

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

**MICROPLÁSTICOS: CARACTERIZAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO EM
CORPOS HÍDRICOS DO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO.**

Natalí da Silva Schio*

Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do título de
DOUTOR(A) EM CIÊNCIAS,
área de concentração: QUÍMICA
ANALÍTICA

Orientador(a): Prof. Dr. Pedro Sergio Fadini

* Bolsista (Capes)

São Carlos – SP

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Química

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Natalí da Silva Schio, realizada em 28/11/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Pedro Sergio Fadini (UFSCar)

Profª. Dra. Roberta Cerasi Urban (UFSCar)

Prof. Dr. Walter Ruggeri Waldman (UFSCar)

Prof. Dr. Juliano José Corbi (EESC/USP)

Profª. Dra. Maria Cristina Canela (UENF)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Química.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e às demais agências de fomento que contribuíram direta ou indiretamente para a execução deste trabalho, pelo apoio financeiro e pela manutenção das condições necessárias ao desenvolvimento da pesquisa.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao Programa de Pós-Graduação em Química, pela infraestrutura disponibilizada e pelo ambiente acadêmico que possibilitou a realização deste estudo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Pedro Sergio Fadini, pela orientação criteriosa, pela dedicação, paciência e pela constante disponibilidade para o diálogo científico. Sua competência e incentivo foram fundamentais para a consolidação deste trabalho e para o meu crescimento profissional e pessoal.

Aos docentes Prof. Dr. Juliano José Corbi e Prof^a. Dra. Dayana Moscardi dos Santos e ao Dr. Guilherme Martins Grosseli, pela colaboração durante as etapas experimentais e pelo suporte técnico imprescindível nas análises de microplásticos e ensaios ecotoxicológicos.

Ao Prof. Dr. Ivo Freitas Teixeira (LabIvo), por, gentilmente, permitir o uso do equipamento de ART-FTIR, fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos colegas de pesquisa e aos integrantes do grupo do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, pelo convívio acadêmico enriquecedor, pela troca de experiências e pelo auxílio em momentos decisivos deste percurso.

Aos professores que contribuíram com ensinamentos e sugestões valiosas ao longo da trajetória acadêmica, especialmente durante as disciplinas e discussões científicas que ampliaram minha visão crítica e metodológica.

À minha família, pelo apoio incondicional, compreensão e incentivo constante. Sua presença, ainda que muitas vezes silenciosa, foi essencial para que eu pudesse concluir esta etapa com dedicação e serenidade.

Por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

LISTA DE ABREVIATURAS

ABS- Acrilonitrina-Butadieno-Estireno
ATR-FTIR- Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier com Reflectância Total Atenuada
BHPCJ- Bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, Capivari e Jundiá
EAA- Copolímero de Etileno-Ácido-Acrílico
EMA- Etil Metacrilato
ETE- Estação de Tratamento de Esgoto
EVA- Etileno-Vinil-Acetato
EVOH- Copolímero de Etileno-álcool vinílico
MCE- Ésteres de Celulose Mistos
MPs- Microplásticos
NOAA- National Oceanic and Atmospheric Administration
PA- Poliamida
PAM- Poliacrilamida
PBT- Polibutadieno Tereftalato
PC- Policarbonato
PCTFE- Policlorotrifluoroetileno
PDAP- Poli(dialil ftalato)
PE- Polietileno
PEAD- Polietileno de Alta Densidade
PEBD- Polietileno de baixa densidade
PELBD- Polietileno Linear de Baixa Densidade
PEMA- Poli(metacrilato de etila)
PEMD- Polietileno de Média Densidade
PET- Polietileno Tereftalato
PMMA- Acrílico
PNUMA- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PP- Polipropileno

PS- Poliestireno

PTFE- Politetrafluoretileno

PU- Poliuretano

PVA- Poli(acetato de vinila)

PVAL- Álcool polivinílico

PVC- Policloreto de Vinil

Py-GC-MS- Cromatografia Gasosa acoplada a Espectrometria de Massas por Pirólise

SAA- Copolímero de Álcool Estireno Alílico

SAN- Estireno-Acrionitrilo

SMMA- Copolímero de Estireno e Metacrilato de Metilo

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1- Estudos comparativos sobre a presença de microplásticos em diferentes compartimentos ambientais.....	18
TABELA 3.2- Vantagens e desvantagens de técnicas de amostragem, de água para análise de microplásticos.....	25
TABELA 3.3- Vantagens e desvantagens de técnicas de amostragem de sedimento para análise de microplásticos.....	26
TABELA 3.4- Recomendação de nomenclatura para categorização de MPs baseado na característica física da partícula.	30
TABELA 7.1- Concentração em itens/L de micropartículas encontradas em cada ponto amostral por período de coleta.	67
TABELA 7.2- Abundância de microplásticos em água superficial reportada em trabalhos desenvolvidos com metodologias de amostragem semelhantes à usada neste estudo.	67
TABELA 7.3- Relação dos 31 tipos de polímeros identificados nas amostras de água analisadas.....	82
TABELA 7.4- Exemplos de uso de alguns dos polímeros encontrados nas amostras de água analisadas neste trabalho.	84
TABELA 7.5- Concentração em itens/kg de micropartículas encontradas em cada ponto amostral por período de coleta.....	85
Tabela 7.6- Relação dos 20 tipos de polímeros identificados nas amostras de sedimento analisadas.....	89

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1- Linha do tempo mostrando a evolução no desenvolvimento de novos plásticos. -----	6
FIGURA 3.2- Apresentação gráfica do volume de plásticos produzidos, em milhões de toneladas, mundialmente desde 1950 até 2019 (azul) e projeção para o volume produzido até 2060 (verde). -----	7
FIGURA 3.3-Distribuição global de plásticos por setores de aplicação. -----	8
FIGURA 3.4- (A): Distribuição da produção global de plásticos por tipo de polímero. (B):Distribuição do uso de plástico por tipo de polímero no Brasil no ano de 2023. -----	9
FIGURA 3.5- Esquema ilustrativo das fontes de microplásticos no meio ambiente. -----	12
FIGURA 3.6- Número de publicações sobre a presença de microplásticos em oceanos nos últimos anos. Dados retornados pela busca dos termos "microplastic*" e "ocean." na base de dados Web of Science.-----	20
FIGURA 3.7- Exemplos de separação por diferença de densidade utilizando: (A) funil de separação e (B) dispositivo para separação densimétrica.-----	28
FIGURA 5.1- Ciclo de vida os <i>Chironomus sancticaroli</i> mostrando a desova, os 4 instares da fase larval e a fase adulta de machos e fêmeas. -----	37
FIGURA 6.1- Localização do Rio Monjolinho na cidade de São Carlos- SP. --	39
FIGURA 6.2- Localização dos pontos de coleta no Rio Monjolinho com suas paisagens associadas no local de estudo. -----	40
FIGURA 6.3- Localização da sub-bacia Jundiaí em relação à Bacia Hidrográfica Piracicaba, Capivari e Jundiaí e os municípios pertencentes à sub-bacia Jundiaí. -----	42
FIGURA 6.4- Localização dos pontos selecionados para coleta das amostras ao longo do Rio Jundiaí.-----	43

FIGURA 6.5- Paisagem associada dos pontos amostrais selecionados ao longo do rio Jundiáí.-----	44
FIGURA 6.6- Localização e paisagem associada do ponto amostral situado no Córrego do Barnabé. -----	45
FIGURA 6.7- Localização e paisagem associada do ponto de coleta em Salto. 46	
FIGURA 6.8- Sistema utilizado para coleta de amostras de água e copo coletores equipados com malha de fitoplâncton de 68 μ m. -----	48
FIGURA 6.9- Representação esquemática do procedimento de amostragem de água e aferição da massa coletada. -----	48
FIGURA 6.10- Representação do procedimento de amostragem de sedimento. 49	
FIGURA 6.11- Sala de preparo de amostras equipada com unidade descontaminante (A), insuflador (B) e capela de fluxo horizontal (C).-----	51
FIGURA 6.12- Representação esquemática do procedimento de preparo das amostras de água superficial.-----	53
FIGURA 6.13- Etapa de oxidação de matéria orgânica com reagente fenton. -	54
FIGURA 6.14- Amostras submetidas ao processo de oxidação de matéria orgânica após 1 hora de aquecimento (A) e após 24 horas de repouso (B). -----	55
FIGURA 6.15- Filtração das amostras e processo de separação densimétrica.-	55
FIGURA 6.16- Recipiente para armazenamento das membranas após processamento das amostras.-----	56
FIGURA 6.17- Representação esquemática do procedimento de preparo das amostras de sedimento. -----	57
FIGURA 6.18- Sistema de microscopia óptica utilizado para caracterização física das micropartículas. -----	59
FIGURA 6.19- Software utilizado para a determinação do tamanho das partículas. -----	60
FIGURA 6.20- Equipamento de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier com módulo de ATR. -----	61

FIGURA 6.21-Comparação entre o espectro gerado pela amostra (A) e o espectro da biblioteca do equipamento, com o valor da similaridade entre ambos. -----	62
FIGURA 6.22- (A) Esquema usado no cultivo de organismos proposto por Fonseca e Rocha (2004). (B) Sistema de cultivo montado no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (LBGqA).-----	64
FIGURA 7.1- Distribuição do número de partículas quantificados de P1 a P8 ao final das campanhas amostrais. -----	66
FIGURA 7.2- Variação da concentração de micropartículas quantificadas em cada ponto amostral ao longo dos períodos de coleta. -----	71
FIGURA 7.3- Exemplos de morfologias que foram usadas para a categorização das partículas encontradas nas amostras de água. (A)- Fragmento; (B)- Fibra; (C)- Filme; (D)- Microesfera.-----	72
FIGURA 7.4- Distribuição das morfologias das partículas quantificadas nas amostras de água em todos os pontos amostrais em cada campanha de coleta realizada durante o desenvolvimento do trabalho. -----	74
FIGURA 7.5- Composição da paisagem ao redor de alguns pontos de coleta observada durante as campanhas amostrais. (A)-Detritos plásticos na margem do Rio Monjolinho em P1- a montante da ETE; (B)- Pequenos detritos plásticos na margem do Rio Monjolinho em P2- a jusante da ETE;(C)-Detritos plásticos presos em galhos na margem do Rio Jundiaí em P4- a montante da ETE; (D)- Detritos plásticos na margem do Rio Tietê em P8. -----	76
Figura 7.6- Exemplos de partículas classificadas como filmes. -----	77
FIGURA 7.7- Exemplos de partículas encontradas nas amostras de água que foram quantificadas como microesferas. -----	78
FIGURA 7.8- Distribuição das cores das partículas quantificadas nas amostras de água. (A)- Distribuição total. (B)- Distribuição por campanha de amostragem em cada ponto de coleta. -----	80
FIGURA 7.9- Exemplos de espectros de FTIR obtidos a partir da análise das partículas. -----	83

Figura 7.10- Distribuição das morfologias das partículas quantificadas nas amostras de sedimento nos pontos amostrais em cada campanha de coleta realizada durante o desenvolvimento do trabalho. -----	87
Figura 7.11- Distribuição das cores das partículas quantificadas nas amostras de sedimento. (A)- Distribuição total. (B)- Distribuição por campanha de amostragem em cada ponto de coleta. -----	88
Figura 8.1- (A)- Larva de <i>Chironomus sancticaroli</i> de III instar usadas nos testes de exposição a microplásticos. (B)- Representação do testes de exposição aguda de <i>Chironomus sancticaroli</i> a microplásticos de PP < 125 µm. -----	91
Figura 8.2- Ensaio de exposição aguda de <i>Chironomus sancticaroli</i> utilizando mesa agitadora.-----	92
Figura 8.3- Representação da dispersão polimérica com o uso do Tween 80 (0,025% v/v).-----	93
Figura 8.4- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de PP < 125µm.-----	93
Figura 8.5- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de PP < 45µm. -----	94
Figura 8.6- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de P4 < 10µm. -----	94
Figura 8.7- Larvas de <i>Chironomus sancticaroli</i> utilizadas nos testes de exposição aguda a MP de PA para avaliação da ingestão das micropartículas. (A)- organismos controle (B)- organismo exposto à 160 mg/L de PA. -----	95
Figura 8.8- Cromatogramas obtidos a partir da análise das larvas de <i>Chironomus sancticaroli</i> utilizando a técnica de Py-GC-MS. -----	96

RESUMO

MICROPLÁSTICOS: CARACTERIZAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO EM CORPOS HÍDRICOS DO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO.

Os microplásticos (MPs) são contaminantes emergentes de ampla ocorrência em ambientes aquáticos, cuja persistência e mobilidade vem despertando crescente preocupação na comunidade científica. Este estudo investigou a presença MPs em quatro corpos hídricos do interior do estado de São Paulo (rios Monjolinho, Jundiaí, Tietê e Córrego do Barnabé), entre os anos de 2022 e 2024, além de avaliar seus efeitos ecotoxicológicos sobre *Chironomus sancticaroli*. Foram quantificadas 13121 partículas em amostras de água e 1053 partículas em sedimentos, com concentrações variando de 0,11 a 4,38 itens/L em água e 59,05 a 379,97 itens/kg em sedimentos. A sazonalidade na concentração de partículas: concentrações mais baixas foram observadas em períodos de estiagem, enquanto concentrações maiores foram registradas em períodos de chuva, evidenciando o papel da pluviosidade no transporte superficial de MPs. Pontos a jusante de estações de tratamento de esgoto apresentaram maiores concentrações, corroborando a hipótese de que tais estruturas atuam como sumidouros e fontes secundárias de MPs. A partir da caracterização física foi constatada a predominância de fragmentos e fibras, seguidos por filmes e microesferas. As cores mais frequentes observadas foram preto (19,85%), branco (16,14%) e marrom (15,10%) em sedimentos e preto (22,5%), azul (16,7%), branco (11%) e verde (11%) em água, sugerindo origem secundária. A análise química identificou 32 tipos de polímeros, com destaque para PE (32,3% em água e 29,8% em sedimento), PP (30,5% em água; 14,0% em sedimentos) e PET (8,9% em água; 10,7% em sedimentos). Nos ensaios ecotoxicológicos, *C. sancticaroli* foi exposto a partículas de PP e PA 12 em três concentrações distintas. Apesar da ausência de diferenças estatisticamente significativas na mortalidade. A confirmação da ingestão de MPs por essa espécie foi alcançada, pela primeira vez,

por Py-GC/MS, que detectou picos cromatográficos característicos de PA 12 nas larvas expostas. Este trabalho representa o primeiro levantamento integrado sobre MPs em rios paulistas, fornecendo evidências sobre suas fontes, dinâmica e interação com organismos bentônicos. Os resultados reforçam a urgência de incluir MPs no monitoramento ambiental brasileiro e contribuem com a padronização de protocolos de análise para futuras avaliações ambientais.

Palavras-chave: microplásticos; corpos hídricos; sedimentos; ecotoxicidade; *Chironomus sancticaroli*; ATR-FTIR; Py-GC-MS.

ABSTRACT

MICROPLASTICS: CHARACTERIZATION AND IDENTIFICATION IN WATER BODIES IN THE INTERIOR OF THE STATE OF SÃO PAULO.

Microplastics (MPs) are emerging contaminants widely distributed in aquatic environments, whose persistence and mobility have raised increasing concern within the scientific community. This study investigated the occurrence of MPs in four inland water bodies of São Paulo State, Brazil (Monjolinho, Jundiaí, and Tietê rivers, and Barnabé stream) between 2022 and 2024, and assessed their ecotoxicological effects on *Chironomus sancticaroli*. A total of 13,121 particles were quantified in water samples and 1,053 particles in sediments, with concentrations ranging from 0.11 to 4.38 items/L in water and from 59.05 to 379.97 items/kg in sediments. Seasonal variations were evident, with lower concentrations recorded during dry periods and higher concentrations during rainy periods, underscoring the role of rainfall in the surface transport of microplastics. Spatially, downstream sites of wastewater treatment plants exhibited higher concentrations, corroborating the hypothesis that these facilities function both as sinks and secondary sources of MPs. Physical characterization revealed a predominance of fragments and fibers, followed by films and microbeads. The most frequent colors in sediments were black (19.85%), white (16.14%), and brown (15.10%), while in water, they were black (22.5%), blue (16.7%), white (11%), and green (11%), suggesting predominantly secondary sources. Chemical characterization identified 32 polymer types, with polyethylene (PE; 32.3% in water, 29.8% in sediment), polypropylene (PP; 30.5% in water, 14.0% in sediment), and polyethylene terephthalate (PET; 8.9% in water, 10.7% in sediment) being the most abundant. In ecotoxicological bioassays, *C. sancticaroli* larvae were exposed to PP and PA 12 particles at three different concentrations. Although no statistically significant differences in mortality were detected. Importantly, the ingestion of MPs by this species was confirmed for the

first time using Py-GC/MS, which detected characteristic chromatographic peaks of PA 12 in exposed larvae. This work constitutes the first integrated survey of MPs in rivers of São Paulo State, providing evidence regarding their sources, environmental dynamics, and interactions with benthic organisms. The findings emphasize the urgent need to include MPs in Brazilian environmental monitoring programs and contribute to the standardization of analytical protocols for future ecological risk assessments.

Keywords: microplastics; water bodies; sediments; ecotoxicity; *Chironomus sancticaroli*; ATR-FTIR; Py-GC-MS.

Sumário

1	Introdução	1
2	Objetivos.....	3
2.1	Objetivo geral.....	3
2.2	Objetivos específicos.....	3
3	Revisão Bibliográfica	5
3.1	Uma breve história sobre o Plástico.....	5
3.2	Produção e consumo de plástico.....	6
3.3	Geração de resíduos plástico, presença e impactos no meio ambiente	9
3.4	Microplásticos: Fonte, ocorrência e impactos ambientais.....	11
3.4.1	Panorama das Fontes de Microplásticos e Seus Caminhos até os	
	Corpos Hídricos.....	11
3.4.2	Panorama das fontes de microplásticos e seus caminhos até os	
	corpos hídricos.....	13
3.4.3	Ocorrência de MP em diferentes compartimentos ambientais,	
	Impactos no meio ambiente e na saúde humana.....	16
3.5	MP em água e sedimentos: Amostragem, processamento e	
	caracterização.....	24
3.5.1	Amostragem.....	24
3.5.2	Processamento das amostras.....	27
3.5.3	Métodos de Caracterização dos Microplásticos	30
4	Controle e garantia de qualidade.....	34
5	Ensaio de ecotoxicidade.....	36
5.1	<i>Chironomus sancticaroli</i>	36

6	Parte experimental	39
6.1	Área de estudo.....	39
6.1.1	Rio Monjolinho	39
6.1.2	Rio Jundiáí	41
6.1.3	O Córrego do Barnabé.....	44
6.1.4	Rio Tietê	45
6.2	Coleta das amostras.....	47
6.2.1	Amostragem de água.....	47
6.2.2	Amostragem de sedimento.....	49
6.3	Controle de Qualidade	50
6.3.1	Limpeza dos materiais	50
6.3.2	Sala limpa, controle de vestimenta e manuseio da amostra	50
6.3.3	Preparação das soluções	52
6.4	Processamento de amostras	52
6.4.1	Processamento de amostras de água.....	52
6.4.2	Processamento de amostras de sedimento	57
6.4.3	Caracterização física das micropartículas	59
6.4.4	Caracterização Química das micropartículas	61
6.5	Ensaio de ecotoxicidade com <i>Chironomus sancticaroli</i>	63
6.5.1	Criação dos organismos-testes para os ensaios	63
6.5.2	Obtenção dos MPs de PP para os ensaios de ecotoxicidade	65
7	Resultados e Discussão	66
7.1	MPs em amostras de água	66
7.1.1	Caracterização física das partículas	66

7.1.2	Caracterização química das partícula.....	81
7.2	MPs em amostras de sedimento	84
7.2.1	Caracterização física das partículas	84
7.2.2	Caracterização química das partícula.....	89
8	Ensaio ecotoxicológicos	91
8.1	Exposição dos <i>Chironomus sancticaroli</i>	91
9	Conclusão	99
10	Referências	106

1 Introdução

Muito comum na atualidade, o plástico revolucionou a indústria e tornou-se praticamente indispensável no cotidiano das pessoas. Embora o surgimento deste material date do início do século XX, foi após a Segunda Guerra Mundial que o seu desenvolvimento foi impulsionado (KEDZIERSKI *et al.*, 2020).

Desde então, o aumento da produção e do uso deste material vem ocorrendo de forma exponencial, ultrapassando 413 milhões de toneladas produzidas mundialmente apenas em 2023 (PLASTICS EUROPE, 2024b), um aumento de cerca de 200 vezes se comparado à produção de plástico em 1950 (NAYANATHARA THATHSARANI PILAPITIYA; RATNAYAKE, 2024).

Esta alta na produção foi impulsionada, principalmente, pela versatilidade deste material, que pode ser encontrado desde a indústria automobilística até na indústria alimentícia e de produtos de higiene pessoal. A ampla empregabilidade destes polímeros se deve à algumas de suas características, como: baixo custo, leveza, maleabilidade e elevada durabilidade (ZHANG *et al.*, 2021). Esta última, responsável por tornar o material tão útil, é o que o torna, também, bastante prejudicial, uma vez que a maior parte dos produtos plásticos é descartada diretamente na natureza. Estima-se que de todo resíduo plástico produzido entre os anos de 1950 e 2015, apenas 9% foram reciclados (RHODES, 2018).

No ambiente os plásticos sofrem degradação física, química e biológica, fragmentando-se em partículas cada vez menores, até a escala micrométrica. Assim, estes microplásticos (MPs) tornaram-se onipresentes no meio ambiente, gerando grande preocupações e debates entre os pesquisadores. Relatos na literatura mostram que a poluição plástica pode chegar em locais geograficamente remotos, muitas vezes transportados pelas correntes oceânica e

o movimento das águas gerados pelos ventos, além de serem originados nas próprias estações de pesquisas instaladas nestes locais (ZHANG *et al.*, 2020)

Diante disso, a investigação sobre a ocorrência e comportamento de MPs em ambientes aquáticos é essencial para compreender sua dinâmica e riscos associados. Assim, o presente trabalho foi realizado com objetivo de avaliar a contaminação microplástica em importantes corpos hídricos do interior do estado de São Paulo e analisar os potenciais efeitos toxicológicos em organismos da espécie *Chironomus sancticaroli*.

2 Objetivos

2.1 Objetivo geral

Este trabalho teve como objetivo investigar a presença de microplásticos em amostras de água superficial e de sedimento de corpos hídricos importantes do interior do estado de São Paulo, mais especificamente o Rio Monjolinho (São Carlos), o Rio Jundiaí (Campo Limpo, Indaiatuba, Itupeva e Jundiaí), o Córrego Barnabé (Indaiatuba) e o Rio Tietê (Salto). Adicionalmente, foram avaliados os efeitos toxicológicos dos MPs em *Chironomus sancticaroli*, por meio de ensaios de toxicidade aguda e crônica.

O estudo forneceu uma caracterização da contaminação microplástica nestes corpos, contribuindo para a formação de um banco de dados útil ao monitoramento ambiental e delineamento de pesquisas. Além disso, foi proposta uma metodologia de preparação e identificação de MPs em água e sedimento, visando à padronização de protocolos analíticos para a determinação desses contaminantes.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver metodologias analíticas para o preparo das amostras de água e de sedimentos para avaliação da presença de MPs;
- Avaliar a influência da sazonalidade na presença de MPs nas amostras ambientais, coletando-as em estações chuvosas e de seca;
- Avaliar a contribuição da estação de tratamento de esgoto na presença de MPs nos corpos hídricos;
- Avaliar os efeitos toxicológicos dos MPs na espécie *Chironomus sancticaroli*;

- Caracterizar os MPs presentes nas amostras utilizando a técnica de microscopia ótica e de espectroscopia de reflexão atenuada no infravermelho com transformada de Fourier (ATR-FTIR).
- Analisar e interpretar os dados obtidos.

3 Revisão Bibliográfica

3.1 Uma breve história sobre o Plástico

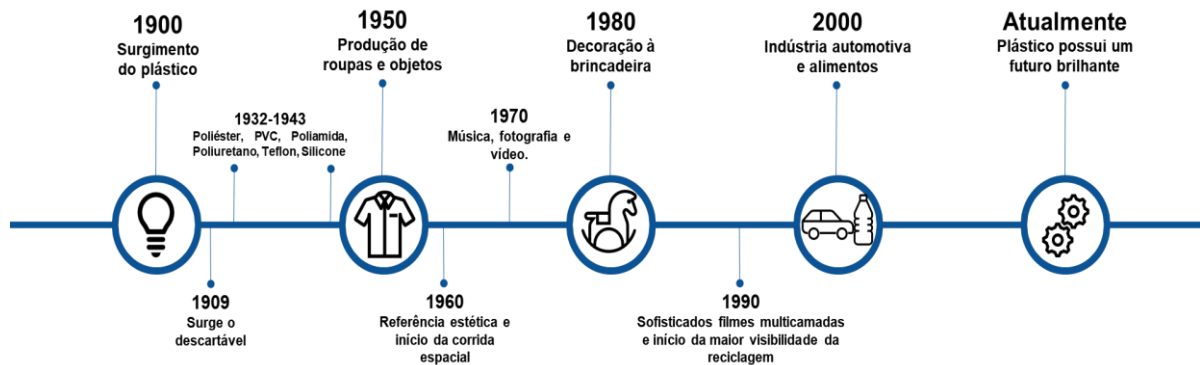
Por definição, os plásticos constituem uma classe de materiais poliméricos de origem natural ou sintética, obtidos principalmente a partir de derivados do petróleo ou, mais recentemente, de fontes renováveis, como a cana-de-açúcar (CHEN; YAN, 2020). O termo "plástico" deriva do grego, que significa “aquilo que pode ser moldado”, em referência à sua principal característica: a maleabilidade quando submetido a determinadas condições de temperatura e pressão (EVODE *et al.*, 2021).

