará*, Belém. Recuperado em 08 junho de 2023, de <https://www.ioepa.com.br/pages/2019/2019.10.14.DOE.pdf>
- Pazos, R. S., Amalvy, J., Cochero, J., Pecile, A., & Gómez, N. (2021). Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112382. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., & Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>
- Plastics Europe. (2022). *Plastics – the facts 2022*. Bruxelas: Plastics Europe.
- Prata, J. C., Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects. *The Science of the Total Environment*, 702, 134455. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Prata, J. C., Silva, A. L. P., Costa, J. P., Dias-Pereira, P., Carvalho, A., Fernandes, A. J. S., Costa, F. M., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2022). Microplastics in internal tissues of companion animals from urban environments. *Animals*, 12, 1979. <http://dx.doi.org/10.3390/ani12151979>
- Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., & Maes, T. (2021). Meso and microplastics monitoring in harbour environments: a case study for the Port of Durban, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 163(1), 111948. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111948>
- Queiroz, A. F. S., Conceição, A. S., Chelazzi, D., Rollnic, M., Cincinelli, S., Giarrizzo, T., & Filho, J. E. M. (2022). First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. *The Science of the Total Environment*, 839, 156259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>
- Rafiee, M., Dargahi, L., Eslami, A., Beirami, E., Jahangiri-Rad, M., Sabour, S., & Amereh, F. (2018). Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure. *Chemosphere*, 193, 745-753. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.076>
- Rasool, F. N., Saavedra, M. A., Pamba, S., Perold, V., Mmochi, A. J., Maalim, M., Simonsen, L., Buur, L., Pedersen, R. H., & Syberg, K., & Jelsbak, L. (2021). Isolation and characterization of human pathogenic multidrug resistant bacteria associated with plastic litter collected in Zanzibar. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124591. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124591>
- Rico, A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Vighi, M., Waichman, A. V., Nunes, G. S. S., Oliveira, R., Singdahl-Larsen, C., Hurley, R., Nizzetto, L., & Schell, T. (2023). Large-scale monitoring and risk assessment of microplastics in the Amazon River. *Water Research*, 232, 119707. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2023.119707>
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., Zhu, X., Giles, R. K., Hamilton, B. M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., & Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38, 703-711. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.4371>
- Rowenczyk, L., Cai, H., Nguyen, B., Sirois, M., Côté-Laurin, M. C., Toupoint, N., Ismail, A., & Tufenkji, N. (2022). From freshwaters to bivalves: microplastic distribution along the Saint-Lawrence river-to-sea continuum. *Journal of Hazardous Materials*, 435, 128977. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128977>
- Ryan, P. G., & Perold, V. (2021). Limited dispersal of riverine litter onto nearby beaches during rainfall events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 251, 107186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107186>
- Sadri, S. S., & Thompson, R. C. (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, 81, 55-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Montes, R. A. M., Rubio, H. R. P., Sujitha, S. B., & Jonathan, M. P. (2021). Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere*, 277, 130261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>
- Santos, G. M., & Santos, A. C. M. (2005). Sustentabilidade da pesca na Amazônia. *Estudos Avançados*, 19(54), 165-182. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000200010>