Os plásticos pertencem à família dos polímeros, macromoléculas formadas pela repetição de unidades estruturais chamadas monômeros (do grego *polys* = muitos; *meros* = partes). Essas estruturas possuem propriedades físico-químicas específicas, como resistência, leveza e versatilidade, que justificam a ampla aplicação industrial e tecnológica.

O primeiro registro de um polímero sintético data de 1862, quando o metalúrgico inglês Alexandre Parkes apresentou a “*Parkesina*”, um material obtido. Entretanto, apenas em 1907 surgiu o primeiro plástico totalmente sintético, a “*Bakelite*”, desenvolvida a partir da reação entre fenol e formaldeído, pelo químico e empresário belga Leo Hendrik Baekeland.

Ao longo do século XX, novas classes de polímeros foram desenvolvidas (Figura 3.1), consolidando a expansão da indústria do plástico. Esse crescimento intensificou-se durante a Segunda Guerra Mundial, período em que esses materiais tiveram ampla utilização. O polietileno (PE) passou a ser usado como um isolante das linhas elétricas dos radares aéreos; o Nylon substituiu a seda na fabricação de paraquedas; enquanto o acrílico foi usado na fabricação das janelas dos tanques de guerra. (KEDZIERSKI *et al.*, 2020).

FIGURA 3.1- Linha do tempo mostrando a evolução no desenvolvimento de novos plásticos.



Fonte: Autor (2025).

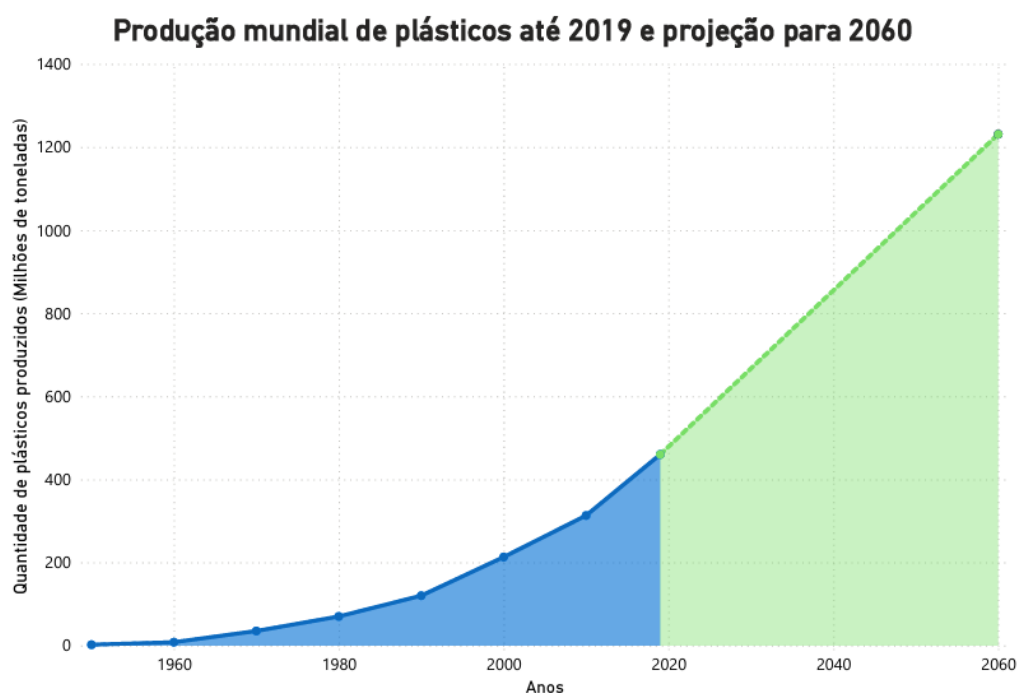
As propriedades físico-químicas conferem aos plásticos características únicas que os torna tão versáteis, como: maleabilidade, leveza, baixo custo de fabricação, boa resistência mecânica e elevada durabilidade (ZHANG *et al.*, 2021). Contudo, essa mesma durabilidade, responsável por torná-los essenciais em diversos setores, também o transforma em um dos principais desafios ambientais da atualidade. Estima-se que de todo resíduo plástico produzido entre 1950 e 2015, apenas 9% tenham sido reciclados (RHODES, 2018).

3.2 Produção e consumo de plástico

Após a bem-sucedida aplicação dos plásticos no setor bélico durante a Segunda Guerra Mundial, um expressivo crescimento da indústria de polímeros marcou a década de 1950. Esse avanço foi impulsionado, principalmente, pela transformação dos padrões de consumo da sociedade, que passaram a valorizar os produtos de baixo custo, duráveis e de produção em larga escala.

Consequentemente, a demanda por matérias-primas poliméricas aumentou de forma significativa, resultando em um crescimento exponencial da produção global de plásticos nas décadas seguintes (Figura 3.2) (NAYANATHARA THATHSARANI PILAPITIYA; RATNAYAKE, 2024).

FIGURA 3.2- Apresentação gráfica do volume de plásticos produzidos, em milhões de toneladas, mundialmente desde 1950 até 2019 (azul) e projeção para o volume produzido até 2060 (verde).



Fonte: (GEYER *et al.*, 2017; OECD, 2022b). Adaptado.

Em 2023 a produção mundial de plástico foi pelo menos 200 vezes superior à registrada em 1950, quando foram produzidas 2 milhões de toneladas (OECD, 2022a; PLASTICS EUROPE, 2024b). Projeções do relatório *Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060* (OECD, 2022b), estimam que, até 2060, a produção anual triplicará em relação aos níveis atuais, ultrapassando a 1200 milhões de toneladas.

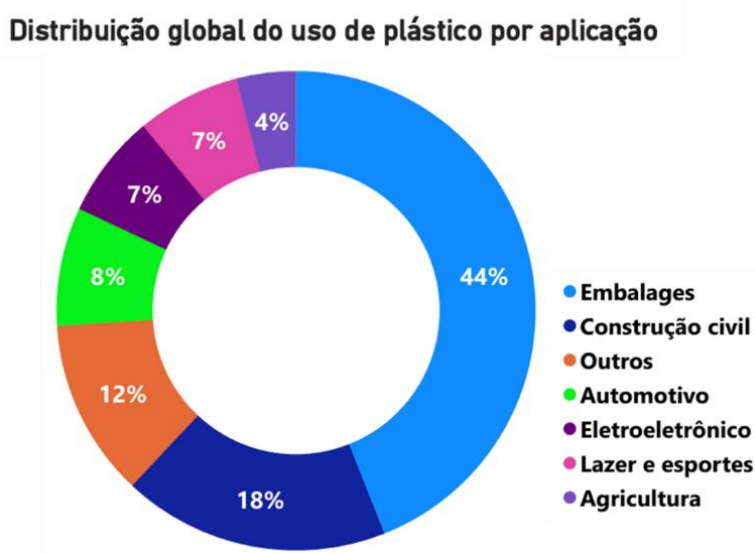
Atualmente, a Ásia concentra a maior taxa de produção global. Em 2023, das 413,8 milhões de toneladas produzidas mundialmente, 55,8% foram originadas nesse continente, com destaque para a China (33,3%) e o Japão (2,8%). A América do Norte e a Europa também apresentaram participação significativa na produção de polímeros, figurando entre as principais regiões produtoras (PLASTICS EUROPE, 2024a).

No cenário brasileiro, embora haja divergências nos dados sobre a produção anual de polímeros, informações do Programa das Nações Unidas para

o Meio Ambiente (PNUMA) indicam que o Brasil ocupa a posição de maior produtor de plásticos da América Latina, com uma estimativa de aproximadamente 500 bilhões de itens plásticos fabricados anualmente.

A distribuição do consumo global de plásticos entre os diferentes setores da economia é bastante heterogênea. De acordo com dados divulgados pela *Plastics Europe*, em 2021 o segmento de embalagens foi responsável pela maior demanda, correspondendo a aproximadamente 44% da produção mundial, seguido pelo setor de construção e edificação, que absorveu cerca de 18% da produção anual. Outros segmentos, como agricultura, lazer, eletroeletrônicos e indústria automotiva, apresentaram participações menos expressivas, sendo responsáveis, em conjunto, por aproximadamente 26% do consumo global (Figura 3.3) (PLASTICS EUROPE, 2022).

FIGURA 3.3-Distribuição global de plásticos por setores de aplicação.

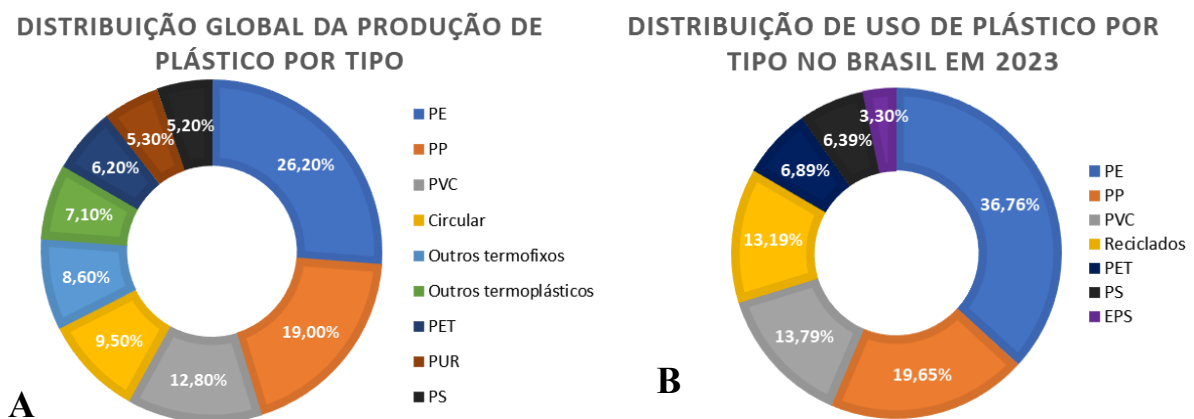


Fonte: Autor (2025).

No Brasil, entretanto, a dinâmica é distinta: em 2022 o setor da construção civil liderou o consumo de materiais plásticos, movimentando mais de R\$ 26 bilhões, seguido pelo setor de alimentos e bebidas, que movimentou cerca de R\$ 22,8 bilhões (ABIPLAST, 2024).

Em relação ao tipo de polímero, o polietileno (baixa, média e alta densidade) e o polipropileno (PP) seguem ocupando o topo da lista, com aproximadamente 26,2% e 19% do total produzido em 2023, respectivamente (Figura 3.4-A) (PLASTICS EUROPE, 2024a). No Brasil, o perfil de consumo de polímeros segue a tendência global de produção, uma vez que do total de plásticos consumidos no país em 2023, o polietileno e o polipropileno lideraram o ranking com 36,8% e 19,7% (Figura 3.4-B).

FIGURA 3.4- (A): Distribuição da produção global de plásticos por tipo de polímero. (B): Distribuição do uso de plástico por tipo de polímero no Brasil no ano de 2023.



Fonte: Autor (2025).

É importante ressaltar que em ambos os cenários, o grupo do polietileno inclui suas diversas variações, como: polietileno de baixa densidade (PEBD), de baixa densidade linear (PELBD) de média densidade (PEMD) e de alta densidade (PEAD).

3.3 Geração de resíduos plástico, presença e impactos no meio ambiente

A durabilidade, uma das características que tornou o uso do plástico tão difundido é, também, a responsável por torná-lo, nos últimos anos, um dos maiores desafios da atualidade.

Frequentemente, a capacidade de gestão de resíduos plásticos não acompanha o crescimento constante da produção, principalmente de itens de uso único. Assim, a poluição plástica passou a ser considerada uma questão ambiental global, uma vez que a maioria dos produtos plásticos descartados recebe tratamento inadequado ou é simplesmente liberada no ambiente.

Estima-se cerca de 79% dos resíduos plásticos produzidos até hoje tenham sido destinados a aterros ou descartados diretamente na natureza (GEYER *et al.*, 2017). Dados da PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) indicam que, anualmente, entre 19-23 milhões de toneladas de plástico com origem terrestre, acabam chegando ao ecossistema aquático.

No ranking mundial de maiores poluidores plástico, liderado pela Índia, o Brasil aparece na 8ª posição, atrás de países como a Nigéria, a Indonésia, China, Paquistão, Bangladesh e Rússia (COTTOM *et al.*, 2024). No entanto, no cenário continental, o país é o maior poluidor da América Latina., responsável pelo despejo anual de cerca de 1,3 milhões de toneladas de resíduos plásticos nos oceanos (MAGNO *et al.*, 2024).

Além disso, a taxa de reciclagem nacional é extremamente baixa: segundo dados divulgados pela WWF (*World Wildlife Fund*), apenas 1% do lixo plástico brasileiro é reciclado, valor muito inferior à média mundial de 9% (BRASIL, 2019).

A exposição a detritos plásticos pode causar impactos consideráveis à biota, podendo ou não ser letais. Entre os principais efeitos estão a ingestão, o emaranhamento, a sufocação e a nidificação antropizada (CARUSO *et al.*, 2024). A ingestão de partículas plásticas por organismos aquáticos pode provocar lesões e obstrução do trato gastrointestinal, emagrecimento e até morte por inanição, uma

vez que o acúmulo dessas partículas pode alterar a sensação de saciedade (OMEYER *et al.*, 2023).

Uma revisão publicada por KÜHN; VAN FRANEKER, (2020) evidenciou que, até aquele ano, pelo menos 747 estudos relataram casos de ingestão ou emaranhamento em resíduos plásticos envolvendo aves, mamíferos, tartarugas, peixes e invertebrados marinhos. Os dados indicam registros de emaranhamento para 914 espécies e ingestão para 354 espécies distintas.

Além dos impactos previamente discutidos, outro aspecto de crescente relevância nas investigações sobre os efeitos da poluição plástica refere-se à fragmentação dos resíduos plásticos em partículas microscópicas, resultando na formação de microplásticos. Esses fragmentos são gerados pela degradação física, química e biológica dos plásticos no ambiente e, devido à sua ubiquidade e persistência, são reconhecidos como contaminantes emergentes com potencial de impactar ecossistemas aquáticos e terrestres (IVLEVA *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2021).

3.4 Microplásticos: Fonte, ocorrência e impactos ambientais

3.4.1 Panorama das Fontes de Microplásticos e Seus Caminhos até os Corpos Hídricos

Por definição, de acordo com o *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), microplásticos são pedaços ou fibras de plástico com tamanho inferior a 5 mm, podendo apresentar de diversas formas, como grânulos, fragmentos, *pellets*, filmes, espumas e fibras.

Quanto à origem, os MPs são classificados em duas categorias principais: primários e secundários. Esta distinção ainda é debatida, mas neste trabalho adota-se a definição proposta por BOUCHER; FRIOT (2017):

- **Primários:** liberados para o ambiente diretamente como micropartículas. São produzidos como partículas micrométricas, com o intuito de serem voluntariamente adicionados em produtos de higiene pessoal e cosméticos, por exemplo.
- **Secundários:** são as micropartículas originadas pelos processos de degradação de objetos plásticos maiores no ambiente, como: sacolas, garrafas, redes de pesca.

A presença de MPs no meio ambiente resulta de múltiplas rotas de entrada, frequentemente relacionadas a atividades humanas, como ilustrado na figura 3.5.

FIGURA 3.5- Esquema ilustrativo das fontes de microplásticos no meio ambiente.



Fonte: Autor (2025).

3.4.2 Panorama das fontes de microplásticos e seus caminhos até os corpos hídricos

De forma geral, atividades cotidianas representam as principais fontes de MPs no ambiente. A liberação destas partículas pode ocorrer através de atividades comuns do dia a dia, como o uso de produtos de higiene e cuidado pessoal contendo microplásticos, o desgaste de pneus de veículos devido ao contato com o asfalto (WAGNER *et al.*, 2018) e lavagem de roupas sintéticas (PERIYASAMY; TEHRANI-BAGHA, 2022).

Um estudo conduzido por GALVÃO *et al.*, (2020) demonstrou que a lavagem de 6 kg de roupas pode liberar, em média, 18.000.000 partículas, sendo 93% delas menores que 500 μm . DE FALCO *et al.*, (2019), também verificaram que algumas características dos tecidos como tipo de fibras constituintes e forma de torção, contribuem significativamente para a liberação de MPs para água, podendo atingir 308 mg de fibras por kg de tecido lavado.

Além das fontes domésticas, aterros sanitários a céu aberto, estações de tratamento de esgoto (ETEs), atividades agrícolas, de pesca e processos industriais contribuem para o aporte de microplásticos em corpos hídricos.

Uma vez descartados e destinados à aterros sanitários, os resíduos plásticos ficam expostos a diversas condições ambientais, como radiação solar, variações de temperatura, precipitação pluviométrica, ação dos ventos e a presença de microrganismos. Esses fatores ambientais contribuem para a degradação progressiva do material polimérico, promovendo sua fragmentação em partículas cada vez menores (IVLEVA *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2021).

As atividades agrícolas também desempenham um papel relevante na introdução de MPs nos corpos hídricos. Como exemplo, pode-se citar o *mulching*, técnica amplamente utilizada que consiste na cobertura do solo com filmes plásticos com o objetivo de controlar a umidade e o crescimento de plantas daninhas. No entanto, ao término do ciclo agrícola, a remoção desses filmes nem

sempre é completa, resultando na permanência de fragmentos plásticos no solo. Esses resíduos remanescentes ficam expostos a condições ambientais similares às dos plásticos presentes em aterros sanitários, o que favorece sua degradação e subsequente fragmentação em micropartículas (KHALID *et al.*, 2023).

Em relação às ETEs, por receberem um grande volume de esgoto (doméstico, urbano e industrial), estas podem atuar como concentradores de MPs. Embora as plantas convencionais de tratamento sejam incapazes de promover a completa remoção de MPs, estima-se pelo menos 90% das micropartículas que entram no sistema sejam retidas (SOL *et al.*, 2021). No entanto, um número significativo de micropartículas ainda podem ser liberadas diretamente no ambiente. A avaliação de amostras de 17 instalações de tratamento nos Estados Unidos encontraram $0,05 \pm 0,024$ micropartículas por litro de efluente. Apesar de baixa a concentração, ao levar em consideração o volume tratado diariamente pelas ETEs, estima-se que mais de 4 milhões de micropartículas sejam liberadas diariamente por cada instalação (MASON *et al.*, 2016). Além disso, devido a força de cisalhamento da água induzida pelas instalações de tratamento, os MPs podem ser fragmentados em partículas ainda menores (MONIRA *et al.*, 2023).

Mais recentemente, o uso de biossólidos (lodo de esgoto tratado) como fertilizante agrícola tem sido considerado como uma potencial via de entrada de MPs nos ambientes aquáticos, uma vez que pelo menos 65% dos MPs que entram nas ETEs concentram-se no lodo (CARNEVALE MIINO *et al.*, 2024). Estudos conduzidos em parcelas de campo tratadas com biossólidos (provenientes do esgoto municipal), ao analisar o produto do escoamento superficial, após eventos de precipitação natural, demonstraram que a concentração de MPs variou entre 16 e 31 partículas/L, evidenciando a contribuição desta prática na disseminação de micropartículas polimérica no ambiente. (NADERI BENI *et al.*, 2023).

Outra possível via de aporte de MPs nos corpos hídricos está relacionada às atividades pesqueira, tanto artesanal quanto industrial.

Frequentemente, equipamentos de pesca de plásticos quebrados, que não funcionam mais ou de uso único acabam no oceano, por perda acidental ou descarte incorreto (APETE *et al.*, 2024).

Por fim, mas não menos importante, atividades industriais também contribuem para a presença de microplásticos nos corpos hídricos, através de derramamentos, mesmo não intencionais, dessas partículas durante o transporte de *pellets* e a fabricação de objetos plásticos (KARLSSON *et al.*, 2018).

Além das águas superficiais, os MPs podem contaminar, também, os sedimentos, uma vez que estas partículas podem afundar naturalmente, no caso dos materiais com densidade superior à da água, ou após sofrerem elevação da densidade original do material, por processos como o de bioincrustação (KAISER *et al.*, 2017).

Um estudo propôs investigar a poluição microplástica em três rios do Delta do Rio Vermelho, no Vietnã, quantificando os itens encontrados e classificando-os por cor, morfologia e tipo de polímero. A concentração de MPs encontrada durante o período de estudo variou de 1600 itens/kg até 94300 itens/kg, tendo as fibras como morfologia predominante. O PP e o PE foram os tipos de polímeros mais observados e roxo, preto e verde as cores mais frequentes (DUONG *et al.*, 2023).

No Brasil, os estudos sobre MPs em sedimentos fluviais ainda são escassos. Uma busca na base *Web of Science* (2015 – 2025) retornou 53 trabalhos envolvendo “*Microplastics**”, “*River sediments*”, sendo apenas seis relacionados a rios brasileiros. Um dos poucos trabalhos de destaque foi publicado em 2020, no qual os pesquisadores avaliaram a presença de MPs nos sedimentos dos rios Solimões, Negro e Amazonas. Os autores classificaram os microplásticos em duas faixas de tamanho: 0,063–1 mm e 0,063–5 mm. Na primeira faixa, as concentrações variaram de 0 a 5725 itens/kg, enquanto na segunda, os valores oscilaram entre 417 e 8178 itens/kg. As cores mais frequentemente observadas foram branco/transparente (GEROLIN *et al.*, 2020).

3.4.3 Ocorrência de MP em diferentes compartimentos ambientais, Impactos no meio ambiente e na saúde humana

Os primeiros relatos sobre a presença de partículas plásticas no meio ambiente datam do final da década de 1960, quando pesquisadores identificaram fragmentos no estômago de aves marinhas (SCHMID *et al.*, 2021). Entretanto, o termo “microplástico” só foi introduzido em 2004, por Thompson *et al.*, para designar esses pequenos detritos (THOMPSON *et al.*, 2004). Por serem pequenos e pouco densos, os MPs podem facilmente ser transportados por ventos e correntes, dispersando-se entre ambientes aquáticos e terrestres e atingindo até regiões consideradas remotas.

A poluição atmosférica por MPs é um tema relativamente novo, mas que vem ganhando destaque entre os pesquisadores. Dentre os motivos pelos quais este assunto tornou-se interesse de investigação pode-se citar a capacidade de transporte destas partículas por longas distâncias. Um trabalho publicado em 2019, utilizou a avaliação de trajetória de massa de ar para demonstrar a capacidade dos MPs de serem transportados por até 95 km através da atmosfera (ALLEN *et al.*, 2019).

Informações como esta corroboram a hipótese de que nem mesmo áreas consideradas remotas e com baixa/inexistente atividade antrópica estão isentas da presença de estas micropartículas. Xiong *et al.* investigaram a presença de MPs em água superficial de um lago montanhoso dos EUA, onde foram detectadas, principalmente, fibras sintéticas nas amostras analisadas (XIONG *et al.*, 2022).

Como esperado, a contaminação microplástica também se faz presente em ambientes de geleiras. Pesquisadores investigaram a presença de MP no interior remoto da Antártida (Geleira Union, Geleira Scan e Polo Sul) e constaram a concentração de 73-3099 MP/L de neve analisado. Os pesquisadores

ressaltam, ainda, que os polímeros mais frequentemente detectados foram PA, PET, PE e borracha sintética (JONES-WILLIAMS *et al.*, 2025).

Considerando a elevada capacidade dos microplásticos de se dispersarem e alcançarem até mesmo regiões remotas, a avaliação de cenários influenciados por atividades antrópicas revela-se particularmente preocupante. Ao longo dos anos, muito esforço tem sido empenhado com objetivo de detectar e quantificar MPs nos mais diversos compartimentos ambientais (TABELA 3.1).

TABELA 3.1- Estudos comparativos sobre a presença de microplásticos em diferentes compartimentos ambientais.

Local / Região	Matriz	Método de amostragem	Método de Identificação	Tamanho MPs	Abundância	Referência
Rio						
Índia	Água superficial	Baldes	Microscopia óptica Raman	-	15,13 - 170± MPs/L	(KUMAR <i>et al.</i> , 2023)
Irlanda	Sedimento fluvial	Trado holandês	Estereomicroscópio ATR-FTIR	-	172,5±116 MPs/kg	(MURPHY <i>et al.</i> , 2022)
África do Sul	Água superficial Sedimento fluvial	Baldes Pás metálicas	Microscopia óptica ATR-FTIR	>250 µm	Água: 1,52 -5,1 MP/L Sedimento: 1587,50±599,32 MP/kg	(APETOGBOR <i>et al.</i> , 2023)
Alemanha	Água superficial	Bomba	Estereomicroscópio ATR-FTIR	0,3-5 mm	28 – 134 MPs/m ³	(BÜNGENER <i>et al.</i> , 2024)
China	Água superficial Sedimento fluvial	Baldes Pás metálicas	Estereomicroscópio Raman	>20 µm	Água: 1033- 8333 MPs/m ³ Sedimento: 120 – 840 MPs/kg	(ZHANG <i>et al.</i> , 2024)
Brasil	Sedimento fluvial	Amostrador de van Veen	Estereomicroscópio	0,063 – 5 mm	0 – 8178 MPs/kg	(GEROLIN <i>et al.</i> , 2020)
Estados Unidos	Sedimento fluvial	Pontar	Estereomicroscópio de fluorescência ATR-FTIR	-	2499 MPs/kg	(ADJORNOR <i>et al.</i> , 2024)
Mar						
China	Água do mar Sedimento marinho	Rede Nelson Amostrador de fundo	Estereomicroscópio MEV ATR-FTIR µ-FTIR	< 5 mm	Água: 0,44±0,21 MPs/m ³ Sedimento: 85±111,2 MPs/kg	(QI <i>et al.</i> , 2020)
Turquia	Água do mar	Rede de plâncton Sistema Kovacs	Estereomicroscópio ATR-FTIR	> 112µm	5,58±6,12 – 8,12±9,17 MPs/m ³	(ÖZTEKIN <i>et al.</i> , 2024)
Canadá	Gelo marinho	de Perfuração de Testemunhos de Gelo	Estereoscopia Raman	-	23±11 MPs/L	(D'ANGELO <i>et al.</i> , 2023)
Brasil	Sedimento marinho	Pás metálicas	Estereomicroscópio	1-5 mm	0,6 – 1385,6 MPs/m ²	(CARVALHO <i>et al.</i> , 2021)
Atmosfera						
Argentina	Água superficial	Rede de arrasto	Estereomicroscópio Raman	< 1 mm	0,3-1,9 MPs/m ³	(ALFONSO <i>et al.</i> , 2020)

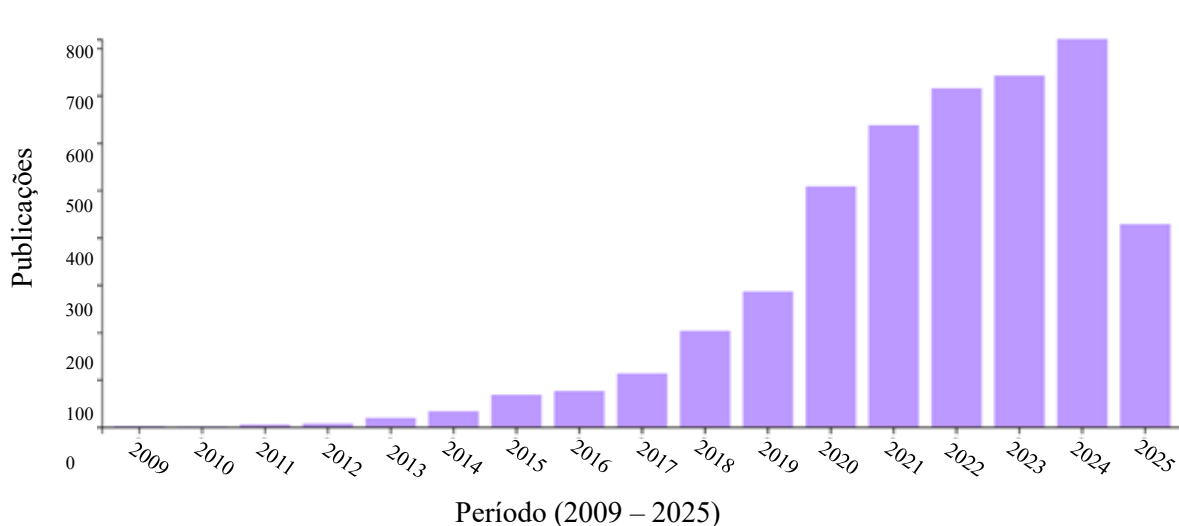
Continuação da Tabela 3.1

Holanda Uruguai	-	Água do mar	Rede Manta	Estereomicroscópio FTIR	0,5 – 2 mm	0,00035-0,58 MPs/m ³	(ANDERSEN <i>et al.</i> , 2024)
Índia		Ar atmosférico	Amostrador de alto volume	Estereomicroscópio de fluorescência μ-FTIR	525±747 μm 539±793 μm	1,30 – 1,46±0,12 MPs/m ³	(KAUSHIK <i>et al.</i> , 2024)
Espanha		Ar atmosférico	Bomba de vácuo em um avião	Estereomicroscópio μ-FTIR	10-1709 μm	Urbano: 65,4 MPs/m ³ Rural:13,8 MPs/m ³	(GONZÁLEZ- PLEITER <i>et al.</i> , 2021)
China		Ar atmosférico	Amostrador atmosférico	Estereomicroscópio μ-ATR-FTIR	10 – 4556 μm	0,0046 -0,064 MPs/m ³	(DING, J. <i>et al.</i> , 2022)
Organismos							
Paquistão		Aves aquáticas	-	Estereomicroscópio FTIR	>50 μm	44,6±15,8MPs/papo 57,05±18,7 MPs/moela	(BILAL <i>et al.</i> , 2023)

Fonte: Autor (2025).

No ambiente aquático, oceanos são os principais locais investigados. Uma busca na base “*Web of Science*”, usando os termos “*microplastic**” e “*ocean.*” retornou 4662 trabalhos envolvendo o tema de microplásticos em ambientes marinhos. Além disso, a avaliação do número de artigos publicados sobre o tema mostra que o interesse neste compartimento ambiental tem crescido nos últimos anos (Figura 3.6).

FIGURA 3.6- Número de publicações sobre a presença de microplásticos em oceanos nos últimos anos. Dados retornados pela busca dos termos "microplastic*" e "ocean." na base de dados Web of Science.



Pesquisadores indianos avaliaram a presença de MPs (abundância, distribuição e caracterização) em amostras de água e sedimento na costa da Baía de Bengala. Ao total, foram selecionados 21 pontos de amostragem, cobrindo uma faixa de aproximadamente 1200 km. Nas amostras de água, a concentração média de MPs foi de $5,3 \times 10^4$ partículas/km², enquanto nas amostras de sedimento a concentração média foi de 209 ± 99 partículas/kg. Em ambas as matrizes, a morfologia predominante foi fibra (77%) e os principais polímeros encontrados foram PE e PP (SAMBANDAM *et al.*, 2022).

Além do ambiente oceânico, corpos hídricos de água doce têm sido o escopo de pesquisas que visam contribuir com a elucidação do cenário da

poluição microplástica. Em 2021, um estudo conduzido na China avaliou a presença de MPs no Rio Songhua, onde a concentração variou de 1,09 a 15,97 itens/L (concentração média $5,72 \pm 4,02$ itens/L). Assim como na maioria dos trabalhos publicados, as morfologias predominantes foram fibras e fragmentos e os polímeros mais frequentemente detectados foram PE, PET e PS (TANG *et al.*, 2021).

No Brasil, embora o número de estudos voltado à contaminação por MPs de corpos hídricos no país ainda seja pequeno, frente ao cenário internacional, um crescente interesse dos pesquisadores nacionais sobre o tema tem sido observado nos últimos anos. Em um recente trabalho publicado por pesquisadores da Universidade Estadual de São Paulo, a influência da sazonalidade na presença de MPs foi avaliada em 3 localidades: o Rio Tietê (160 km a jusante da Cidade de São Paulo), um dos rios mais conhecidos no Estado de São Paulo; em uma lagoa marginal (Lagoa Tietê) e em um rio afluente (Rio do Peixe). Como previsto, a presença de MPs se confirmou nos três locais selecionados para estudo, tanto nas amostras de água quanto de sedimento. Nas amostras de água coletadas em abril, a maior concentração média de MPs foi observada no Rio Tietê ($500,7 \pm 273,69$ MPs/m³) enquanto na coleta do mês de agosto a maior concentração média de partículas foi registrada no Rio do Peixe ($228,0 \pm 45,36$ MPs/m³). Para as amostras de sedimento, coletadas apenas em abril, as maiores concentrações de MPs foram no Rio Tietê e na Lagoa Tietê, alcançando valores da ordem de 10^5 MPs/kg. Em ambas as matrizes, a morfologia predominante foi fibras, seguida por fragmentos e os tipos de polímeros mais observados foram PET, PE, Poliéster e PP (MARIANO *et al.*, 2025).

Embora a natureza ubíqua dos MPs seja inquestionável, os possíveis efeitos deletérios causados por essas partículas ainda são relativamente desconhecidos, tanto para saúde humana quanto para o meio ambiente. Todavia, uma revisão da literatura revela registros da presença destes contaminantes em diversos animais.

Em relação à contaminação dos seres humanos por microplásticos, três possíveis rotas de exposição são sugeridas: ingestão, inalação e contato dérmico, sendo a primeira considerada a mais importante (PRATA *et al.*, 2020).

Devido à grande presença de MPs em ambientes aquáticos e a possibilidade de transferência trópica das partículas, a ingestão alimentos previamente contaminados (e.g., peixes, frutos do mar, sal marinho, água potável) é considerada uma importante fonte de contaminação humana (FANG *et al.*, 2019; KANKANIGE; BABEL, 2020). Bessa *et al.* identificou a presença de microplásticos (98% fibras) em robalo, sargo e linguado (BESSA *et al.*, 2018). SHU *et al.* (2023) avaliaram a presença de microplásticos em 11 espécies de peixes comerciais e concluíram que > 85% dos MPs encontrados estavam alojados nas brânquias e intestinos dos organismos. O polímero mais observado pelos pesquisadores foi o PET. Além do consumo de alimentos previamente contaminados, a precipitação de poeira contendo MPs sobre os alimentos durante uma refeição também deve ser considerada como fonte significativa para a ingestão de microplásticos (CATARINO *et al.*, 2018).

É importante destacar que, independentemente da rota de exposição, a presença de microplásticos no corpo humano já foi reportada na literatura. Em 2021, pesquisadores italianos, utilizando a técnica de microespectroscopia Raman, detectaram 12 fragmentos (de 5 a 10 μm) de microplásticos em amostras de placenta humana, sendo 4 destes itens caracterizados como polipropileno (RAGUSA *et al.*, 2021). Além da presença em tecidos humanos, a biodisponibilidade dos MPs para entrar na corrente sanguínea foi atestada em um trabalho publicado em 2022, onde os pesquisadores determinaram a concentração de 1,6 $\mu\text{g/mL}$ de microplásticos em amostras de sangue (LESLIE *et al.*, 2022).

Devido à falta de pesquisas realizadas diretamente com humanos, os possíveis efeitos deletérios são avaliados em modelos experimentais, utilizando células, organoides e animais. Alguns estudos reportaram que a exposição de células à MPs causa estresse oxidativo, danos à membrana e ao DNA, acarretando,

em determinados casos, na mortalidade celular (LI *et al.*, 2023; RUBIO *et al.*, 2020).

Sobre os danos relacionados à presença destas partículas plásticas em animais, em 2018, Lei *et al.* publicaram um estudo sobre os efeitos da exposição de peixes e nematódeos à microplásticos, onde foi relatado que os MPs causaram danos intestinais, como rachaduras de vilosidade e divisão de enterócitos, induziram mortalidade, reduziram os níveis de cálcio intestinal e causaram disfunção reprodutiva nos animais testados. Os autores afirmaram ainda que os danos causados pelos MPs estão intimamente associados ao tamanho das partículas e não a sua composição química (LEI *et al.*, 2018). A toxicidade associada à composição química é contestada por muitos pesquisadores, uma vez que estes defendem a ideia de que, para a realização de testes de toxicologia, deve-se conhecer e levar em consideração, além do tamanho das partículas, outros aspectos como a composição química dos MPs, incluindo aditivos como corantes, retardadores de chamas e plastificantes (KUKKOLA *et al.*, 2021).

As aves também são afetadas pela contaminação por microplásticos. Kim *et al.* investigaram a presença de MPs no estômago e intestino superior de 14 filhotes de pinguim-gentoo mortos, na Ilha Rei George. Ao total, 378 fragmentos plásticos foram identificados, uma média de $27,0 \pm 25,3$ itens por indivíduo analisado (KIM *et al.*, 2023).

Além dos danos físicos que a presença de MPs causa em animais, estas micropartículas podem atuar, também, como carreadores de contaminantes (e.g., metais potencialmente tóxicos, fármacos, pesticidas), promovendo a migração da contaminação entre regiões, através de mecanismos de sorção/dessorção (GODOY *et al.*, 2020; TANG *et al.*, 2022). Um estudo mostrou que antibióticos como enrofloxacino e trimetoprima são capazes de se adsorver em microplásticos em concentrações de 1,229 – 1,698 mg/g e 1,110 – 1,306 mg/g, respectivamente, de forma espontânea e que condições ambientais de alta salinidade e alcalinidade favorecem a dessorção dos compostos na taxa de 20,65%

para o enrofloxacino e de 24,95% para a trimetoprima. Estes dados indicam que MPs adsorvidos com antibióticos podem colocar em risco ecossistemas marinhos, caso cheguem até o mar (LI *et al.*, 2025).

Wagstaff e Petrie avaliaram a dessorção da fluoxetina de MPs de PET em diferentes matrizes, tendo sido em fluido gástrico simulado a maior taxa de dessorção observada. Dentre as outras matrizes avaliadas, a ordem de dessorção foi: água do mar > fluido intestinal > água doce. Embora nesta última matriz a taxa de dessorção seja de 4 -11%, esta porcentagem ainda representa um transporte significativo do fármaco (WAGSTAFF; PETRIE, 2022).

Vale ressaltar que, além de transportar os contaminantes de uma região para outra, os microplásticos podem, ainda, liberar aditivos químicos utilizado na produção dos plásticos (e.g., pigmentos, plastificantes, retardantes de chama), uma vez que a liberação destes compostos é potencializada por processos como envelhecimento por abrasão física, radiação ultravioleta, biodegradação e oxidação química. A liberação destes compostos para o ambiente aquático pode ocorrer por meio de diversos processos, como: dessorção, troca iônica, complexação, dissolução, difusão e partição (DING, T. *et al.*, 2022).

3.5 MP em água e sedimentos: Amostragem, processamento e caracterização

3.5.1 Amostragem

Embora inúmeros trabalhos tenham investigado a presença e a toxicidade dos microplásticos em corpos hídricos, a discrepância entre resultados obtidos em laboratório e em campo, somada à ausência de metodologias padronizadas para determinação desses contaminantes em matrizes ambientais, dificulta a comparação de dados e a consolidação de um consenso sobre sua ocorrência e impactos.

O primeiro desafio consiste na escolha de um método de coleta adequado, considerando que os MPs apresentam composições e propriedades físico-químicas distintas, além de serem insolúveis e distribuídos de forma heterogênea na coluna d'água (MONTAGNER *et al.*, 2021). Atualmente, a coleta de amostras de água superficial pode ser realizada por métodos manuais ou automatizados, cada qual com vantagens e limitações (TABELA 3.2).

TABELA 3.2- Vantagens e desvantagens de técnicas de amostragem, de água para análise de microplásticos.

Técnicas de amostragem	Vantagens	Desvantagens	Exemplos de uso
Rede manta	Fácil operação; amostragem grandes volumes de água.	Equipamento caro; necessidade de embarcação; risco de entupimento e de contaminação das amostras.	(BERTOLDI <i>et al.</i> , 2021)
Rede de plâncton	Amostragem de volumes médios; limite de detecção de 100 µm; amostra coluna d'água.	Equipamento caro; necessidade de embarcação; risco de entupimento e contaminação; menor volume que rede manta.	(ABEYNAYAKA <i>et al.</i> , 2020)
Bomba de amostragem	Volume conhecido; pouco esforço; amostragem padronizada	Entradas pequenas; necessidade de energia elétrica; transporte difícil; amostragem pontual.	(PAKHOMOVA <i>et al.</i> , 2022)
Frascos ou garrafas	Não requer equipamento especializado; baixo custo; fácil uso.	Pequeno volume amostrado; necessário transporte até o laboratório.	(DUBAISH; LIEBEZEIT, 2013)
Amostragem discreta (Baldes)	Não requer equipamento especializado; fácil uso; baixo custo.	Processo trabalhoso e demorado; amostragem de volume médio; transferência manual de água.	(RYAN <i>et al.</i> , 2020)

Fonte: (CAMPANALE *et al.*, 2020; GESAMP, 2019). Adaptado

A escolha da técnica deve considerar fatores ambientais como — dimensão e hidrodinâmica do corpo hídrico — e características intrínsecas das partículas, incluindo morfologia, dimensão, distribuição e abundância, além do objetivo da pesquisa (KUMAR *et al.*, 2021). Na coleta de amostras de água, é fundamental que o volume obtido seja conhecido com precisão. No uso de redes, parâmetros como abertura da boca, distância percorrida e velocidade de arrasto devem ser previamente padronizados para garantir a reprodutibilidade dos resultados. Na

amostragem com baldes, o volume coletado pode ser aferido por balanças portáteis, aplicando-se correção com base na densidade da água.

Tamminga e colaboradores compararam a eficiência de arraste com rede manta e bombeamento no Lago Tollense (Alemanha) e concluíram que os métodos são mais complementares do que substituíveis, visto que cada um atende a objetivos específicos. A rede manta apresentou baixa retenção de fibras e de microplásticos de menor dimensão, o que dificultou o estabelecimento de um padrão geral de contaminação microplástica na área estudada, sendo, portanto, mais adequada para o monitoramento de partículas maiores. Por outro lado, a amostragem por bombeamento mostrou-se mais eficaz para a coleta de partículas plásticas pequenas, embora logisticamente mais complexo devido ao grande volume de amostras requerido.(TAMMINGA *et al.*, 2019).

Para sedimento, embora existam protocolos consolidados para contaminantes não plásticos, a poluição por MPs carece de padronização, inclusive quanto à preservação das amostras (ADOMAT; GRISCHEK, 2021). Assim, técnicas já utilizadas para outros poluentes vêm sendo adaptadas (TABELA 3.3).

TABELA 3.3- Vantagens e desvantagens de técnicas de amostragem de sedimento para análise de microplásticos.

Equipamento	Vantagens	Desvantagens	Exemplos de uso
<i>Corer</i> (testemunhador)	Coleta em ponto e profundidade definidos; adequado para superfícies duras; diversos modelos	Pode perturbar o sedimento se operado em alta velocidade	(MARTIN <i>et al.</i> , 2017)
Dragas	Amostra grandes áreas	Necessidade de embarcação; não é possível definir volume ou profundidade da camada de sedimento; perturbação do material sedimentar.	
Pegadores	Vários tamanhos e modelos disponíveis; grande volume amostrado; fácil operação	Profundidade de pende da composição do sedimento; possibilidade de bloqueio por detritos; perda de material fino	(MERGA <i>et al.</i> , 2020)

Fonte: (ADOMAT; GRISCHEK, 2021; BRANDER *et al.*, 2020; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2023). Adaptado.

Até o momento, não existe equipamento desenvolvido exclusivamente para coleta de MPs; contudo, os métodos disponíveis podem ser adaptados. Independentemente da escolha, recomenda-se adoção de procedimentos rigorosos para evitar contaminação e garantir integridade das amostras. Caso o uso de materiais plásticos seja inevitável, é fundamental registrar cor e composição polimérica para rastrear possíveis contaminações.

A coleta é uma etapa crítica em estudos sobre microplásticos em ambientes aquáticos. Sua execução cuidadosa é determinante para a confiabilidade dos resultados, assegurando que os dados obtidos possam embasar políticas públicas e estratégias eficazes de mitigação da poluição.

3.5.2 Processamento das amostras

O processamento das amostras tem por objetivo isolar as micropartículas plásticas para posterior caracterização. De forma geral, para amostras coletadas em ambientes aquáticos, envolve duas etapas: (I) separação das micropartículas e (II) remoção da matéria orgânica. Não existe uma padronização sobre a ordem de execução destas etapas, podendo variar conforme necessário, para adequar o procedimento às características das amostras.

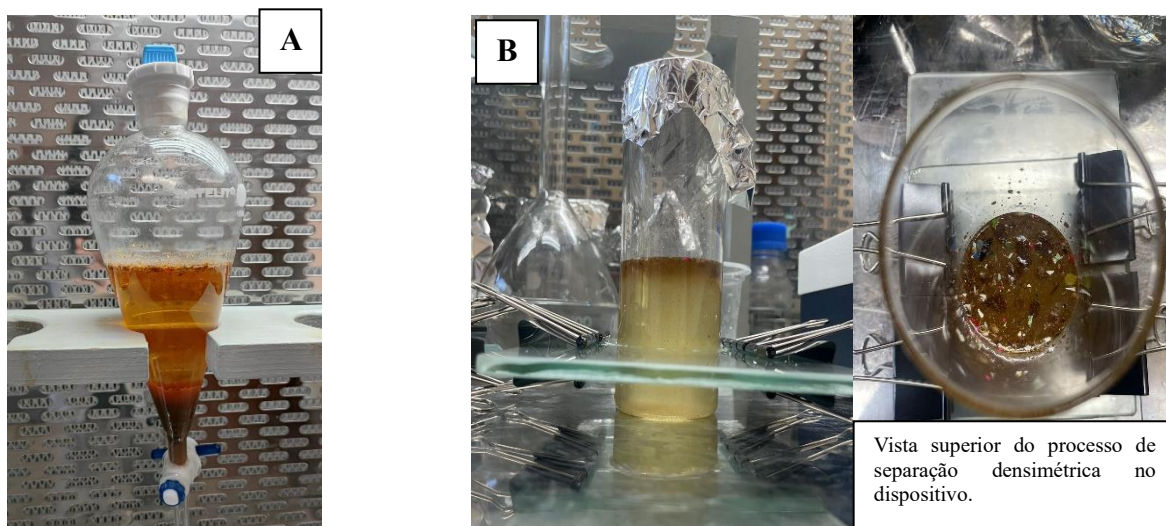
A separação das micropartículas pode ser feita por meio de diferença de densidade, fracionamento granulométrico e filtração. Esta etapa é frequentemente recomendada e de extrema importância, pois outros materiais presentes nas amostras podem ser facilmente confundidos com MPs durante a inspeção visual.

Tanto o procedimento de fracionamento granulométrico quanto o de filtração podem ser feitos tanto *in situ* quanto no laboratório e requerem o uso de peneiras/membranas com tamanhos de aberturas diferente.

A separação densimétrica geralmente é realizada no laboratório, com a adição de soluções salinas de densidades elevadas às amostras. Dentre as mais

usadas estão: NaCl ($d= 1,2 \text{ g/mL}$) ZnCl_2 ($d= 1,5 - 1,8 \text{ g/mL}$), NaI ($d= 1,6 - 1,8 \text{ g/mL}$) e ZnBr_2 ($d= 1,7 \text{ g/mL}$) (MONTAGNER *et al.*, 2021). A separação densimétrica é simples e pode ser realizado por centrifugação, em funil de separação (Figura 3.7-A) ou em dispositivos desenvolvidos (Figura 3.7- B).

FIGURA 3.7- Exemplos de separação por diferença de densidade utilizando: (A) funil de separação e (B) dispositivo para separação densimétrica.



Fonte: Autor (2025).

A escolha do sal deve levar em consideração alguns fatores importantes, como: custo-benefício, toxicidade, facilidade de manuseio e os polímeros de interesse a serem isolados (PRATA *et al.*, 2019).

Embora a separação por densidade seja, na maioria dos casos, eficiente para o isolamento de MPs, a presença de matéria orgânica pode interferir nos processos de quantificação e caracterização das partículas. A adesão de material orgânico às superfícies e a formação de bioincrustações podem alterar a densidade natural dos microplásticos ($0,8-1,6 \text{ g/mL}$) (KAISER *et al.*, 2017), fazendo com que eles se misturem ao restante da amostra. Esse efeito pode levar à subquantificação, uma vez que partículas com densidade modificada podem não ser recuperadas pelo método de separação densimétrica.

Assim, faz-se necessário incluir no procedimento de preparo de amostras a etapa de eliminação matéria orgânica presente, que pode ser feita por

meio de: digestão ácida ou alcalina, digestão enzimática, digestão térmica, uso de persulfato de sódio, reações com peróxido de hidrogênio, puro ou com catalisador (reagente Fenton) (PFEIFFER; FISCHER, 2020).

Um estudo publicado em 2024 comparou a eficiência do processo de digestão utilizando NH_3 , NaOH e reagente Fenton em um experimento controlado, com turfa representando a matéria orgânica natural. Como resultado, o reagente Fenton, nas condições otimizadas, foi preferível aos outros dois, uma vez que proporcionou maior eficiência de digestão (até 80%) e menor efeito sobre os MPs (ENENCHE *et al.*, 2024).

Embora no estudo conduzido por Enenche os efeitos sobre os MPs tenham sido mínimos, dados reportados na literatura evidenciam o reagente Fenton interfere de forma diferente em MPs prístinos e intemperizados, podendo ocasionar a digestão parcial ou completa destes últimos (AKHBARIZADEH *et al.*, 2025).

Para minimizar os impactos sobre os MPs ao utilizar o reagente Fenton, algumas medidas devem ser adotadas. Por se tratar de uma reação extremamente exotérmica, o monitoramento contante da reação deve ser feito, evitando que a temperatura ultrapasse os 60 °C, e caso necessário, o uso de banho de gelo também é recomendado (BRETAS ALVIM *et al.*, 2020).

Para amostras que possuem tecidos da biota em sua composição, tanto a digestão ácida quanto a alcalina são bastante recomendadas, pois apresentam bons resultados de degradação da matéria orgânica. Para matrizes cuja composição tenha celulose, lignina, tanino e quitina, por exemplo, reações com agentes oxidantes (H_2O_2 ou reagente Fenton) se mostraram bastantes promissoras, como discutido por Pfeiffer e Fischer (PFEIFFER; FISCHER, 2020).

Desta forma, fica claro que a eficiência do método de eliminação da matéria orgânica esta intrinsecamente relacionada às características da matriz.

3.5.3 Métodos de Caracterização dos Microplásticos

Após o isolamento, as micropartículas passam por processos de caracterização destinados à quantificação, determinação de suas características físicas (tamanho, morfologia e cor) e composição polimérica.