- Sarijan, S., Azman, S., Said, M. I. M., Andu, Y., & Zon, N. F. (2018). Microplastics in sediment from Skudai and Tebrau river, Malaysia: a preliminary study. *MATEC Web of Conferences*, 250, 06012. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201825006012>
- Schell, T., Martinez-Perez, S., Dafouz, R., Hurley, R., Vighi, M., & Rico, A. (2022). Effects of polyester fibers and car tire particles on freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41, 1555-1567. <https://doi.org/10.1002%2Fetc.5337>
- Schneider, I. (2018). *Análise quali-quantitativa de microplásticos no sedimento arenoso de praias no Litoral Norte do Rio Grande do Sul* (Trabalho de conclusão de curso). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Recuperado em 20 de março de 2023, de <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/189037>
- Sekudewicz, I., Dąbrowska, A. M., & Syczewski, M. D. (2021). Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *The Science of the Total Environment*, 762, 143111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143111>
- Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., & Ziveri, P. (2019). River deltas as hotspots of microplastic accumulation: the case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *The Science of the Total Environment*, 687, 1186-1196. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>
- Singh, R., Tomer, N. S., & Bhadraiah, S. V. (2001). Photo-oxidation studies on polyurethane coating: effect of additives on yellowing of polyurethane. *Polymer Degradation & Stability*, 73, 443-446. [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00127-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00127-6)
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. (2022). *Diagnóstico temático serviços de água e esgoto*. Brasília: SNIS.
- Sol, D., Laca, A., Laca, A., & Díaz, M. (2020). Approaching the environmental problem of microplastics: importance of WWTP treatments. *The Science of the Total Environment*, 740, 140016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140016>
- Steege, H. T., Pitman, N. C. A., Killeen, T. J., Laurance, W. F., Peres, C. A., Guevara, J. E., Salomão, R. P., Castilho, C. V., Amaral, I. L., Matos, F. D. A., Coelho, L. S., Magnusson, W. E., Phillips, O. L., Filho, D. A. L., Carim, M. J. V., Irumé, M. V., Martins, M. P., Molino, J. F., Sabatier, D., Wittmann, F., López, D. C., Guimarães, J. R. S., Mendoza, A. M., Vargas, R. N., Manzatto, A. G., Reis, N. F. C., Terborgh, J., Casula, K. R., Montero, J. C., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N. H., Montoya, A. J. D., Zartman, C. E., Mostacedo, B. M., Vasquez, R. V., Assis, R. L., Medeiros, M. B., Simon, M. F., Andrade, S., Camargo, J. L., Laurance, S. G. W., Nascimento, H. E. M. N., Marimon, B. S., Marimon, B. H., Targhetta, F. C. N. T., Vieira, I. C. G., Brienén, R., Castellanos, H., Duivenvoorden, J. F., Mogollón H. F., Piedade, M. T. F., Aymard, G. A., Comiskey, J. A., Damasco, G., Dávila, N., García-Villacorta, R., Diaz, P. R. S., Vincentini, A., Emilio, T., Levis, C., Schiatti, J., Souza, P., Alonso, A., Dallmeier, F., Ferreira, L. V., Neill, D., Araujo-Murakami, S., Arroyo, L., Carvalho, F. A., Souza, F. C., Amaral, D. D., Rogerio Luize, B. G., Pansonato, M. P., Venticinque, E., Fine, P., Toledo, M., Baraloto, C., Cerón, C., Engel, J., Henkel, T. W., Jimenez, E. M., Maas, P., Mora, M. C. P., Petronelli, P., Revilla, J. D. C., Silveira, M., Stropp, J., Thomas-Caesar, R., Baker, T. R., Daly, D., Paredes, M. R., Silva, N. F., Fuentes, A., Jørgensen, P. M., Schöngart, J., Silman, M. S., Arboleda, N. C., Cintra, B. B. L., Valverde, F. V., Fiore, S., Phillips, J. F., Andel, T. R., Hildebrand, P., Barbosa, E. M., Bonates, L. C. M., Castro, D., Farias, E. D., Gonzales, T., Guillaumet, J. L., Hoffman, B., Malhi, Y., Miranda, I. P. A., Prieto, A., Rudas, A., Ruschell, A. R., Silva, N., Vela, C. I. A., Vos, V., Zent, E., Zent, S., Cano, A., Nascimento, M. T., Oliveira, A. A., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J. F., Sierra, R., Tirado, M., Medina, M. N. U., Heijden, G., Torre, E. V., Vriesendorp, C., Wang, O., Young, K. R., Baider, C., Balslev, H., Castro, N., Farfan-Rios, W., Ferreira, C., Mendoza, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Giraldo, L. E. U., Villarroya, D., Zagt, R., Alexiades, M. N., Garcia-Cabrera, K., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Milliken, W., Cuenca, W. P., Pansini, S., Pauletto, D., Arevalo, F. R., Sampaio, A. F., Sandoval, E. H. V., & Gamarra, L. V. (2015). Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*, 1(10), e1500936. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1500936>
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711-719. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Sul, J. A. I., & Costa, M. F. (2007). Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: from the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1087-1104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.004>
- Sun, X. D., Yuan, X. Z., Jia, Y., Feng, L. J., Zhu, F. P., Dong, S. S., Liu, J., Kong, X., Tian, H., Duan, J. L., Ding, Z., Wang, S. G., & Xing, B. (2020). Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Nature Nanotechnology*, 15, 755-760. <http://dx.doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., & Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 230-235. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>

- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhang, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., & Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, *364*, 2027-2045. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Trindade, L. D., Gloaguen, T. V., Benevides, T. S. F., Valentim, A. C. S., Bomfim, M. R., & Santos, J. A. G. (2023). Microplastics in surface waters of tropical estuaries around a densely populated Brazilian bay. *Environmental Pollution*, *323*, 121224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121224>
- Ullah, S., Ahmad, S., Guo, X., Ullah, S., Ullah, S., Nabi, G., & Wanghe, K. (2022). A review of the endocrine disrupting effects of micro and nano plastic and their associated chemicals in mammals. *Frontiers in Endocrinology*, *13*, 1084236. <http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2022.1084236>
- United Kingdom. (2021, 04 de novembro). Recuperado em 14 de julho de 2023, de <https://www.gov.uk/guidance/check-if-you-need-to-register-for-plastic-packaging-tax#:~:text=Packaging%20should%20only%20contain%20recycled,tonne%20from%201%20April%202023>
- United Kingdom. Department for Environment, Food & Rural Affairs. (2022, 29 de julho). Recuperado em 08 de junho de 2023, de <https://www.gov.uk/government/news/10p-bag-charge-turns-the-tide-on-plastic-waste>
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, *111*, 5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Van Emmerik, T., Mellink, Y., Hauk, R., Waldschlager, K., & Schreyers, L. (2022). Rivers as plastic reservoirs. *Frontiers in Water*, *3*, 212. <http://dx.doi.org/10.3389/frwa.2021.786936>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., & Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *130*, 54-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- Wagner, M., & Lambert, S. (2018). *The handbook of environmental chemistry*. Londres: Springer Nature.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, *26*, 12. <http://dx.doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Waldschläger, R., & Schüttrumpf, H. (2019). Effects of particle properties on the settling and rise velocities of microplastics in freshwater under laboratory conditions. *Environmental Science & Technology*, *53*, 1958-1966. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b06794>
- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., & Cai, L. (2017). Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, *171*, 248-258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074>
- Wang, X., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Sarkar, B., Bradney, L., & Li, Y. (2021). A review of microplastics aggregation in aquatic environment: influence factors, analytical methods, and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, *402*, 123496. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123496>
- Wicaksono, E. A., Werorilangi, S., Galloway, T. S., & Akbar Tahir, A. (2021). Distribution and seasonal variation of microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia. *Toxics*, *9*(6), 129. <http://dx.doi.org/10.3390/toxics9060129>
- Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I., & Boulay, A. M. (2021). A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, *129*, 107918. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107918>
- Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, *23*, 1031-1033. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.068>
- Wu, C., Zhang, K., & Xiong, X. (2017). Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. In W. Martin & L. Scott (Eds.), *The handbook of environmental chemistry* (pp. 85-99). Cham: Springer Nature.
- Wu, N., Zhang, Y., Zhang, X., Zhao, Z., He, J., Li, W., Ma, Y., & Niu, Z. (2019). Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China. *Environmental Science. Processes & Impacts*, *21*, 1143-1152. <http://dx.doi.org/10.1039/C9EM00148D>

- Xu, Q., Xing, R., Sun, M., Gao, Y., & An, L. (2020). Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *The Science of the Total Environment*, 729, 139025. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139025>
- Yang, Q., Wang, Y., Ma, L., Chen, S., Zeng, J., Dong, H., Yang, H., Bai, H., Liu, R., & Huang, W. (2023). A comprehensive evaluation of microplastic pollution in the Xiangshan Bay of China with special reference to seasonal variation. *The Science of the Total Environment*, 873, 162350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162350>
- Yin, L., Wen, X., Huang, D., Zhou, Z., Xiao, R., Du, L., Su, H., Wang, K., Tian, Q., Tang, Z., & Gao, L. (2022). Abundance, characteristics, and distribution of microplastics in the Xiangjiang river, China. *Gondwana Research*, 107, 123-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gr.2022.01.019>
- Yu, Y., Zhang, L., Li, T., Jiang, L., Ji, X., & Huang, H. (2018). How nitrogen sources influence *Mortierella alpina* aging: from the lipid droplet proteome to the whole-cell proteome and metabolome. *Journal of Proteomics*, 179, 140-149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jprot.2018.03.014>
- Yuan, Y., Zu, M., Li, R., Zuo, J., & Tao, J. (2023). Soil properties, microbial diversity, and changes in the functionality of saline-alkali soil are driven by microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 446, 130712. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130712>
- Zaki, M. R. M., Zaid, S. H. M., Zainuddin, A. H., & Aris, A. Z. (2021). Microplastic pollution in tropical estuary gastropods: abundance, distribution and potential sources of Klang River estuary, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111866. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111866>
- Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., & Liu, J. (2016). Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, 219, 450-455. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>
- 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, 562-568. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zhao, X., Wang, J., Leung, K. M. Y., & Wo, F. (2022). Color: an important but overlooked factor for plastic photoaging and microplastic formation. *Environmental Science & Technology*, 56, 9161-9163. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.2c02402>
- Zhou, G., Wang, Q., Zhang, J., Li, Q., Wang, Y., Wang, M., & Huang, X. (2020). Distribution and characteristics of microplastics in urban waters of seven cities in the Tuojiang River basin, China. *Environmental Research*, 189, 109893. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.109893>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Silveira, I. T., Chua, A., & Leusch, F. D. L. (2021). An audit of microplastic abundance throughout three Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 263, 128294. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128294>
- Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., & Kulacki, K. J. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: a state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35, 1667-1676. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.3461>

Contribuições dos autores:

Haroldo Humberto Lobo Cardoso Neto: concepção do trabalho, levantamento bibliográfico, escrita do artigo, definição da metodologia, coleta de dados, análise, discussão dos resultados, desenvolvimento de figuras e tabelas e revisão geral do artigo.

Rayana Cristina Miranda Silvestre: aprimoramento dos conceitos e execução das análises.

Raphael Nogueira Pires Jean: aprimoramento dos conceitos e execução das análises.

Amanda Vanessa Araújo dos Santos: aprimoramento dos conceitos e execução das análises.

Fabricio Costa da Silva: aprimoramento dos conceitos e execução das análises.