Para a determinação das características físicas das micropartículas, recomenda-se fortemente o uso de microscopias óptica, polarizada ou eletrônica (LUSHER *et al.*, 2017). O tamanho das partículas geralmente é baseado na sua maior dimensão, enquanto a classificação morfológica as agrupam em esferas, *pellets*, fibras, fragmentos e filmes. A tabela 3.4 apresenta uma das propostas mais comuns de categorização.

TABELA 3.4- Recomendação de nomenclatura para categorização de MPs baseado na característica física da partícula.

Morfologia	Características da partícula
Esferas	Cada ponto da superfície tem a mesma distância do centro.
Fragmentos	Partículas com formato irregular.
Filmes	Planar, significativamente menor em uma dimensão do que nas outras.
Fibras	Significativamente mais longa em uma dimensão do que larga em duas.

Fonte: (HARTMANN *et al.*, 2019). Adaptado.

A categorização baseada na cor, embora frequente, não deve ser usada isoladamente, uma vez que a percepção visual é subjetiva e partículas degradadas podem apresentar branqueamento, alterando sua tonalidade original. Assim, recomenda-se cautela e, quando possível, uma escala padronizada de cores (LUSHER *et al.*, 2017).

A caracterização física, predominantemente executada de forma manual e baseada em observações visuais, está sujeita a subjetividade e variabilidade entre analistas, podendo levar a falsos-positivos – casos em que partículas não poliméricas são classificadas erroneamente como plásticas. Para

minimizar este risco e evitar a superestimação dos resultados, recomenda-se a determinação da composição polimérica por métodos complementares.

Abordagens simples e de baixo custo, como a determinação do ponto de fusão com agulha aquecida ou a secagem/liofilização das partículas para remoção de material orgânico, podem ser usadas como triagem inicial (LUSHER *et al.*, 2017). No entanto, para a determinação exata do polímero, é necessária a aplicação de técnicas instrumentais mais robustas, como: cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas por pirólise (PY-GC-MS), espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), espectroscopia Raman.

Entre essas, a Py-GC-MS destaca-se por permitir a detecção e quantificação de MPs sem restrição de tamanho (OKOFFO *et al.*, 2022). Em 2021, pesquisadores utilizaram a técnica para identificar poliestireno em sedimentos bentônicos de área sublitoral da Itália, em concentrações de 8-65 ppm (CASTELVETRO *et al.*, 2021). ZHONG *et al.* (2022) aplicaram o método para análise de PA6 e PA66 em moluscos aquáticos, obtendo limites de detecção de 0,02 e 0,06µg/g e limites de quantificação de 0,06 e 0,2 µg/g , respectivamente, comprovando a sua aplicabilidade tanto qualitativa quanto quantitativa em organismos vivos.

A espectroscopia FTIR na modalidade ATR (reflectância total atenuada), recomendada para análise de partículas > 500 µm, é um método econômico, não destrutivo e que não reque preparo de amostras (VEERASINGAM *et al.*, 2021). GRAY *et al.* (2018) aplicaram a técnica em fragmentos coletados em estuários da Carolina do Sul, identificando polímeros como poliestireno, polipropileno, polietileno, poliéster e poliamida/Nylon. Os autores ressaltam, ainda, que a identificação da composição polimérica das fibras não foi possível devido aos seus pequenos tamanhos, evidenciando que a limitação da técnica está diretamente relacionada ao tamanho das partículas. Resultados semelhantes foram reportados por DILSHAD *et al.* (2022) em água

superficial e sedimento paquistanês, onde foram identificados, além de PP e PE, PET, PMMA, EVA e látex.

A espectroscopia Raman, um método de espectroscopia vibracional baseado no espalhamento inelástico de luz, por sua vez, oferece maior cobertura espectral, maior sensibilidade a grupos apolares, menor interferência de água, bandas mais estreitas e melhor resolução espacial (submicrométrica), permitindo análise de partículas < 20 µm (ARAUJO *et al.*, 2018). AKDOGAN *et al.* (2023) aplicaram a técnica em amostras do Rio Ergene (Turquia) e verificaram que 28% das partículas presentes na água eram PET, enquanto no sedimento a predominância foi PS (56%). Apesar dessas vantagens, a espectroscopia Raman apresenta relação sinal-ruído inerentemente baixa e possibilidade de degradação térmica da partícula. Além disso, atenção especial deve ser dada à escolha do laser, uma vez que o comprimento de onda interfere diretamente na intensidade do sinal e na fluorescência da amostra (ARAUJO *et al.*, 2018; WAHADOSZAMEN *et al.*, 2015).

A escolha da técnica de caracterização influencia diretamente a precisão e comparabilidade dos dados. Métodos como a microscopia são fundamentais para a triagem inicial, no entanto, a dependência de operador e a ausência de padronização podem levar a incertezas e falsos-positivos.

Técnicas de decomposição térmica, como Py-GC-MS oferecem alta especificidade e quantificação total, mas demandam infraestrutura avançada, além de ser destrutiva. Técnicas espectroscópicas, como FTIR e Raman, são complementares: a primeira possibilita a análise de partículas maiores com baixo custo, enquanto a segunda possibilita a análise de partículas menores, porém necessita da determinação de condições operacionais que garantam a não degradação da amostra.

Assim, fica evidente que não há metodologia capaz de atender todas as necessidades analíticas, sendo recomendado, sempre que possível, a combinação metodológica. O uso de várias técnicas complementares reduz a

ocorrência de erros, amplia a faixa de tamanho de partículas passíveis de análise, além de possibilitar a comparação entre estudos, contribuindo para o avanço da pesquisa acerca da poluição microplástica.

Neste trabalho serão priorizadas as técnicas de microscopia óptica, ATR-FTIR e Py-GC-MS devido a disponibilidade laboratorial e a faixa de tamanho das partículas presentes nas amostras coletadas.

4 Controle e garantia de qualidade

Os procedimentos de garantia e controle de qualidade (QA/QC) são fundamentais em estudos envolvendo a determinação de MPs devem ser incorporados à rotina laboratorial, independentemente da abordagem metodológica adotada. O objetivo central desses procedimentos é minimizar a influência das contaminações externa e cruzada na quantificação das partículas, assegurando precisão, robustez e reprodutibilidade dos resultados, além de conferir confiabilidade aos dados reportados (BRANDER *et al.*, 2020).

Entre as principais fontes potenciais de contaminação destacam-se o próprio analista e o ambiente de manuseio das amostras, o que reforça a necessidade de protocolos rigorosos de controle. Ao total, um conjunto de 9 procedimentos foram implementados no laboratório durante o desenvolvimento deste trabalho: (1) uso de roupas de algodão totalmente brancas, jaleco de algodão e luvas nitrílicas sem pó durante a manipulação das amostras; (2) preferência para uso de materiais de vidro ou metal. Sempre que possível, o uso de materiais plásticos foi evitado; (3) limpeza e descontaminação dos equipamento e materiais usados antes do início dos procedimentos; (4) filtração de todos os reagentes líquidos usados, incluindo a água ultrapura; (5) cobertura das amostras, dos recipientes/equipamentos (papel alumínio ou placa de Petri); (6) processamento das amostras, preparo e filtração das soluções foram feitos em uma sala limpa, equipada e desenvolvida exclusivamente para trabalhos com MPs; (7) realização de branco do procedimento para cada conjunto de amostras processado; (8) exposição ao ar de membrana de MCE úmida durante todo o período de manuseio das amostras; (9) troca/lavagem de materiais entre uma amostra e outra.

A implementação de conjuntos de procedimentos destinados a evitar contaminação externa e cruzada, durante o manuseio das amostras no laboratório, tem sido adotada em diversos trabalhos. Revisões publicadas sobre o assunto reuniram as metodologias/conjunto de procedimentos mais usuais reportados na

literatura (GAO *et al.*, 2023; PRATA *et al.*, 2021). Devido à ausência de protocolos experimentais padronizados para desenvolvimento de trabalhos com MPs, cada grupo de pesquisa adota/propõe procedimentos para assegurar a qualidade dos seus resultados, condizente com a rotina e condições laboratoriais. No entanto, de forma geral, o uso de jalecos de algodão, limpeza e descontaminação dos materiais e equipamentos, preferência por materiais de vidro ou metal e o uso de papel alumínio para isolamento das amostras são medidas preventivas bastantes comuns (FAN *et al.*, 2021; HE *et al.*, 2021; PASQUIER *et al.*, 2023).

5 Ensaios de ecotoxicidade

A principal característica dos microplásticos - seu reduzido tamanho confere-lhes elevada biodisponibilidade, sobretudo em ambientes aquáticos, onde podem ser ingeridos por organismos de diferentes níveis tróficos. Essa facilidade de ingestão tem sido amplamente documentada em peixes, moluscos, crustáceos e organismos bentônicos (GONZALEZ-PINEDA *et al.*, 2025; PATEL *et al.*, 2025; SIDDIQUE *et al.*, 2025; ZHAO *et al.*, 2024).

Uma vez internalizados, os MPs podem causar efeitos físicos diretos, como lesões no trato digestivo, redução da capacidade alimentar e obstruções, além de servirem como vetores de contaminantes químicos adsorvidos em sua superfície (JABEEN *et al.*, 2018; WRIGHT *et al.*, 2013). A presença dessas partículas em diferentes níveis da cadeia alimentar evidencia o potencial de transferência trófica, sugerindo riscos de bioacumulação e biomagnificação (BHATT; CHAUHAN, 2023) Essa capacidade de dispersão e transferência ao longo da teia alimentar reforça o caráter emergente dos MPs como contaminantes ambientais de preocupação global, sendo possível dizer que têm o comportamento de um poluente global

5.1 *Chironomus sancticaroli*

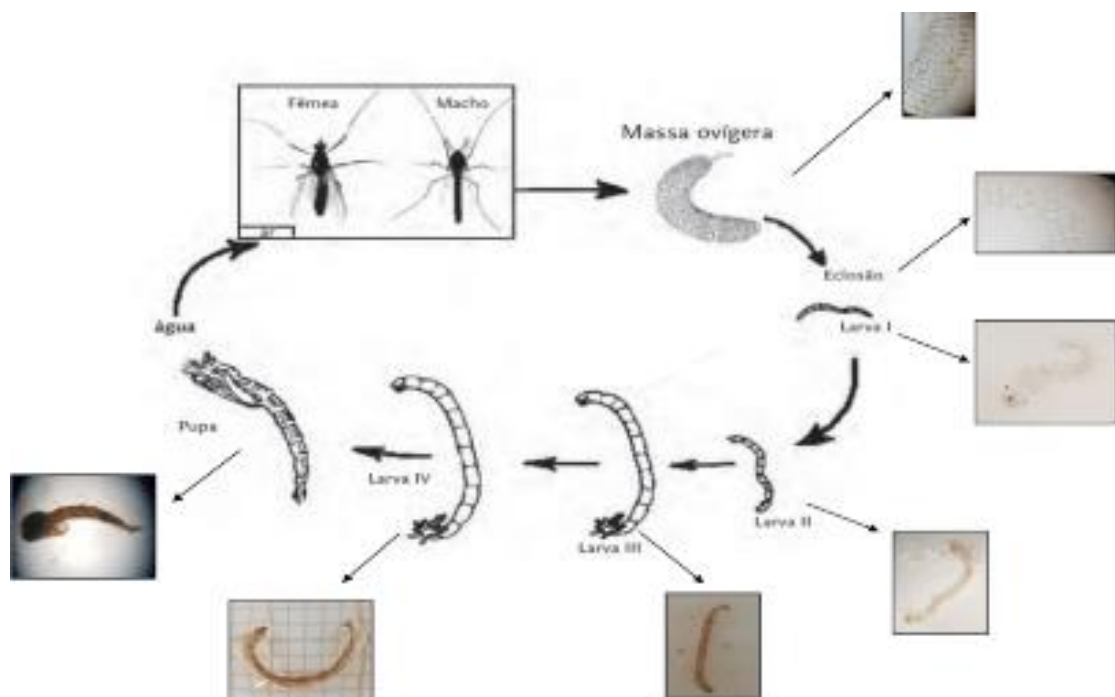
Pertencente à Família Chironomidae, a espécie *Chironomus sancticaroli* foi descrita por Strixino e Strixino em 1981 a partir de exemplares coletados no município de São Carlos, SP.

Usados como indicadores bentônicos da qualidade do sedimento, o *C. sancticaroli* apresenta 4 fases de desenvolvimento: ovo, larval (I instar, II instar, III instar e IV instar), pupa e adultos (mosquitos) (Figura 5.1).

O ciclo de vida destes organismos tem início com a deposição dos ovos em massas gelatinosas pelas fêmeas fertilizadas, seguido pelo

desenvolvimento embrionário do ovo, que se inicia na gelatina e dura, aproximadamente, 40 horas. A etapa seguinte, a larval, composta por 4 instares, é temperatura dependente e sua duração pode variar de semanas até 1 ano, em regiões frias. O terceiro estágio de desenvolvimento, as pupas, emergem em poucos segundo. Quando adultos, estes organismos vivem poucos dias e não costumam se alimentar (STRIXINO, 1980).

FIGURA 5.1- Ciclo de vida os *Chironomus sancticaroli* mostrando a desova, os 4 instares da fase larval e a fase adulta de machos e fêmeas.



Fonte: (BERNEGOSSI; CORBI, 2019)

Em condições de temperatura e fotoperíodos ideais, o ciclo de vida do *Chironomus sancticaroli* completa-se entre 15 e 30 dias (BROVINI *et al.*, 2023; STRIXINO, 1980).

O uso desta espécie em estudo ecotoxicológicos tem aumentado, principalmente por devido ao fato de poderem ser mantidos em laboratórios e produzir farias gerações por ano. Na literatura, encontram-se registros de testes para avaliar os efeitos dos mais diversos tipos de contaminantes em ambientes aquáticos, como pesticidas, fármacos e diversos tipos de microplásticos

(BROVINI *et al.*, 2023; CASTRO *et al.*, 2022; FELIPE *et al.*, 2021; PALACIO-CORTES *et al.*, 2022; PINTO *et al.*, 2021; QUEIROZ *et al.*, 2022; RANIBORGES *et al.*, 2023).

6 Parte experimental

6.1 Área de estudo

6.1.1 Rio Monjolinho

Localizado na cidade de São Carlos, o Rio Monjolinho nasce no bairro Douradinho e desagua no Rio Jacaré-Guaçu, na divisa com o município de Ribeirão Bonito (Figura 6.1). Com aproximadamente 43,25 km de extensão, ao longo de sua trajetória percorre áreas urbanas e rurais, recebendo diversos afluentes que formam microbacias, sendo estes: Córrego Santa Maria do Leme, Córrego do Tijuco Preto, Córrego do Mineirinho, Córrego do Gregório, Córrego do Medeiros, Córrego da Água quente e o Córrego da Água fria (DENISE DE FREITAS; SILVIA APARECIDA MARTINS DOS SANTOS, 2021; FREITAS; SANTOS, 2021).

FIGURA 6.1- Localização do Rio Monjolinho na cidade de São Carlos- SP.

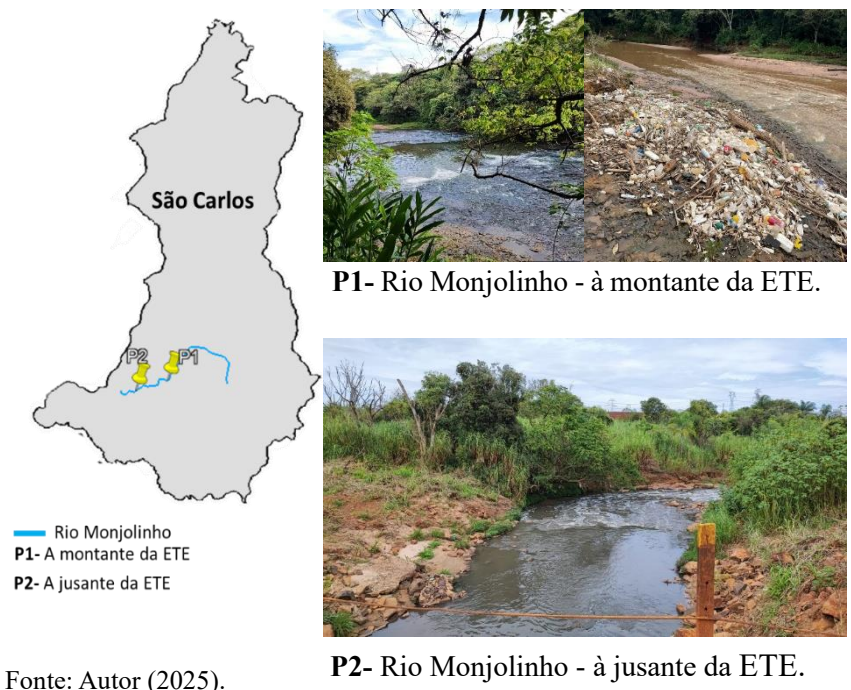


Fonte: Autor (2025).

Historicamente, o Rio Monjolinho contribuiu diretamente para o desenvolvimento do município de São Carlos, principalmente por ter abrigado a primeira usina hidroelétrica do estado de São Paulo, em 1893, que segue em operação. Atualmente, o rio continua sendo uma fonte relevante para o sistema de abastecimento da cidade, respondendo por 32% (160 L/s) do volume total de água enviado para a Estação de Tratamento de Água do Saae (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000).

No início dos anos 2000 o lançamento de esgoto não tratado no rio Monjolinho configurava uma situação preocupante do ponto de vista ambiental, por ameaçar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos do local. Este cenário foi transformado a partir de dezembro de 2008, com a inauguração da ETE Monjolinho. Funcionando 24 horas/dia, a ETE trata, atualmente, cerca de 625 litros de esgoto por segundo, com 95% de eficiência na remoção da matéria orgânica. Dois pontos foram selecionados no Rio Monjolinho para o desenvolvimento deste trabalho (Figura 6.2).

FIGURA 6.2- Localização dos pontos de coleta no Rio Monjolinho com suas paisagens associadas no local de estudo.



Fonte: Autor (2025).

O ponto P1 (-22,0238340; -47,9162040), localizado a montante da ETE do Monjolinho, está situado em uma área residencial da cidade, com tráfego constante de pessoas e veículos. O ponto P2 (-22,0352440; -47,9574690) está localizado a jusante da ETE. A paisagem circundante é predominantemente rural, caracterizada por atividades agrícolas, principalmente plantação de cana-de-açúcar.

A seleção destes pontos foi baseada em suas localizações estratégicas com o objetivo de avaliar, principalmente, a contribuição da ETE no lançamento de MPs nos corpos hídricos.

6.1.2 Rio Jundiaí

O Rio Jundiaí está localizado na bacia do Rio Jundiaí, uma sub-bacia das Bacias Hidrográficas do Rio Piracicaba, Capivari e Jundiaí (BH-PCJ). Esta sub-bacia, situada próxima a região metropolitana de São Paulo e Campinas, conta com uma extensão de 1.154 km² e em seu território existem 11 municípios: Atibaia, Cabreúva, Campo Limpo Paulista, Indaiatuba, Itu, Itupeva, Jarinu, Jundiaí, Mairiporã, Salto e Várzea Paulista (Figura 6.3) (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).

FIGURA 6.3- Localização da sub-bacia Jundiáí em relação à Bacia Hidrográfica Piracicaba, Capivari e Jundiáí e os municípios pertencentes à sub-bacia Jundiáí.



Fonte: (CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA, 2020).(Adaptado).

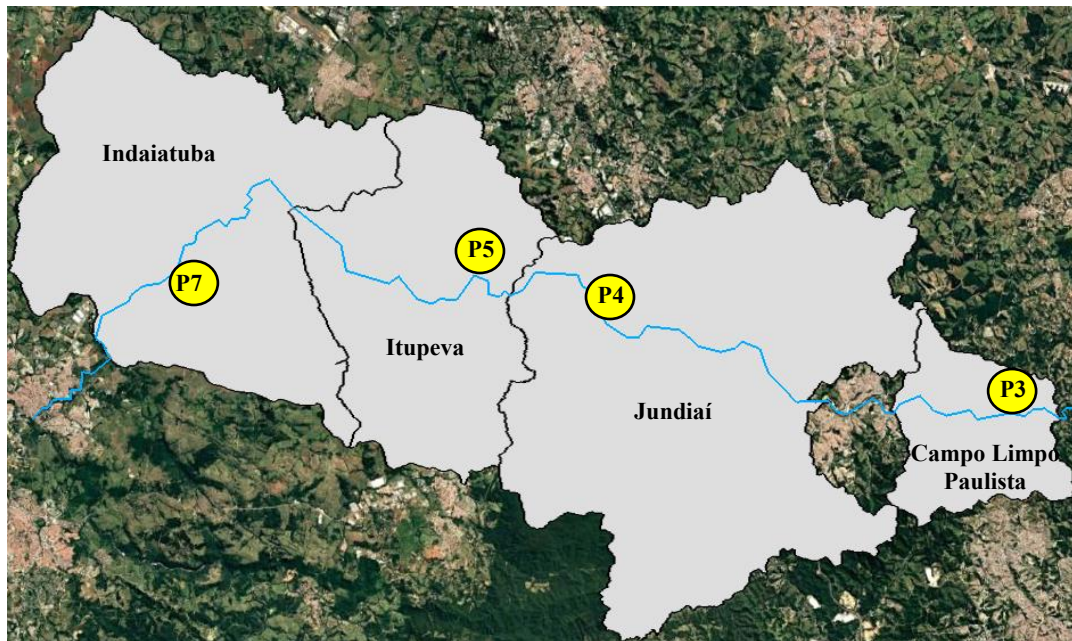
Com sua nascente localizada no município de Mairiporã, o Rio Jundiáí possui cerca de 123 km de extensão e percorre uma região bastante populosa e de grande desenvolvimento econômico, mas com pouca água disponível para captação. Os pontos selecionados ao longo do Rio Jundiáí (P3, P4, P5 e P7) contemplam as cidades de Campo Limpo Paulista, Jundiáí, Itupeva e Indaiatuba (Figura 6.4).

As amostragens no Rio Jundiáí tiveram início na cidade de Campo Limpo Paulista. O ponto amostral P3 (-23,2098240; -46,7399600) situa-se próximo a uma rodovia, relativamente afastado do centro urbano, com seu entorno predominantemente ocupado por propriedades rurais. Assim, este ponto foi selecionado com o objetivo de representar o “marco zero” da influência antrópica na presença de MPs no rio.

Na cidade de Jundiáí, o ponto P4 (-23,163205; -46,965871) situa-se em uma área residencial do município, com intensa atividade urbana, além de estar localizada a montante da ETE de Jundiáí. O ponto P5 (-23,139167; -47,037733) no município de Itupeva está localizado em uma região aglomeração

urbana. Seu entorno é predominantemente composto por construções residenciais, com alguns empreendimentos industriais ao redor. Adicionalmente, situa-se a jusante da ETE de Jundiaí.

FIGURA 6.4- Localização dos pontos selecionados para coleta das amostras ao longo do Rio Jundiaí.



— Rio Jundiaí; P3- Campo Limpo Paulista; P4- Jundiaí- a montante da ETE; P5- Itupeva- a jusante da ETE; P7- Indaiatuba- Distrito Industrial.

Fonte: Autor (2025).

Assim como a seleção dos pontos amostrais do Rio Monjolinho, os pontos P4 e P5 foram selecionados com o objetivo de averiguar a contribuição das ETEs como fonte de poluição microplástica em corpos hídricos.

O último ponto ao longo do Rio Jundiaí, o P7 (-23,1381500; -47,2172240) localiza-se em Indaiatuba, na região do distrito industrial da cidade. Seu entorno é caracterizado intensa atividade industrial de diversos setores e por tráfego de automóveis.

A figura 6.5 mostra a paisagem associada de cada ponto de coleta selecionado para o desenvolvimento do trabalho.

De acordo com dados da literatura, o nível de degradação do Rio Jundiaí é crescente do P3 até o P5, partindo de um nível médio de poluição no P3. Dos quatro locais selecionado para estudo ao longo do Rio Jundiaí, os pontos P5 e P7 encontram-se em regiões de alto índice de poluição e de intensa atividade industrial (DE SOUSA *et al.*, 2014).

FIGURA 6.5- Paisagem associada dos pontos amostrais selecionados ao longo do rio Jundiaí.



P3- Campo Limpo Paulista



P4- Jundiaí- A montante CSJ



P5- Itupeva- À jusante CSJ



P7- Indaiatuba- Distrito Industrial

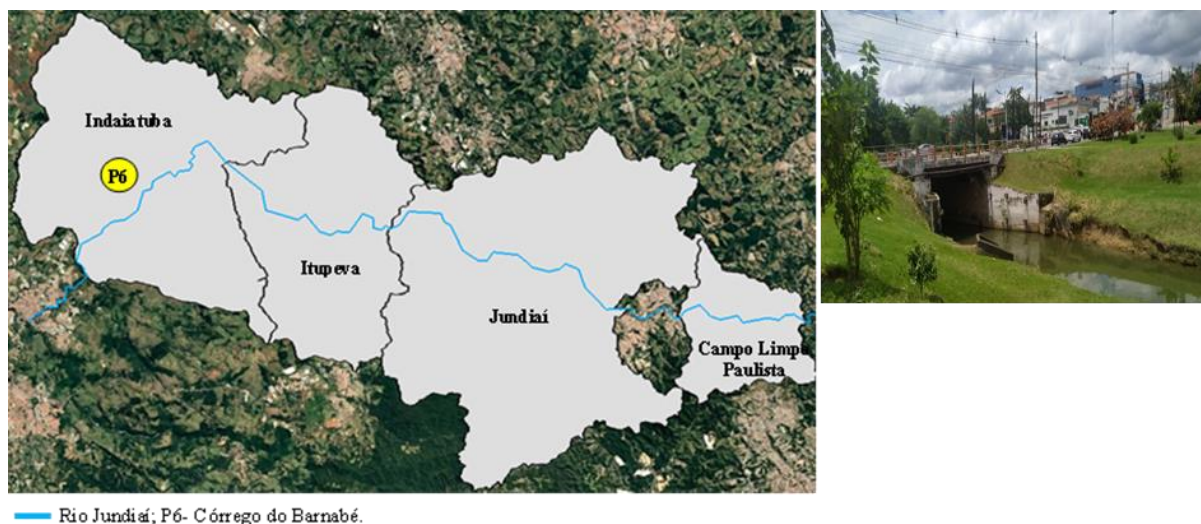
Fonte: Autor (2025).

6.1.3 O Córrego do Barnabé

O ponto amostral P6 (-23,1179430;-47,2327730) está situado no Córrego do Barnabé, um manancial de classe 2 (Figura 6.6). Localizado na região

central do município de Indaiatuba, com aproximadamente 11 km de extensão, este córrego nasce na Lagoa Preta, no bairro Mato Dentro e atravessa todo Parque Ecológico de Indaiatuba em direção ao rio Jundiá, do qual é afluente.

FIGURA 6.6- Localização e paisagem associada do ponto amostral situado no Córrego do Barnabé.



Fonte: Autor (2025).

Com disponibilidade hídrica de $360 \text{ m}^3/\text{h}$, este manancial é utilizado para a captação de água para abastecimento da região mais populosa da cidade.

A paisagem associada do córrego é predominantemente caracterizada por intensa atividade urbana, com elevado número de prédios comerciais, residenciais, e tráfego de automóveis. Além disso, o parque ecológico é bastante frequentado pela população local para realização de atividades esportivas e de lazer (Figura 6.6).

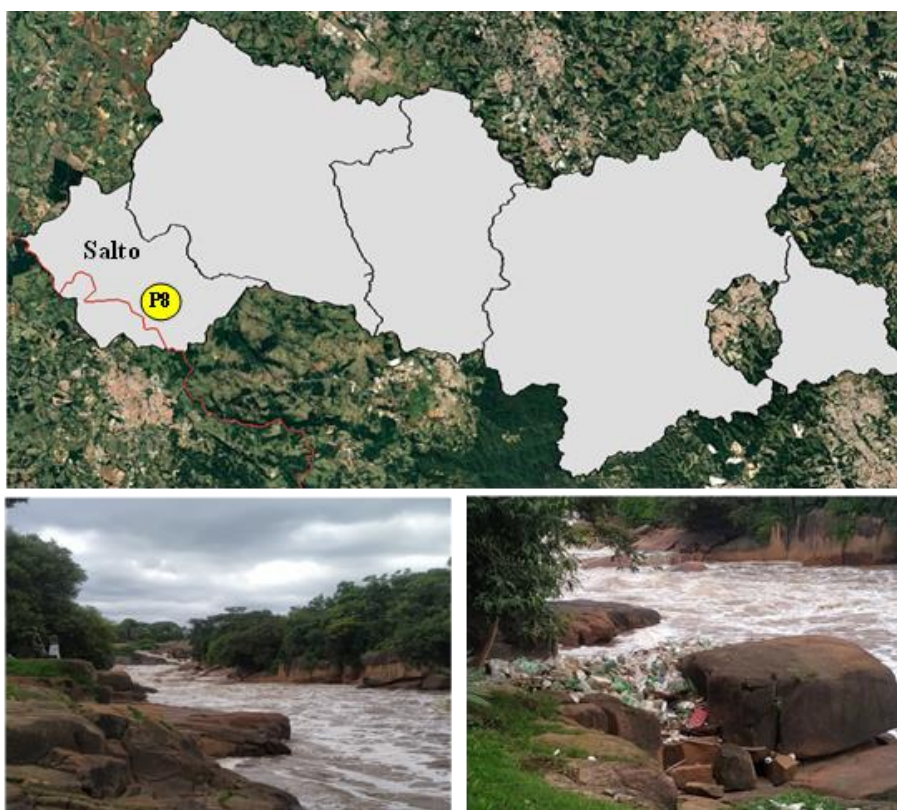
6.1.4 Rio Tietê

Um dos mais conhecidos do estado de São Paulo, o rio Tietê nasce no município de Salesópolis e percorre cerca de 1100 km até desaguar no rio Paraná, em Itapura (SP).

O trecho do rio Tietê que passa pelo município de Salto convive com elevadas cargas de poluição, devido às contribuições da região metropolitana da grande São Paulo. Tal fato pode ser observado pela presença excessiva de espumas no rio, resultante da carga orgânica e de detergentes vindos de regiões a montante.

O ponto amostral P8 (-23,207922;-47,297942) está localizado próximo a região central do município de Salto, no Complexo Turístico da Cachoeira (Figura 6.7).

FIGURA 6.7- Localização e paisagem associada do ponto de coleta em Salto.



P8- Rio Tietê-Salto.

Fonte: Autor (2025).

A composição da paisagem associada ao ponto de coleta é majoritariamente de atividades urbanas, uma vez que está localizado dentro de um complexo turístico.

6.2 Coleta das amostras

Ao total, foram realizadas 4 campanhas para coleta das amostras. A primeira, em junho de 2022, contemplou os pontos P2, P3, P5, P6 e P7. Os demais sites amostrais não fizeram parte da primeira campanha pois foram acrescentados ao trabalho posteriormente. A segunda feita em fevereiro e março de 2023. Nesta ocasião, todos os oito pontos amostrais foram contemplados. Em 2024 foram feitas as campanhas três e quatro, em março e outubro, respectivamente, contemplando todos os pontos amostrais.

Ressalta-se que a campanha prevista para o segundo semestre de 2023 foi cancelada em virtude do aumento expressivo nos casos de febre maculosa e até de óbitos, registrados nas áreas de desenvolvimento da pesquisa naquele período. A decisão pelo cancelamento teve como objetivo preservar a segurança e o bem-estar da equipe envolvida nas atividades de campo.

Tanto o procedimento de amostragem de água quanto o procedimento de amostragem de sedimento foram baseados nas orientações publicadas pelo NOAA (MASURA *et al.*, 2015).

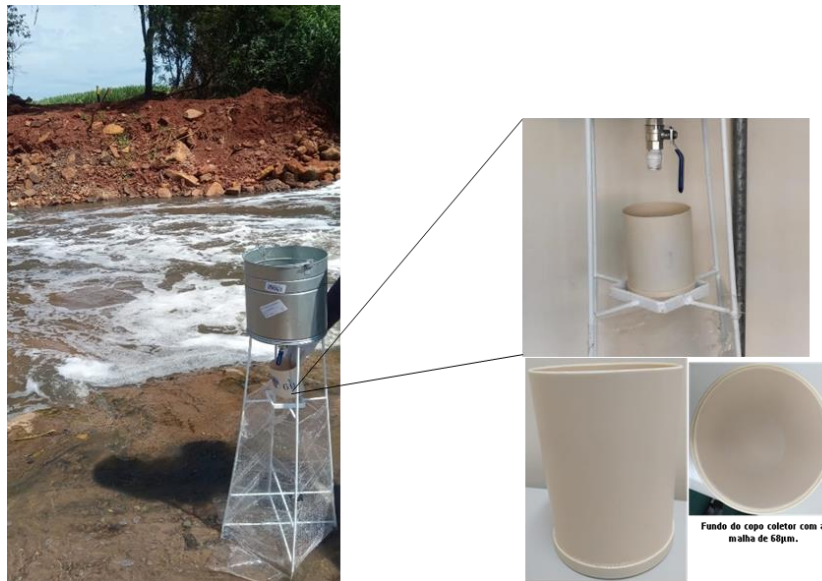
6.2.1 Amostragem de água

A metodologia selecionada para a coleta das amostras de água foi a amostragem com balde, devido a possibilidade de acesso à margem dos rios.

Na parte superior de uma estrutura metálica foi acoplado um balde chuveiro metálico para facilitar a filtração da água coletada. Na parte central do suporte metálico, alinhado a saída do balde chuveiro, foram colocados copos coletores ($d = 100$ mm) com malha de $68 \mu\text{m}$ em uma das extremidades. (Figura 6.8).

Com o objetivo de evitar a entrada de partículas maiores que 5 mm no sistema e preservar a integridade da malha do copo coletor, uma peneira de aço inoxidável com malha de 5mm foi posicionada dentro do balde chuveiro.

FIGURA 6.8- Sistema utilizado para coleta de amostras de água e copo coletores equipados com malha de fitoplâncton de 68 μ m.



Fonte: Autor (2025).

Um balde metálico de 10 L de capacidade e uma balança de mão foram usados para coletar as amostras de água (Figura 6.9).

FIGURA 6.9- Representação esquemática do procedimento de amostragem de água e aferição da massa coletada.



Fonte: Autor (2025).

Em todos os pontos as amostras foram coletadas em triplicatas, totalizando, cerca de 900 litros de água.

As coletas foram realizadas em triplicata e o volume final foi estimado pela pesagem individual de cada balde amostrado, totalizando aproximadamente 300 litros de água por copo coletor (≈ 900 L por ponto).

Ao término, os copos coletores foram envoltos com papel alumínio e transportados ao laboratório, onde foram armazenados sob refrigeração ($4\text{ }^{\circ}\text{C}$) até o momento das análises.

6.2.2 Amostragem de sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio de um cano PVC (altura 2,30 m, $d = 5,0$ cm), que serviu como uma sonda coletora (Figura 6.10).

FIGURA 6.10- Representação do procedimento de amostragem de sedimento.



Fonte: Autor (2025).

A abertura inferior do cano foi arrastada no fundo do rio, acumulando sedimento em seu interior. Pela abertura oposta, o excesso de água foi desprezado e o material sólido retido foi transferido para um recipiente de alumínio.

As amostras foram devidamente embaladas e transportadas ao laboratório, onde permaneceram armazenadas sob refrigeração (4 °C) até o início do processamento.

6.3 Controle de Qualidade

6.3.1 Limpeza dos materiais

Para assegurar a qualidade e a veracidade dos resultados obtidos durante o desenvolvimento do trabalho, alguns procedimentos em relação às vidrarias e utensílios foram implementados na rotina laboratorial.

Todos os materiais utilizados tanto na coleta quanto no processamento das amostras foram previamente descontaminados. Foram lavados com uma solução de detergente neutro (Extran MA 02 Merck) 2% (v/v), compressa de gaze hospitalar não estéril 100% algodão (Cremer) e posteriormente enxaguados com água corrente em abundância. Em seguida, o material foi enxaguado com 5 alíquotas de água ultrapura seguido de 5 alíquotas de solvente orgânico (acetona ou etanol).

Os materiais volumétricos secos foram embalados em papel alumínio e armazenados em recipientes fechados enquanto os não volumétricos foram embalados em papel alumínio, levados à mufla por 4 horas, a uma temperatura de 400 °C. Após o resfriamento foram armazenados em recipientes fechados.

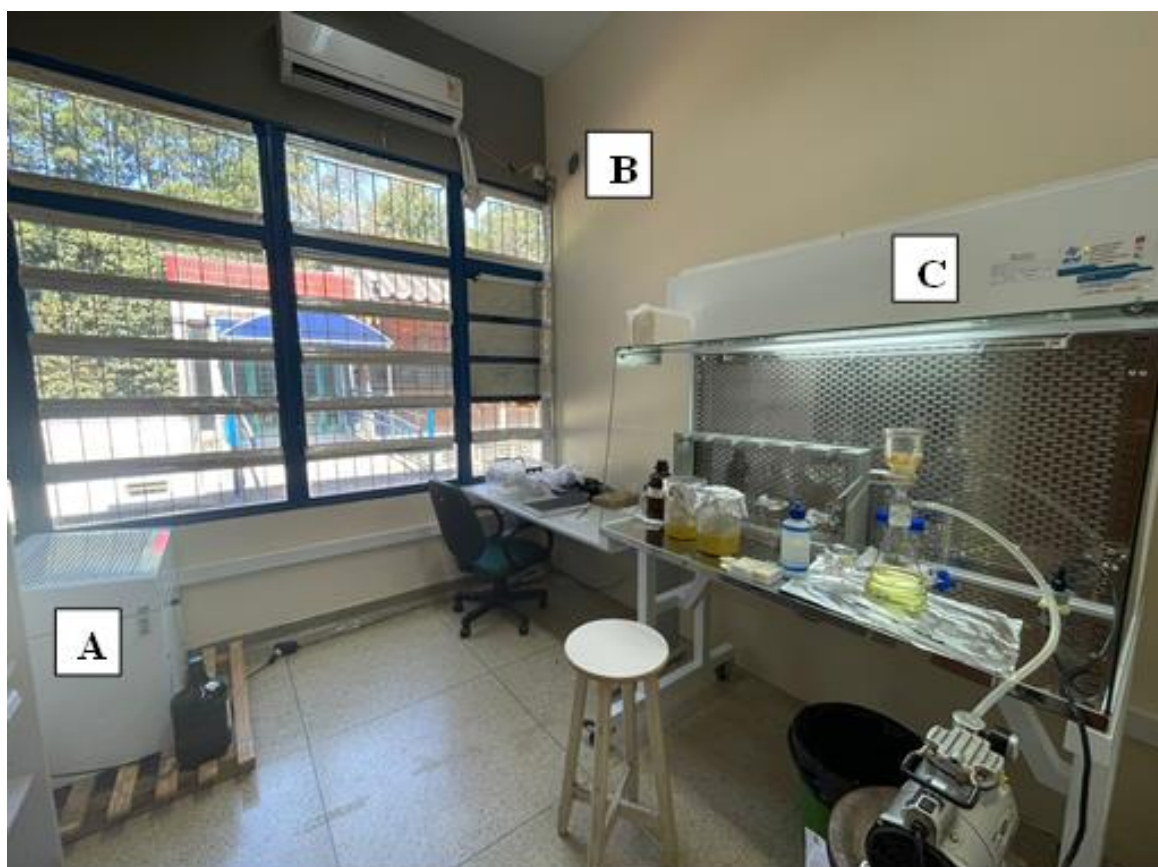
6.3.2 Sala limpa, controle de vestimenta e manuseio da amostra

Todo o procedimento de manipulação e preparo das amostras foi feito em um local projetado para esta finalidade. O espaço conta com um insuflador de

ar, uma capela de fluxo horizontal com iluminação UV e com uma unidade de descontaminação com eficiência mínima de 99,99% para a retenção de partículas com diâmetro maior ou igual a 0,3 μm (Figura 6.11).

Esta sala foi estruturada e equipada com verba da universidade e da reserva técnica institucional gerada no projeto regular número do processo FAPESP: 2018/04820-6.

FIGURA 6.11- Sala de preparo de amostras equipada com unidade descontaminante (A), insuflador (B) e capela de fluxo horizontal (C).



Fonte: Autor (2025).

Em relação às vestimentas, durante todo o período de manipulação das amostras no laboratório, foram utilizados jalecos 100% algodão e luvas nitrílicas. Além disso, visando evitar contaminação por fibras provenientes das roupas do analista, a vestimenta foi padronizada em calça e blusa brancas. A

escolha da cor foi feita considerando a baixa frequência de fibras brancas nas amostras.

Durante o processamento das amostras, todos os recipientes foram mantidos fechados com folhas de alumínio ou placas de Petri, além disso, um filtro de éster de celulose mista (MCE) (úmido foi mantido dentro da capela de fluxo horizontal durante todo o período de processamento.

Um controle de processo também foi implementado, onde para cada lote de amostras processadas, uma alíquota de água ultrapura filtrada passava pelos mesmos processos.

6.3.3 Preparação das soluções

Todas as soluções usadas foram preparadas em materiais descontaminados conforme descrito anteriormente e filtradas três vezes em membranas de MCE 0,45 µm. OS solventes adquiridos comercialmente e a água ultrapura também foram submetidos ao processo de tripla filtração.

6.4 Processamento de amostras

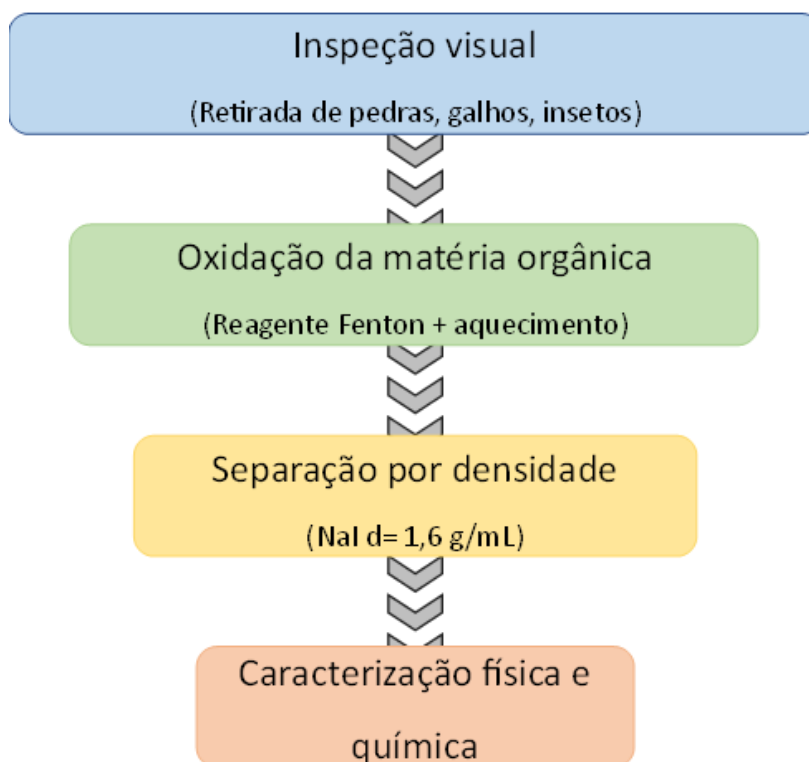
6.4.1 Processamento de amostras de água

O processamento das amostras de água coletadas foi baseado no protocolo desenvolvido pelo NOAA e envolveu três etapas principais. (Figura 6.12) (MASURA *et al.*, 2015).

Etapa 1: Na etapa de inspeção visual o copo coletor contendo o material amostrado foi colocado dentro de um béquer de 2 L com aproximadamente 200 mL de água ultrapura filtrada. Em seguida, todo material visivelmente não plástico (folhas, galhos, pedra etc.) foi retirado com o auxílio de uma pinça de aço inoxidável e lavado, abundantemente, com água ultrapura dentro do copo coletor,

para a retirada de possíveis MPs aderido à superfície. Ao final, toda a água contida no béquer foi descartada.

FIGURA 6.12- Representação esquemática do procedimento de preparo das amostras de água superficial.

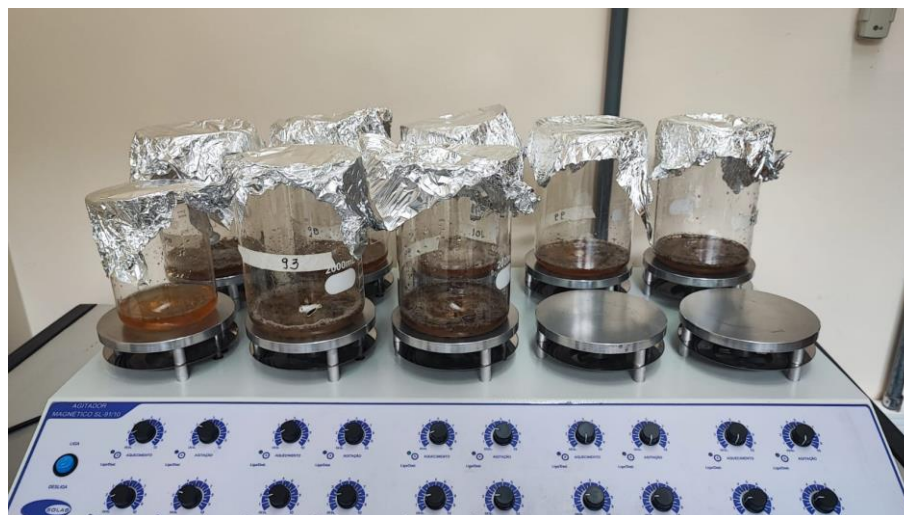


Fonte: Autor (2025).

Etapa 2: O processo realizado nesta etapa teve por objetivo a eliminação da maior quantidade possível de matéria orgânica. A amostra foi transferida para um béquer e água ultrapura filtrada foi usada em quantidade suficiente para a completa remoção das partículas aderidas às paredes e à malha do copo coletor. Em seguida, o conteúdo do béquer foi filtrado à vácuo em membrana de fibra de vidro de 0,45 μm e o material retido na membrana foi devolvido para o béquer com o auxílio de 20 mL de água ultrapura. Ao béquer foi adicionado o reagente Fenton: 40 mL de H_2SO_4 ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$) + 40 mL de H_2O_2 (35%) + 0,556 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{ H}_2\text{O}$. Uma barra magnética revestida de teflon foi adicionada e os béqueres foram mantidos

sob agitação branda e aquecimento, a 60 °C , por 1 hora, sempre fechados com papel alumínio (Figura 6.13).

FIGURA 6.13- Etapa de oxidação de matéria orgânica com reagente fenton.



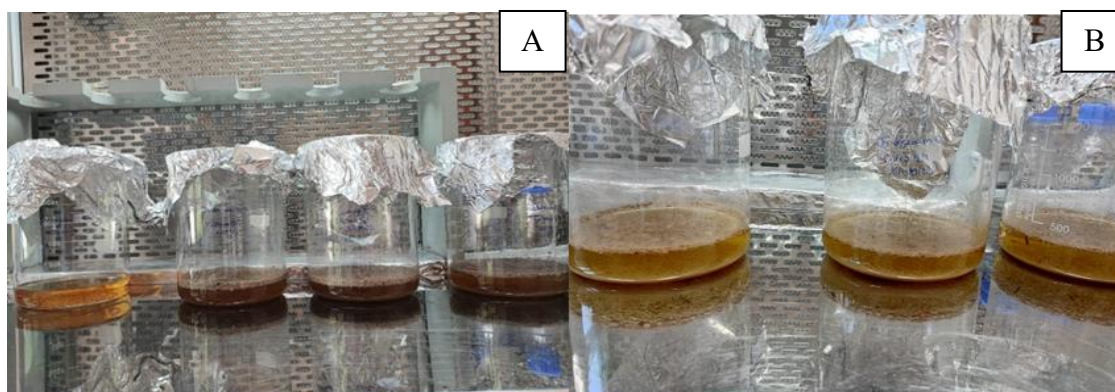
Fonte: Autor (2025).

A temperatura de trabalho foi mantida em 60 °C e monitorada constantemente com termômetro infravermelho, pois a reação com reagente Fenton é bastante exotérmica e pode repentinamente ultrapassar os 100 °C. Para controlar este fenômeno e evitar que a degradação dos MPs devido ao calor, além do monitoramento constante, banhos de gelo foram usados sempre que necessário.

O início do tempo de agitação foi contado a partir do momento em que o sistema atingia a temperatura de trabalho.

Decorrido o período de aquecimento, as barras magnéticas foram retiradas e lavadas. Os béqueres foram transferidos para a capela de fluxo horizontal e mantidos em repouso por 24 horas (Figura 6.14).

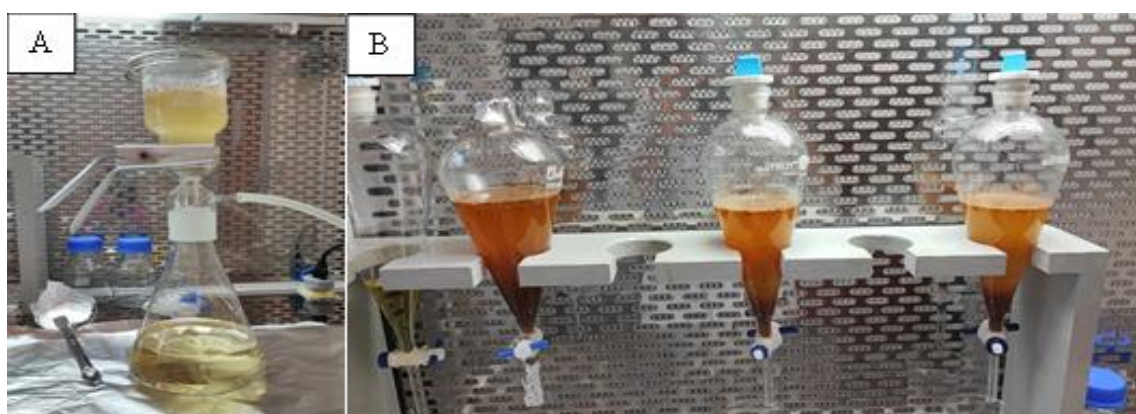
FIGURA 6.14- Amostras submetidas ao processo de oxidação de matéria orgânica após 1 hora de aquecimento (A) e após 24 horas de repouso (B).



Fonte: Autor (2025).

Etapa 3: Na etapa de separação densimétrica, o conteúdo do béquer foi filtrado à vácuo em membrana de fibra de vidro com porosidade de $1,2 \mu\text{m}$ e lavado abundantemente com água ultrapura, para a retirada total do reagente Fenton (Figura 6.15-A). O material retido na membrana foi transferido para um béquer de 250 mL com o auxílio de solução de NaI ($d= 1,6 \text{ g/mL}$) e a membrana foi lavada até a completa retirada do material. Em seguida, o material foi transferido para um funil de separação e o béquer foi lavado com a mesma solução salina, para a completa remoção das partículas. O conteúdo foi homogeneizado e o funil foi mantido em repouso por 24 horas, para a separação completa as fases (Figura 6.15-B).

FIGURA 6.15- Filtração das amostras e processo de separação densimétrica.

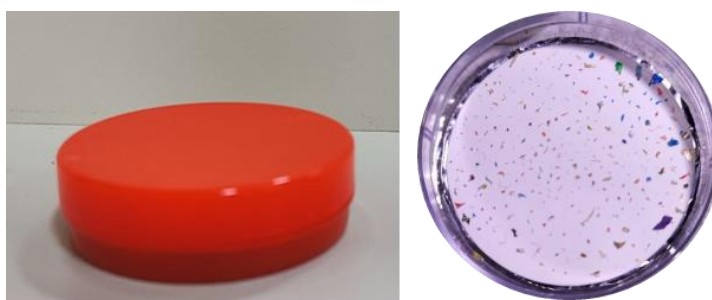


Fonte: Autor (2025).

A maioria dos plásticos possui, naturalmente, densidade inferior à 1,6 g/mL, o que faz com que eles sejam mantidos na parte superior do funil de separação, enquanto a matéria orgânica eventualmente não degradada e material inorgânico, como areia, por exemplo, fiquem na parte inferior do funil.

Após a completa separação das fases, a fração da parte inferior do funil de separação foi retirada e filtrada em membrana de fibra de vidro de porosidade 1,2 μm , enquanto a fração superior foi filtrada em membrana de MCE de porosidade 0,45 μm . Ambas as frações foram lavadas com água ultrapura filtrada em abundância. As membranas resultantes foram secas a temperatura ambiente e armazenadas em recipientes plásticos recobertos de papel alumínio (Figura 6.16).

FIGURA 6.16- Recipiente para armazenamento das membranas após processamento das amostras.



Fonte: Autor (2025).

Além do NaI, o ZnCl_2 também foi testado como sal para separação densimétrica dos MPs. No entanto, a solução aquosa deste sal promoveu a corrosão das folhas de alumínio que recobriam as amostras durante o seu processamento, contaminando-as com pequenas partículas metálicas e deixando-as expostas ao ambiente externo. Assim, o NaI foi selecionado para o trabalho, uma vez que atendeu a todos os critérios para separação dos MPs e seu uso não comprometeu a integridade das amostras.

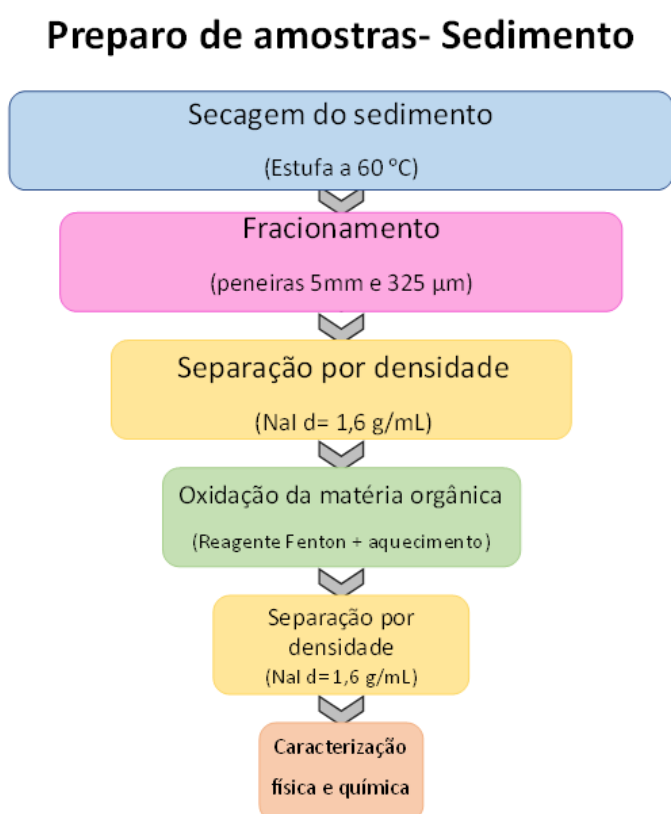
Por se tratar de um sal com valor relativamente elevado, a solução de NaI foi recuperada após cada uso e armazenada em frascos de vidros âmbar, para

posterior reutilização. Antes de cada novo uso, a solução foi filtrada pelo menos três vezes e teve sua densidade corrigida, caso necessário.

6.4.2 Processamento de amostras de sedimento

O processamento das amostras de sedimento coletadas foi baseado nas orientações descritas pelo NOAA e envolveu 5 etapas principais. (Figura 6.17) (MASURA *et al.*, 2015).

FIGURA 6.17- Representação esquemática do procedimento de preparo das amostras de sedimento.



Fonte: Autor (2025).

Etapa 1: O processamento das amostras de sedimento teve início com a secagem do material. Os recipientes de alumínio contendo as amostras foram tampados com papel alumínio e levados para estufa a 60 °C, por tempo suficiente para a

completa remoção da umidade. Afixação de um tempo de permanência na estufa para todas as amostras não foi viável, uma vez fatores como quantidade de material e de água influenciaram diretamente neste quesito.

Etapa 2: As amostras completamente secas foram submetidas a duas etapas de fracionamento. Inicialmente o material foi passado por uma peneira de aço inoxidável de malha de 5 mm e com o auxílio de uma peça todo material não plástico foi retirado e armazenado separadamente. Em seguida, toda fração menor que 5 mm foi passada por uma peneira com 325 μm de abertura.

Etapa 3: Na primeira separação por densidade, todo material retido na peneira de 325 μm foi transferido para um béquer de 2 L de capacidade, onde foi adicionado uma solução aquosa de NaI ($d= 1,6 \text{ g/mL}$). O sistema foi agitado com bastão de vidro por 20 minutos e deixado em repouso por tempo suficiente para a separação faz fases. Em seguida, o sobrenadante foi recolhido e transferido para um sistema de filtração a vácuo, com membrana de MCE de 0,45 μm , onde foi lavado com água ultrapura filtrada em abundância. O processo de homogeneização do sistema e retirada do sobrenadante foi feito por, pelo menos 3 vezes, para garantir a separação do material inorgânico do restante dos compostos. O material retido na membrana de filtração foi transferido, com auxílio de 20 mL de água ultrapura filtrada, para um béquer de 2 L. Antes de descartada, a fração decantada passou por inspeção visual com microscópio, para evitar eventuais perdas de MPs.

Etapas 4 e 5: Tanto a etapa de oxidação da matéria orgânica quanto a etapa da segunda separação por densidade foram executadas da mesma forma que para as amostras de água. Detalhes dos procedimentos foram descritos anteriormente.

A decisão de trabalhar apenas com fração da amostra com tamanho superior a 325 μm e de realizar duas etapas de separação por densidade foi tomada diante de algumas observações feitas durante os ensaios de otimização dos

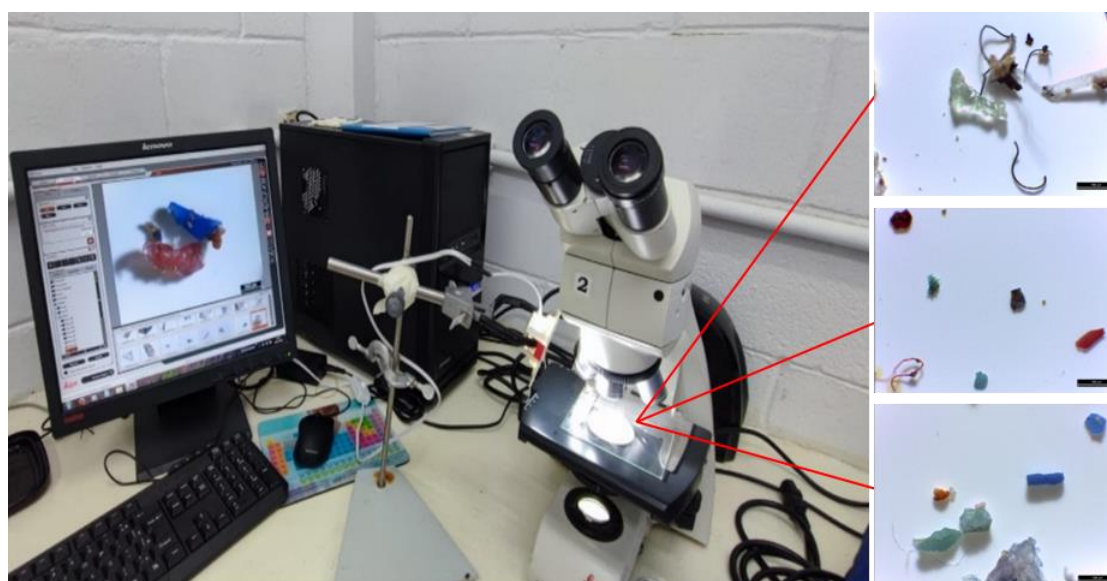
processos, como: a necessidade de grandes volumes de solução salina para separar os MPs e a baixa eficiência da etapa de oxidação. Além disso, a grande quantidade de material inorgânico afetou diretamente a execução da separação densimétrica usando funil de separação.

6.4.3 Caracterização física das micropartículas

Após isoladas, tanto as partículas provenientes das amostras de água quanto de sedimento foram submetidas ao processo de caracterização física. Inicialmente, as membranas foram analisadas com um microscópio digital para a separação de MPs visualmente maiores, uma vez que a presença destas partículas dificultam/impedem a visualização dos MPs menores. As partículas foram retiradas com uma peça de inox e armazenadas em um recipiente separado.

As demais partículas presentes nas amostras foram analisadas em um microscópio óptico Leica, modelo DM500, com câmera acoplada (modelo ICC50 HD), de mesma marca (Figura 6.18).

FIGURA 6.18- Sistema de microscopia óptica utilizado para caracterização física das micropartículas.



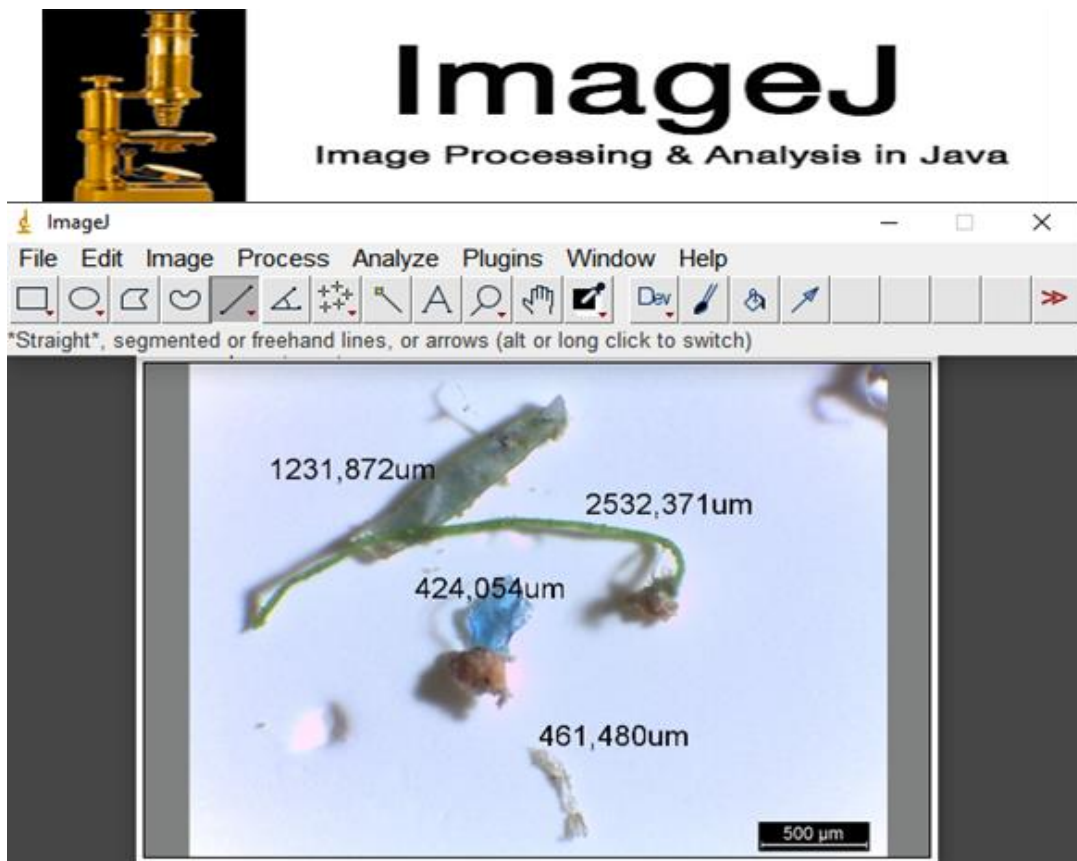
Fonte: Autor (2025).

As membranas foram posicionadas sobre uma placa de vidro e observadas pelas objetivas de 4x e 10x de magnificação, dependendo da necessidade. Todas as partículas foram fotografadas e classificadas de acordo com suas cores, sua morfologia e seu tamanho, seguindo as recomendações publicadas por Hartmann e seus colaboradores, em 2019 (HARTMANN *et al.*, 2019).

Como a fonte de luz deste microscópio óptico é localizada na parte inferior do equipamento, uma adequação do sistema de iluminação foi necessária, para que a coloração das partículas não fossem distorcidas nas fotografias. Assim, uma luz de led de 3w de potência foi colocada em um suporte universal ao lado do equipamento, fornecendo a iluminação adequada

O tamanho de todas as partículas foi aferido a partir das fotografias, usando um *software* gratuito de código aberto, o *ImageJ* (Figura 6.19)

FIGURA 6.19- *Software* utilizado para a determinação do tamanho das partículas.



Fonte: Autor (2025).

A calibração do *software* foi feita pela escala fornecida pelo próprio microscópio. As partículas foram medidas, uma a uma, e os valores foram registados, junto de suas cores e metodologias, em planilhas eletrônicas.

As partículas maiores, separadas no início do procedimento, foram fotografadas com o microscópio digital e o processo de caracterização foi conduzido da mesma forma.

6.4.4 Caracterização Química das micropartículas

O processo de identificação da composição polimérica das partículas foi feito utilizando a técnica instrumental de espectroscopia de reflexão atenuada no infravermelho com transformada de Fourier (ATR-FTIR). O espectrômetro usado foi o IR Spirit, com módulo de ATR modelo QATR-S, ambos da marca Shimadzu (Figura 6.20).

FIGURA 6.20- Equipamento de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier com módulo de ATR.

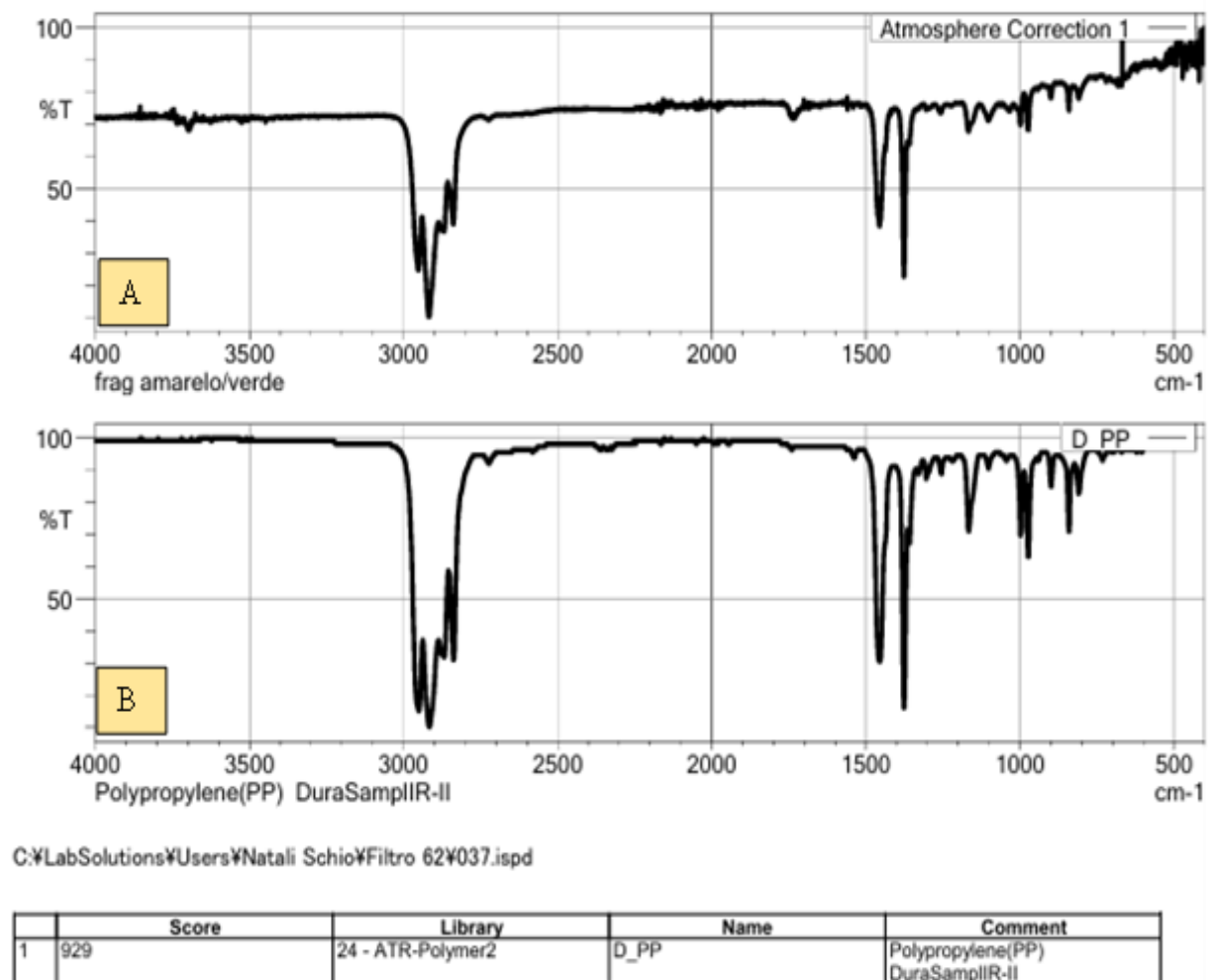


Fonte: Autor (2025).

O equipamento foi operado no modo de transmitância, com varredura na faixa de $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$ com resolução de 2 cm^{-1} e 45 *scans*. As partículas foram colocadas, uma a uma, no equipamento com o auxílio de uma pinça de madeira, para evitar danos ao cristal. Os espectros obtidos foram comparados com

espectros da biblioteca fornecida pelo próprio equipamento, e foram aceitos como resultados verdadeiros as comparações espectrais cujo *score* foi superior a 700 (Figura 6.21).

FIGURA 6.21-Comparação entre o espectro gerado pela amostra (A) e o espectro da biblioteca do equipamento, com o valor da similaridade entre ambos.



Fonte: Autor (2025).

Após cada análise a partícula foi retirada com uma compressa de gaze não estéril 100% algodão umedecida com isopropanol e o equipamento foi limpo com o mesmo solvente. Para garantir a qualidade dos resultados, antes da primeira e a cada 15 análises foi realizado um *background*, que são análises em branco para

verificar o funcionamento do equipamento e avaliar possíveis impurezas aderidas ao cristal de ATR.

As análises foram realizadas colocando as partículas, uma a uma, no equipamento e realizando as medidas. Os espectros gerados foram comparados com um banco de dados do próprio *software*. Foram aceitos como resultados verdadeiros as comparações espectrais cujo *score* foi superior a 700.

6.5 Ensaios de ecotoxicidade com *Chironomus sancticaroli*

A espécie *Chironomus sancticaroli* foi selecionada como o organismo-teste para os ensaios de ecotoxicidade de MPs por apresentar características relevantes para o desenvolvimento deste trabalho, e.g.: (i) é um organismo nativo de ambientes aquáticos brasileiros, abundante na região de estudo, (ii) é facilmente distinguível das demais espécies por características amplamente descritas na literatura, (iii) é capaz de manter-se satisfatoriamente em culturas laboratoriais, (iv) possui um ciclo de vida rápido (STRIXINO, 1980).

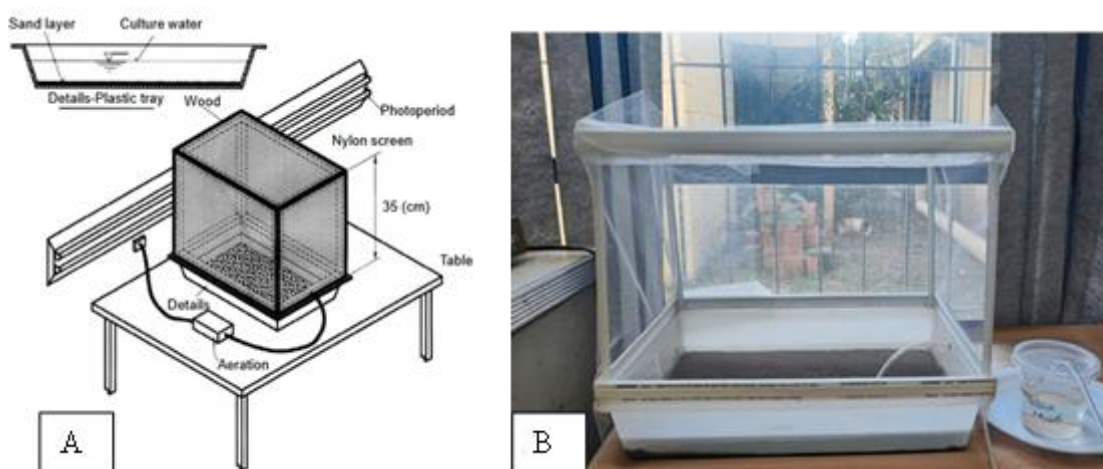
Os organismos foram submetidos a testes de toxicidade aguda, com exposição de 96 horas. Foram testados microplásticos de PP nas frações < 45 µm e < 125 µm, preparadas no laboratório, e PA 12, com partículas de tamanho inferior à 10 µm, adquiridas comercialmente.

6.5.1 Criação dos organismos-testes para os ensaios

O procedimento aqui descrito foi baseado nas diretrizes publicadas por FONSECA; ROCHA (2004). Para iniciar o cultivo dos organismos, 20 larvas de IV instar foram colocadas em uma bandeja plástica (42 cm de comprimento por 28 cm de largura e 7 cm de altura) contendo 500 g de sedimento com granulometria < 350 µm e 4 L de água mineral sem cloro. Antes de ser adicionado à bandeja, o sedimento foi lavado com água corrente em abundância, seguido de

água destilada e posteriormente e aquecido a 120 °C, para eliminação da matéria orgânica. As bandejas, cobertas por gaiolas de Nylon, foram constantemente aeradas e mantidas em fotoperíodos de 12 h claro/12 h escuro, como mostrado na figura 6.22.

FIGURA 6.22- (A) Esquema usado no cultivo de organismos proposto por Fonseca e Rocha (2004). (B) Sistema de cultivo montado no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (LBGqA).



A alimentação dos organismos foi feita com ração para peixes tropicais (TetraMin[®]) triturada ($\approx 7,5$ mg a cada dois dias) e a temperatura da sala foi mantida a 25 ± 2 °C.

As laterais da bandeja e a superfície da água foram limpas com compressa de gaze não estéril 100% algodão e auxílio de uma peça de aço inoxidável a cada dois dias, para a retirada de organismos mortos e restos de alimentos.

As novas desovas foram retiradas e colocadas em recipientes plásticos sem sedimento e com água mineral sem cloro constantemente aerados, mantidos nas condições de cultivo dos organismos da bandeja, onde aguardaram até atingirem o instar ideal para os ensaios.

6.5.2 Obtenção dos MPs de PP para os ensaios de ecotoxicidade

Para a realização dos ensaios de exposição dos organismos à contaminação microplástica foi necessária a produção de partículas poliméricas em tamanhos micrométricos.

Apenas microplásticos de polipropileno (PP) foram preparados no laboratório. Para isso, *pellets* de polipropileno foram submetidos a moagem mecânica em macro moinho tipo Willye (Tecnal, TE-650, Piracicaba, Brasil). Antes da moagem, 500 g de *pellets* foram imersos em nitrogênio líquido, com a fim de resfriar as partículas abaixo da temperatura de transição vítrea (T_g) do polímero (~ -20 °C), tornando o material mais frágil.

Para a obtenção das partículas maiores, após moagem, a separação granulométrica foi feita utilizando peneira de aço inoxidável com abertura 125 µm. No entanto, para obter as partículas menores, o material triturado foi passado por peneira de fitoplâncton com abertura de 45 µm. Nesta etapa, devido à elevada carga estática, foi necessário utilizar água ultrapura filtrada apenas para auxiliar na separação dessa fração. O material eluído juntamente com a água foi então filtrado em membranas de MCE de poro de 0,45 µm. Em seguida, o resíduo retido na membrana foi removido com etanol P.A. e transferido para cápsulas de evaporação. O etanol foi completamente evaporado e o material sólido obtido foi devidamente armazenado para posterior utilização nos ensaios ecotoxicológicos.

7 Resultados e Discussão

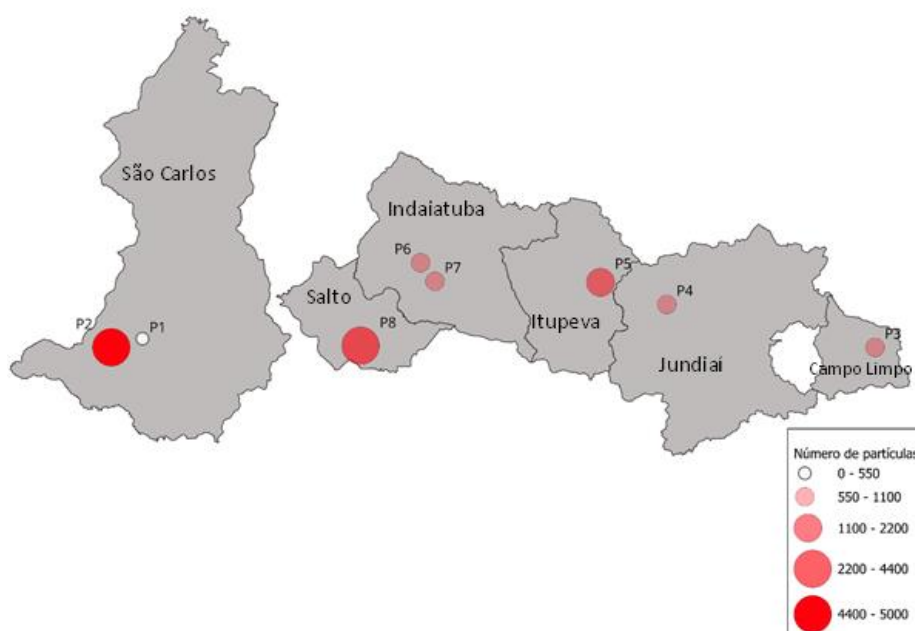
7.1 MPs em amostras de água

7.1.1 Caracterização física das partículas

Após a etapa de coleta e processamento, os microplásticos presentes nas amostras de água foram quantificados e caracterizados. Essa análise permitiu identificar não apenas a ocorrência e a abundância dessas partículas, mas também suas principais formas, cores e composição polimérica.

Em todas as amostras de água coletadas forma encontrados microplásticos, independente do período de coleta e do corpo hídrico avaliado, reforçando a hipótese de ubiquidade deste contaminante. A figura 7.1 mostra a distribuição do número de partículas quantificadas em cada um dos pontos avaliados ao final das campanhas amostrais.

FIGURA 7.1- Distribuição do número de partículas quantificadas de P1 a P8 ao final das campanhas amostrais.



Fonte: Autor (2025).

Relacionando a quantidade de partículas encontradas com os volumes de água amostrados, as concentrações variaram de 0,11 até 4,38 itens/L.

Na Tabela 7.1 estão descritos os dados de concentração de itens quantificados em todos os pontos amostrais para cada campanha realizada.

TABELA 7.1- Concentração em itens/L de micropartículas encontradas em cada ponto amostral por período de coleta.

Períodos de coleta	Concentração de micropartículas (itens/L)							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
06/22	N.A	N.A	0,11	N.A	-	0,25	0,25	N.A
02/23	0,85	2,57	0,22	0,39	0,71	0,34	0,65	1,72
03/24	0,19	2,14	0,50	0,37	0,88	0,21	0,34	1,20
10/24	0,11	4,38	0,42	1,57	1,13	0,57	1,30	0,73

N.A: Não amostrado. -: Dados perdidos.

Fonte: Autor (2025).

A título de contextualização dos resultados obtidos neste estudo, a Tabela 7.2 apresenta uma comparação das concentrações observadas nos corpos hídricos avaliados com dados de quantificação reportados na literatura, em trabalhos onde foi utilizada a amostragem discreta como metodologia de coleta.

TABELA 7.2- Abundância de microplásticos em água superficial reportada em trabalhos desenvolvidos com metodologias de amostragem semelhantes à usada neste estudo.

Local	País	Amostragem	Concentração	Referências
Rio Periyar	Índia	Baldes	43,15 - 99,4 itens/L	(KUMAR <i>et al.</i> , 2024)
Rio St. Joseph	Estados Unidos	Garrafas	~ 90 itens/L	(MCNEISH <i>et al.</i> , 2018)
Rio Manas	China	Baldes	21 - 49 itens/L	(WANG <i>et al.</i> , 2020)
Diversos rios	México	Garrafas	4,35 -110,8 itens/L	(GRANADOS-SÁNCHEZ <i>et al.</i> , 2024)
Lago Bagno dell'Acqua	Itália	Baldes	0,07 - 0,17 itens/L	(PIERDOMENICO <i>et al.</i> , 2024)
Bacia Hidrográfica do Rio Gallatin	Estados Unidos	Garrafas	0 - 67,5 itens/L	(BARROWS <i>et al.</i> , 2018)
Lagoa	Índia	Baldes	1,04 - 6,48 itens/L	(UPADHYAY; BAJPAI, 2024)
Rio Tietê	Brasil	Baldes	56,25 - 883,75 itens/m ³	(DE MORAES <i>et al.</i> , 2024)
Bacia do rio Atibaia	Brasil	Baldes	188 - 583 itens/m ³	(OLIVATTO <i>et al.</i> , 2024)
Rio Sinos	Brasil	Garrafas	0 - 940 itens/L	(FERRAZ <i>et al.</i> , 2020)
Este estudo			0,11 - 4,38 itens/L	

Fonte: Autor (2025).

O fato de os três locais amostrados em junho de 2022 apresentarem baixas concentrações de partículas pode ser atribuído à ausência de chuva no período. Com base nos dados meteorológicos fornecidos pelo AGRITEMPO SISTEMA DE MONITORAMENTO AGROMETEOROLÓGICO para o mês de junho, é possível concluir que este foi um período de bastante estiagem na região, com máximo de 74 mm de chuva no município de Indaiatuba e de 31 mm em Campo Limpo Paulista. Baixos índices pluviométricos reduzem o arraste superficial de partículas, influenciando diretamente no impacto do corpo hídrico.

Na segunda campanha amostral, em fevereiro de 2023, um aumento expressivo nas concentrações de itens foi observado. A comparação direta entre os valores é possível apenas para os pontos P3, P6 e P7, onde a proporção de itens praticamente dobrou em P3 e P7 em relação ao semestre anterior, enquanto em P6 houve um aumento de, aproximadamente, 36%. Em relação aos novos pontos de amostragem inseridos no estudo na campanha de fevereiro de 2023, as maiores concentrações foram observadas em P2 (2,57 itens/L) e em P8 (1,72 itens/L).

Comparando com junho de 2022, o índice pluviométrico de fevereiro de 2023 foi um pouco maior, variado de 219 mm de chuva em São Carlos até 327 mm de chuva em Salto. A presença de chuva favorece o arraste superficial de MPs das vias e eleva sua mobilidade. O expressivo valor observado em P8 pode ser atribuído ao fato do rio, antes de chegar no ponto amostral, sofrer a influência de toda a região metropolitana de São Paulo. Além disso, os reservatórios em cascatas das usinas hidroelétricas do rio Tietê podem atuar como sumidouro e fonte de partículas (deposição em período de seca e ressuspensão em períodos de cheia). O termo sumidouro se aplica ao material originalmente lançado, que se torna fonte de produtos de transformação. A presença de micropartículas em P8 pode refletir, também, fontes locais de contaminação, como drenagem pluvial e ocorrência de atividades recreativas no entorno, uma vez que o ponto amostral fica localizado dentro de um complexo turístico, cercado de intensa atividade urbana.

Na amostragem feita em março de 2024, as concentrações de MPs observadas foram similares às observadas no ano anterior, com valores variando de 0,19 itens/L até 2,14 itens/L, com destaque para os pontos P2, P5 e P8. De forma geral, os valores encontrados são similares aos observados em fevereiro de 2023, o que revela um padrão de comportamento similar dos corpos hídricos para mesmas épocas dos anos.

Nas amostras coletadas em outubro de 2024, foi observado um aumento na concentrações de P2, P5 e P7. Esta variação pode estar relacionada ao efeito da primeira enxurrada, que transporta os detritos acumulados durante a estação seca. Este fato fica mais evidente quando se leva em consideração que o período de estiagem se encerra em setembro, embora, não raramente, o início das chuvas tem sido postergado.

Os dados apresentados até o momento deixam claro a grande influência que os regimes de chuva e seca exercem sobre a presença de micropartículas nos corpos hídricos. As chuvas contribuem significativamente com o aporte de micropartículas nos rios, principalmente devido ao arraste superficial das vias, enquanto os períodos de estiagem contribuem com o acúmulo destas partículas no ambiente externo aos rios, mas que, inevitavelmente, chegarão à água.

Um estudo conduzido por HAN *et al.* (2022) concluiu, após avaliação dos fenômenos de escoamento superficial, que o aumento da precipitação influencia diretamente no aporte de partículas do solo para água. Resultados semelhantes foram observados por HITCHCOCK (2020). Ao avaliar amostras coletadas antes, durante e após eventos de chuva, constatou-se que a quantidade de partículas presentes nas amostras passou de 400 itens/m³ para 17383 itens/m³, evidenciando a clara relação da presença de partículas em corpos hídricos com eventos de precipitação anteriores à amostragem.

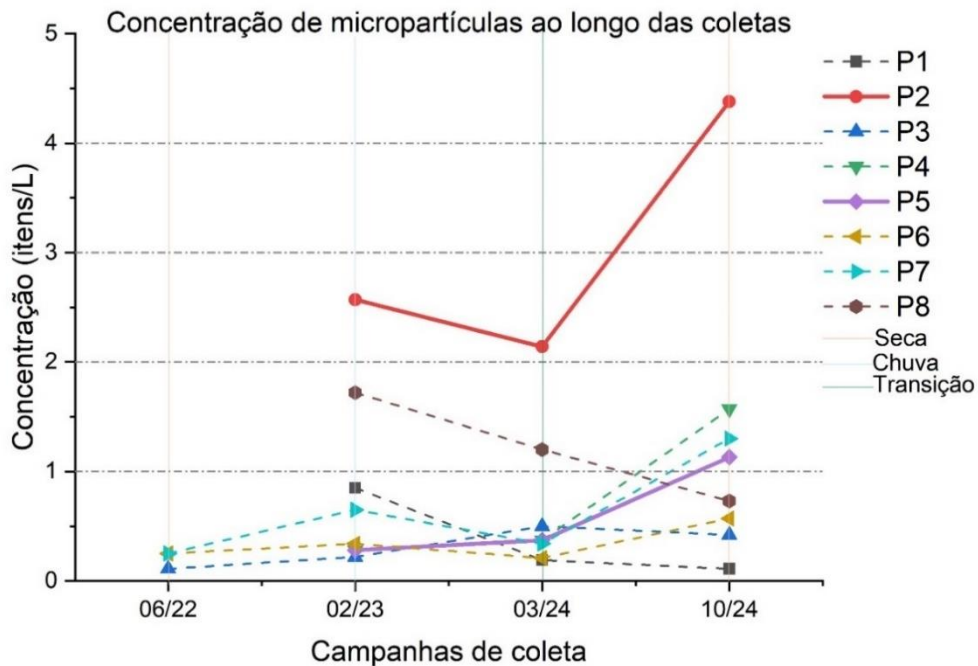
Em relação à influência das ETEs, a comparação entre os resultados dos pontos P1 - P2 e P4 - P5 evidencia que as plantas de tratamento contribuem

diretamente para a presença de MPs nos corpos hídricos analisados. Nas amostras coletadas em P2 a concentração de micropartículas quantificada foi, pelo menos, três vezes superior à registrada nas amostras de P1. Este aumento na concentração observado nas amostras coletadas a jusante de ETEs foi observado, também, embora de forma menos expressiva, nas amostras coletadas em P5, onde a concentração foi, no mínimo, duas vezes maior do que a observada em P4, em duas ocasiões de amostragem. A existência deste padrão de contaminação é reforçada por dados reportados na literatura: ESTAHBANATI; FAHRENFELD (2016) observaram que a concentração de MPs em amostras coletadas a jusante de quatro ETEs era maior do que as concentrações observadas em amostras coletadas a montante, o que demonstrou que as estações de tratamento podem atuar como fontes de contaminação dos corpos hídricos. No Brasil, um resultado semelhante foi observado. Em um estudo realizado na Bacia do Rio Atibaia, as amostras coletadas em locais com entrada de efluentes domésticos tratados apresentaram maior concentração de MPs, quando comparadas as amostras de outros pontos (OLIVATTO *et al.*, 2024).

Embora os processos convencionais de tratamento sejam capazes de remover elevadas quantidades de MPs, limitações ainda são encontradas, principalmente para a remoção de partículas menores. Em um estudo feito na China, a avaliação de cinco ETEs mostrou que a capacidade de retenção de MPs podem chegar até 98,7%. No entanto, mesmo com elevadas taxas de retenção de partículas, as descargas residuais contribuíram com a liberação de MPs nos rios receptores variando na ordem de 10^7 até 10^9 itens/dia (Zhang et al., 2025). Esses resultados reforçam que, embora as ETEs possuam capacidade de remoção de grande quantidade de partículas, o grande volume de efluente tratado diariamente contribui para o aporte em MPs nos sistemas aquáticos.

Para uma melhor visualização dos dados apresentados, a figura 7.2 mostra um gráfico de comparação das concentrações de micropartículas ao longo das coletas.

FIGURA 7.2- Variação da concentração de micropartículas quantificadas em cada ponto amostral ao longo dos períodos de coleta.



Fonte: Autor (2025).

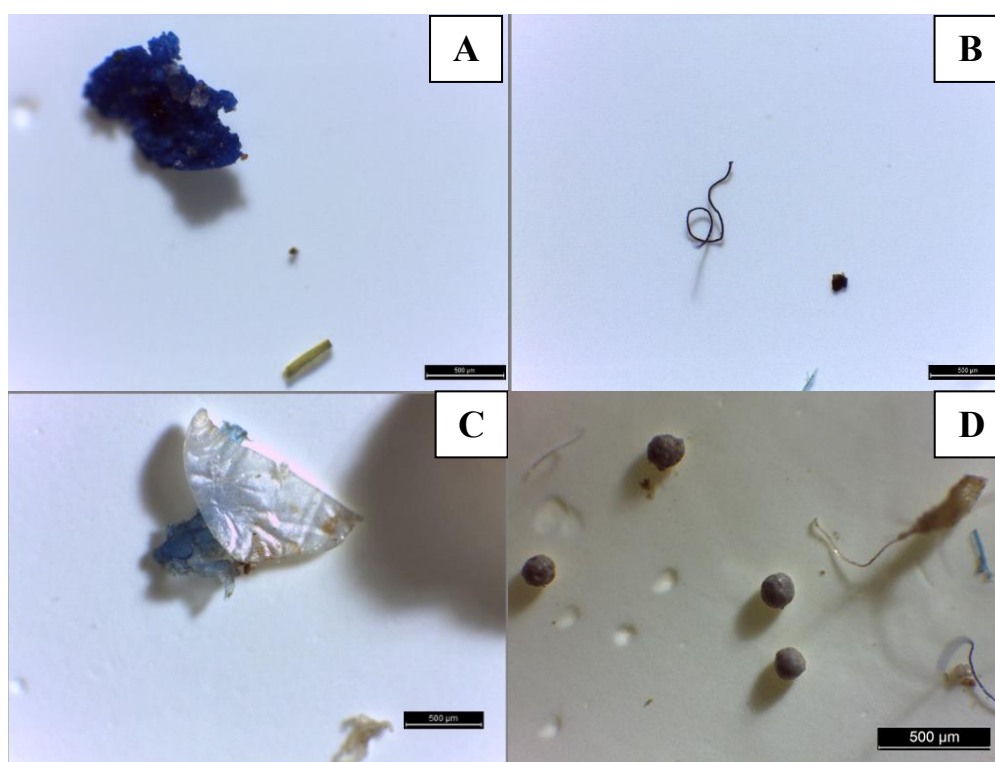
De forma geral, os resultados mostram a forte influência da dinâmica hidrológica e das atividades antrópicas na presença de micropartículas nos corpos hídricos avaliados. Durante os períodos de seca as concentrações tendem a ser menores devido ao menor arraste superficial, mas o acúmulo de resíduos no ambiente externo favorece o aumento significativo na primeiras chuvas subsequentes, como observado na campanha de outubro de 2024. A localização espacial dos sítios amostrais reflete diferentes influências locais: os pontos de coleta situados a jusante das ETEs (P2 e P5) apresentam concentrações elevada de micropartículas, corroborando a hipótese que aponta remoções parciais destes contaminantes pelos processos convencionais de tratamento de esgoto, enquanto o ponto P8 se destacou pela influência da região metropolitana de São Paulo e da intensa atividade urbana e turística no seu entorno.

Comparando os dados obtidos neste estudo com concentrações de MPs reportadas em estudos conduzidos de forma semelhante, ao redor do mundo (Tabela 7.2), é possível concluir que os pontos amostrais aqui avaliados

apresentam concentrações relativamente baixas em relação à contaminação microplástica.

Ao total, 13121 micropartículas provenientes das amostras de água foram caracterizadas. Em relação à morfologia, os itens foram classificados em: fragmentos, fibras, filmes e microesferas. A figura 7.3 exemplifica a aparência dos itens classificados em cada categoria mencionada anteriormente.

FIGURA 7.3- Exemplos de morfologias que foram usadas para a categorização das partículas encontradas nas amostras de água. (A)- Fragmento; (B)- Fibra; (C)- Filme; (D)- Microesfera.



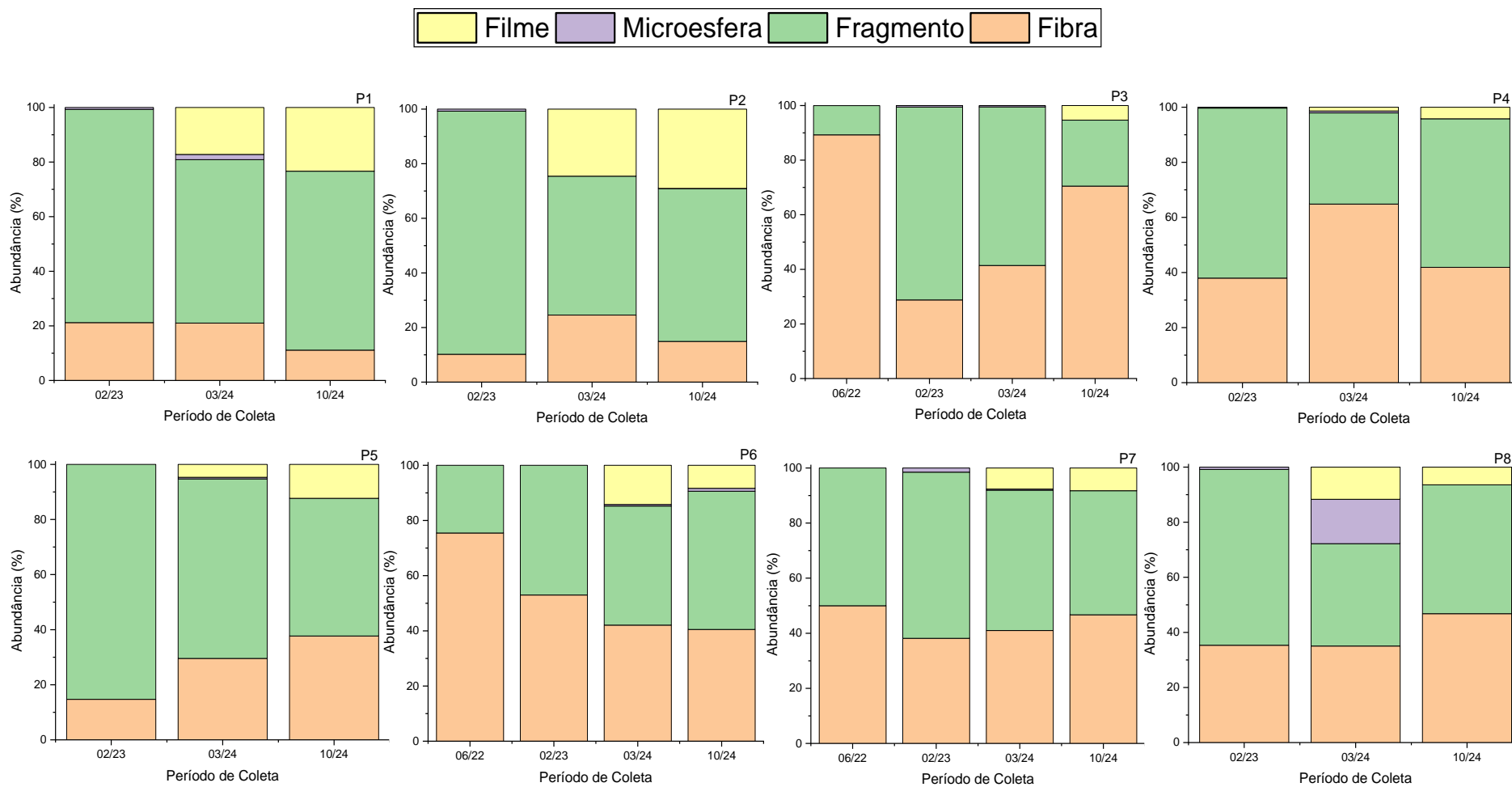
Fonte: Autor (2025).

Os critérios de seleção usados para categorizar as partículas foram descritos no item 3.4.3, Tabela 3.4 deste documento.

De forma geral, analisando os dados obtidos em todas as campanhas amostrais para os oito pontos de coleta, a morfologia mais frequentemente detectada foi o fragmento, representando 57,42% das micropartículas quantificadas. Em seguida, as fibras representaram 30,71%, enquanto filmes e

microesferas representaram 10,42% e 1,44%, respectivamente. A figura 7.4 apresenta a distribuição, em porcentagem, das morfologias observadas nos pontos amostrais em cada campanha de coleta realizada.

FIGURA 7.4- Distribuição das morfologias das partículas quantificadas nas amostras de água em todos os pontos amostrais em cada campanha de coleta realizada durante o desenvolvimento do trabalho.



Fonte: Autor (2025).

Fragmentos e fibras estiveram presentes em todas as amostras analisadas, independente do período de coleta e do ponto amostral. A presença das partículas classificadas como filmes passou a ser observada a partir da campanha amostral de março de 2024, e esteve presente em 15 das 16 amostras de água analisadas após este período, onde a maior porcentagem foi observada para as amostras coletadas em P2 (Rio Monjolinho – jusante da ETE), nas duas últimas campanhas amostrais. De forma menos expressiva, microesferas foram quantificadas em 15 das 27 amostras analisadas, com destaque para a amostra coletada no município de Salto, na campanha de março de 2023.

A presença constante destas quatro morfologias nas amostras analisadas, principalmente de fragmentos e fibras, vai de encontro com o reportado na literatura (FRANK *et al.*, 2022; HAQUE *et al.*, 2024).

A identificação morfológica das partículas pode fornecer dados importantes para a caracterização dos corpos hídricos, principalmente em relação à fonte de MPs. A presença constante de fragmentos nas amostras avaliadas neste estudo, sugere que a contaminação nos sites amostrais se dê por MPs secundários, originados a partir da fragmentação/degradação de partículas maiores, como o próprio nome sugere.

Embora alguns autores afirmem que a presença de fragmentos não, necessariamente, indique uma fonte de MPs secundários, uma vez que indústrias de cosméticos podem fabricar abrasivos irregulares (HARTMANN *et al.*, 2019), o conjunto de características dos fragmentos encontrados neste estudo (variedade de cores; formatos geométricos diversos, com bordas altamente irregulares, traços evidentes de intemperismo - aparência de envelhecimento/descoloração- etc.), aliado a composição da paisagem ao redor dos pontos amostrais (ausência de indústrias de polímeros e de indústrias de cosméticos e de produtos de higiene pessoal; acúmulo de detritos plásticos nas margens de rios (Figura 7.5)), sugere, fortemente, que se trata de MPs originados de partículas maiores.

FIGURA 7.5- Composição da paisagem ao redor de alguns pontos de coleta observada durante as campanhas amostrais. (A)-Detritos plásticos na margem do Rio Monjolinho em P1- a montante da ETE; (B)- Pequenos detritos plásticos na margem do Rio Monjolinho em P2- a jusante da ETE;(C)-Detritos plásticos presos em galhos na margem do Rio Jundiá em P4- a montante da ETE; (D)- Detritos plásticos na margem do Rio Tietê em P8.



Fonte: Autor (2025).

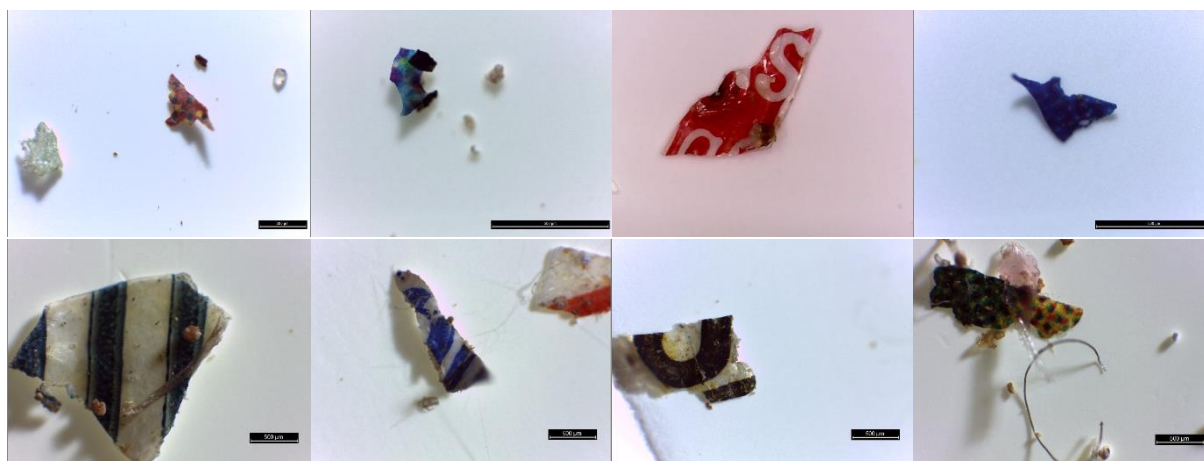
Em relação a presença de fibras, a maior proporção foi observada na amostra coletada em P3 (Campo Limpo Paulista), em junho de 2022, onde 89,25% das partículas quantificadas apresentaram esta morfologia. Em outras 5 ocasiões, a porcentagem de fibras ultrapassou os 50% das partículas avaliadas. As principais fontes de entrada de fibras sintéticas nos corpos hídricos estão relacionadas aos produtos têxteis, uma vez que, além da lavagem doméstica de tecidos sintéticos, processos envolvidos na produção de tecidos e roupas, como tingimento,

estamparia e acabamento, por serem abrasivos, contribuem para a liberação de fibras para o ambiente (ISRAELIT; LIPMAN, 2021).

Embora não tenha sido constatada a presença de indústrias têxteis nos arredores dos pontos de coleta, a intensa atividade urbana, na maioria dos locais, somado ao fato das fibras percorrerem longas distância por transporte atmosférico, pode justificar a presença desta morfologia em todas as amostras (CHEN *et al.*, 2023). Acrescenta-se ainda a emissão doméstica, relacionada à lavagem de roupas.

A terceira morfologia mais abundante, os filmes, foram observados em 15 das 27 amostras analisadas, com destaque para os pontos P1 e P2, onde pelo menos 17% das partículas quantificadas a partir da campanha de março de 2024 apresentaram este formato. Assim como os fragmentos, filmes presentes nessas amostras, provavelmente, são derivados de degradação de produtos plásticos maiores, principalmente de embalagens e rótulos. Este fato se tornou bastante evidente após análise das características visuais destas partículas, onde foram constatados a presença de mais de uma cor e presença de partes de letras (Figura 7.6).

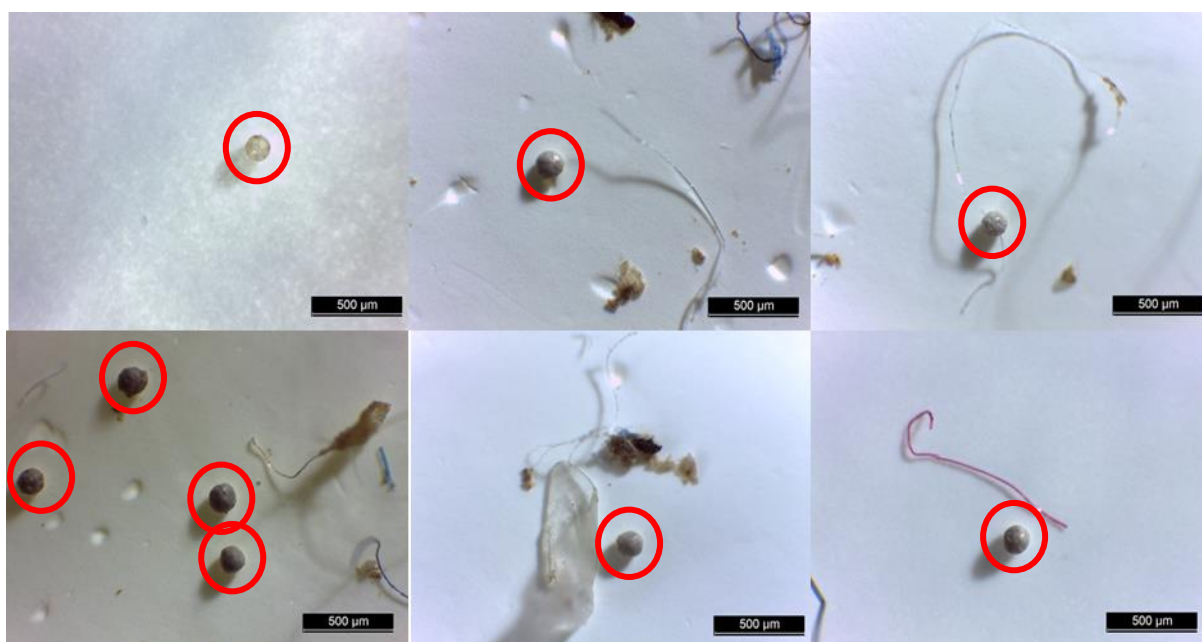
Figura 7.6- Exemplos de partículas classificadas como filmes.



Fonte: Autor (2025).

Em relação às microesferas, a detecção deste tipo de partícula foi bem menos frequente, quando comparada aos fragmentos e fibras. As microesferas foram observadas em 10 das 27 amostras avaliadas, com porcentagem máxima de 1,9% partículas, exceto nas amostras coletadas na campanha de março de 2024 no município de Salto, onde a proporção deste tipo foi de 16,1%. A figura 7.7 mostra exemplos das partículas classificadas como microesferas.

FIGURA 7.7- Exemplos de partículas encontradas nas amostras de água que foram quantificadas como microesferas.



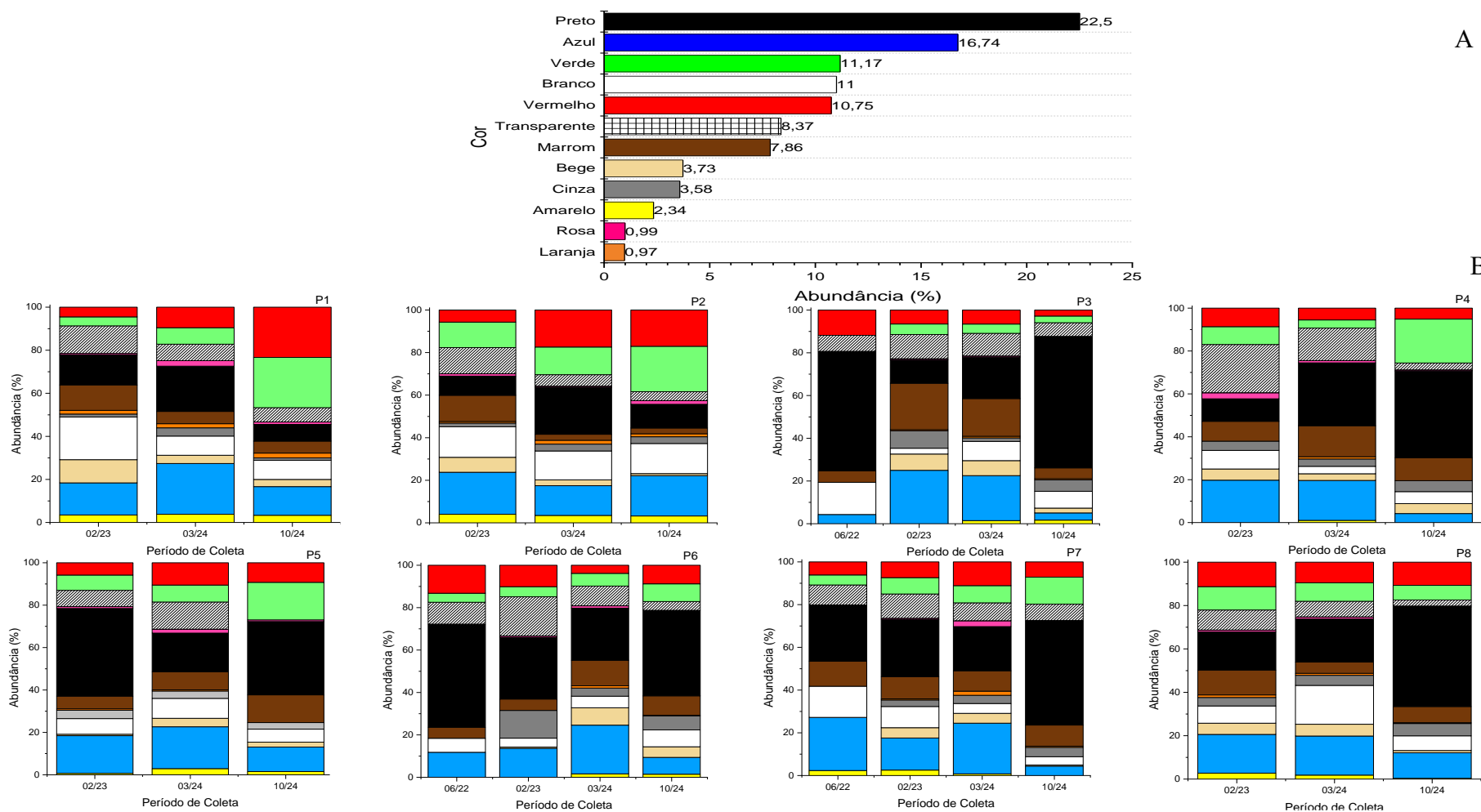
Fonte: Autor (2025).

A maioria das microesferas encontradas apresentavam características semelhantes à isopor: opacas, coloração acinzentada e superfície levemente irregular, com aspecto “esburacado”. A partir destas observações foi possível inferir que a fonte de contaminação por este tipo de morfologia não está relacionada à MPs primários, e sim aos secundários, como no caso das partículas classificadas como fragmentos, fibras e filmes neste trabalho.

Além da identificação morfológica, as micropartículas identificadas fora distribuídas em 12 categorias de cores: amarelo, azul, bege, branco, cinza,

laranja, marrom, preto, rosa, transparente, verde e vermelho. As partículas com mais de uma cor em sua composição foram colocadas na categoria da cor predominante. As cores mais presentes nas partículas foram preto, azul, branco e verde (Figura 7.8).

FIGURA 7.8- Distribuição das cores das partículas quantificadas nas amostras de água. (A)- Distribuição total. (B)- Distribuição por campanha de amostragem em cada ponto de coleta.



Fonte: Autor (2025).

A predominância das cores preto e azul nas amostras analisadas está em concordância com o que tem sido reportado na literatura. Ainda que, em alguns estudos, a ordem de abundância entre essas três cores possa variar, elas consistentemente se mantêm entre as mais frequentemente observadas. (KARING *et al.*, 2023) observaram em um estudo conduzido em rio da Malásia que as cores predominantes nas partículas analisadas foram azul, transparente e preto. De modo semelhante, pesquisadores observaram em amostras coletadas em rios da Indonésia que as cores predominantes das partículas foram azul e preto (ISMANTO *et al.*, 2023).

A identificação das cores dos MPs pode permitir a inferência da fonte da contaminação. Microplásticos transparente, principalmente fibras, geralmente são atribuídos à degradação de materiais de pesca, como linhas e redes. No entanto, atenção especial deve ser dada à presença de MPs brancos/transparentes para evitar dados superestimados, uma vez partículas coloridas podem ter passado por processo de branqueamento, principalmente no tratamento de amostras com H₂O₂ (MATSUGUMA *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2020). Além da origem da contaminação, a determinação das cores dos MPs podem sugerir indícios da dinâmica de ingestão destas partículas por organismos aquáticos, como reportado por XIONG *et al.*, (2019), onde peixes ingeriram mais MPs de PE de cores brancas, verdes e pretas, quando comparadas as outras colorações, evidenciando a possibilidade de confundir MPs com alimentos (ORY *et al.*, 2018).

7.1.2 Caracterização química das partícula

Das 13121 partículas quantificadas 2419 foram caracterizados quimicamente, sendo 2024 identificados como algum tipo de plástico. Ao total, foram observados 31 tipos diferentes de polímeros, relacionados na Tabela 7.3.

TABELA 7.3- Relação dos 31 tipos de polímeros identificados nas amostras de água analisadas.

Polímeros	Nº de itens	Abundância (%)	Polímeros	Nº de itens	Abundância (%)
ABS	5	0,21	PEMA	1	0,04
PMMA	24	0,99	PET	215	8,89
SAA	3	0,12	Poliacetal	10	0,41
PVAL	1	0,04	PAM	1	0,04
Epóxi	7	0,29	Poliamida	8	0,33
SAN	4	0,16	Polibutadieno	1	0,04
SMMA	13	0,54	Polibutadieno de alta trans	1	0,04
EMA	5	0,21	Poliéster	48	1,98
EAA	6	0,25	PP	737	30,47
EVA	13	0,54	PS	48	1,98
Nylon	5	0,21	PTFE	4	0,16
PA	3	0,12	PU	16	0,66
PBT	1	0,04	PVA	2	0,08
PC	28	1,16	PVC	30	1,24
PCTFE	1	0,04	Não identificado	34	1,40
PDAP	2	0,08	Outros	361	14,92
PE	781	32,29			

Fonte: Autor (2025).

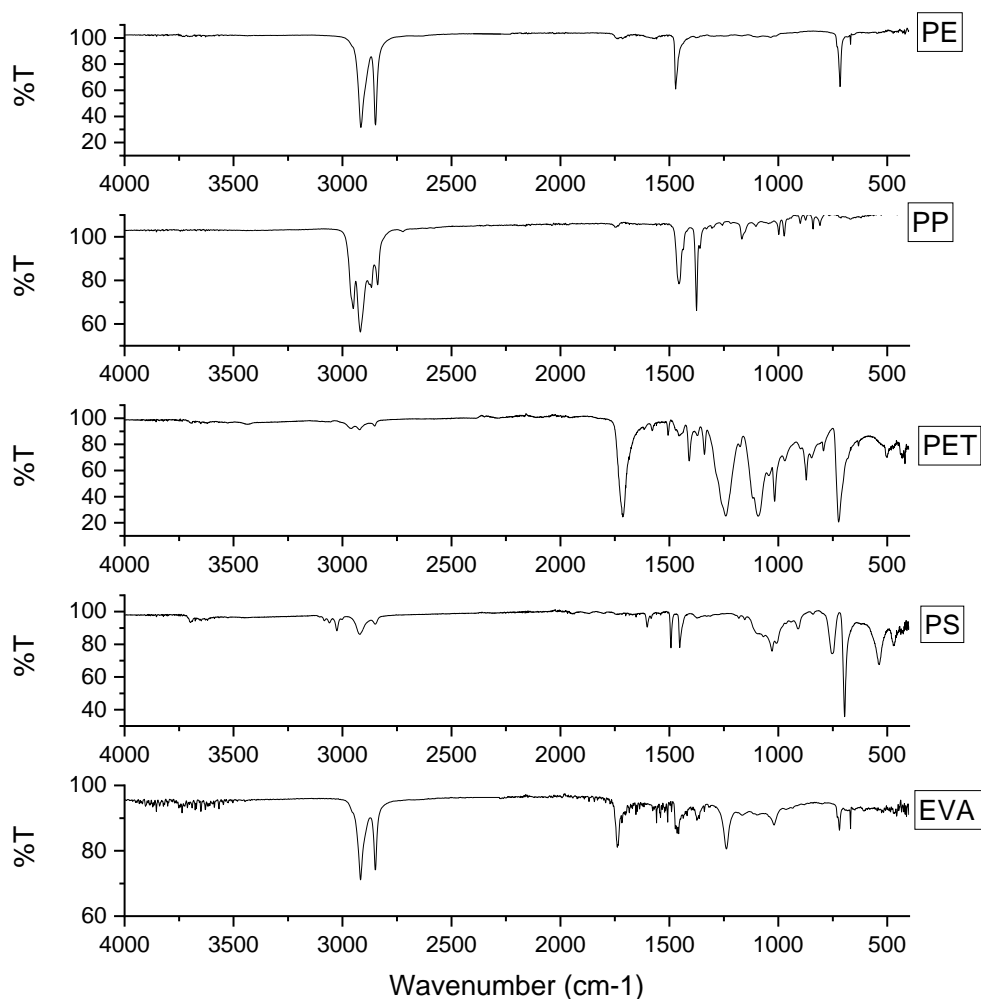
A identificação dos polímeros foi feita a partir da comparação entre os espectros obtidos para cada amostra (Figura 7.9) com a biblioteca fornecida pelo próprio equipamento.

Os polímeros mais frequentemente observados foram PE com 32,3%, incluindo os polímeros de alta e baixa densidade, PP (30,5%) e PET (8,9%). A presença destes tipos de polímeros, principalmente a abundância de PE e PP, era esperada, pois estes são os polímeros mais produzidos e usados mundialmente, incluindo o Brasil (PLASTICS EUROPE, 2024a).

Além disso, dados reportados na literatura, corroboram com os resultados obtidos neste estudo. Em estudo conduzido em Bangladesh, ao avaliar diversas matrizes provenientes de rios de água doce, onde o PE representou 41% dos polímeros identificados, seguido por PP, PET e PS (JAHAN *et al.*, 2024). Resultados semelhantes foram relatados por pesquisadores de Taiwan, onde, ao avaliarem rios ao longo de um gradiente urbano-rural, identificaram o PE e PP

como os tipos mais abundantes de polímeros, representando 58% e 76%, respectivamente (KUNZ *et al.*, 2023).

FIGURA 7.9- Exemplos de espectros de FTIR obtidos a partir da análise das partículas.



Fonte: Autor (2025).

No cenário brasileiro, os dados disponíveis mostram resultados semelhantes. Uma investigação conduzida na Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, foi encontrado, nas amostras avaliadas, a presença de PE, PP, entre outros polímeros (DRABINSKI *et al.*, 2023). Analogamente, pesquisas realizadas no rio Tietê mostraram que PP, PP, PET, PS e PU foram os tipos de polímeros mais frequentemente observados nas amostras (DE MORAES *et al.*, 2024).

A frequência com que estes tipos de polímeros são encontrados em amostras ambientais, independente da matriz ou do local estudado, provavelmente, está relacionado à ampla gama de produtos que os utilizam em sua fabricação. Na Tabela 7.4 estão relacionados exemplos de usos de alguns dos polímeros identificados no presente trabalho.

TABELA 7.4- Exemplos de uso de alguns dos polímeros encontrados nas amostras de água analisadas neste trabalho.

Tipo de polímero		Aplicações comuns
Poliétileno		Sacos plásticos, recipientes de armazenamento.
Polipropileno		Cordas, tampas de garrafas, seringas, peças automotivas, cadeiras plásticas.
Poliestireno expandido	e Poliestireno	Caixas térmicas, boias, copos descartáveis.
PVC		Filmes, materiais de construção, mangueiras, brinquedos.
Poliamida /Nylon		Cordas, linhas e redes de pesca, roupas, equipamentos de proteção.
PET		Garrafas de bebidas, embalagens de alimentos.

Fonte: (GESAMP, 2019). Adaptado.

Além da elevada produção, devido à diversidade de aplicação, os polímeros PE e PP possuem densidade inferior a 1g/cm^3 , ou seja, são naturalmente mais leves do que a água, fato que favorece a presença na superfície de corpos hídricos.

7.2 MPs em amostras de sedimento

7.2.1 Caracterização física das partículas

Diferentemente das amostras de água, as amostras de sedimentos não foram coletadas em todas as campanhas, em virtude de limitações logísticas e ambientais, como a ausência de material no leito do corpo hídrico, sobretudo em períodos de maior pluviosidade, quando a suspensão e transporte se intensificam.

No entanto, apesar das restrições, em todas as amostras de sedimento analisadas foram identificadas a presença de microplásticos, independentes do

período e do local de coleta, com concentrações variando de 59,05 até 379,97 itens/kg de material seco (Tabela 7.5).

TABELA 7.5- Concentração em itens/kg de micropartículas encontradas em cada ponto amostral por período de coleta.

Períodos de coleta	Concentração de micropartículas (itens/kg)					
	P1	P3	P4	P5	P6	P7
06/22	N.A	140,64	N.A	116,07	69,92	135,41
02/23	N.A	141,85	379,97	253,91	N.A	93,53
03/24	59,05	264,4	120	N.A	N.A	N.A

N.A- Não amostrado.

Fonte: Autor (2025).

Na primeira campanha amostral, junho de 2022, a menor concentração de MPs foi observada no sedimento coletado no P6, enquanto a maior foi observada em P3. Relacionando estes resultados com as concentrações de MPs nas amostras de água coletadas no mesmo período, é possível observar, principalmente para P3, que o índice de pluviosidade influencia diretamente na distribuição de partículas nos diferentes compartimentos ambientais, pois os dados corroboram a hipótese de que o sedimento atue como um sumidouro de MPs, tornando-os indisponíveis na superfície.

Na amostragem de fevereiro de 2023, um padrão bastante relevante foi observado ao comparar os pontos P4 e P5. Embora ambos apresentem concentrações elevadas de MPs, 379,97 itens/kg e 253,91 itens//kg, respectivamente, há uma redução notável na quantidade de micropartículas entre os dois pontos. Essa diminuição na concentração em P5 reforça a hipótese de que as estações de tratamento de esgoto possam estar desempenhando o papel de sumidouros de MPs. A hipótese apresentada está em consonância com o que tem sido reportado na literatura internacional. MAGNI *et al.*, (2019) concluíram que 84% dos MPs removidos das águas residuais acabem nos lodos de esgoto, enquanto CASELLA *et al.*,(2025) acreditam que esta porcentagem possa ser ainda

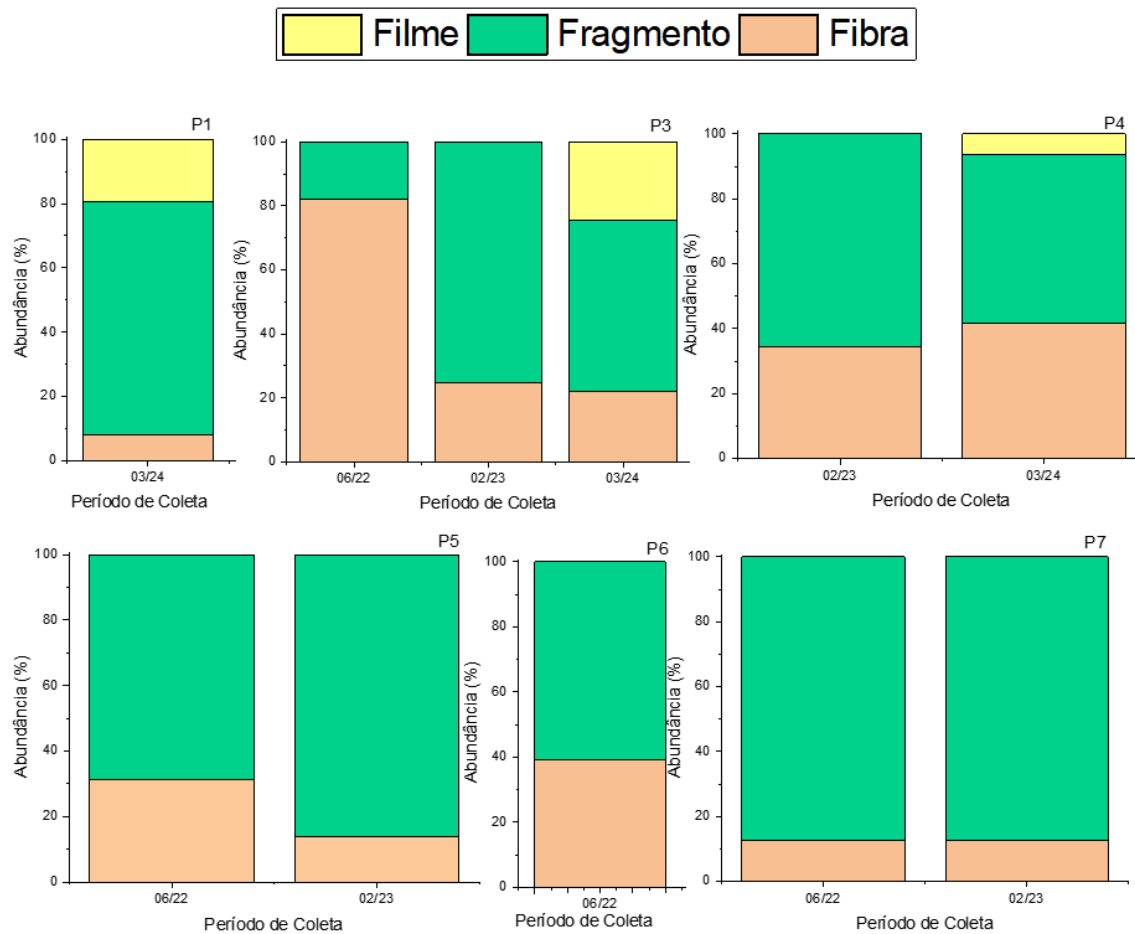
maior, chegando a 95%. Esta afirmação pode parecer contraditória, principalmente se forem considerados os dados das análises de água, no entanto, deve-se levar em consideração as características físicas das partículas, como tamanho e o acúmulo de biofilme ou de matéria orgânica aderida a sua superfície. Essas características aumentam a densidade das partículas e favorecem a deposição, o que ajuda a explicar as diferenças observadas entre os resultados de água e sedimento (MENDRIK *et al.*, 2023).

O número reduzido de amostras coletadas na campanha de março de 2024 e o fato de as amostras pertencerem a corpos hídricos distintos, impossibilita uma comparação estatística mais aprofundada sobre a presença de MPs em sedimentos.

Em comparação com outros estudos desenvolvidos ao redor do mundo, os sedimentos dos corpos hídricos avaliados neste trabalho apresentaram quantidades relativamente menores de MPs do que o reportado em outros locais, como no caso de rios Amazônicos, onde a concentração de MPs detectada chegou a 8178 itens/kg de sedimento seco (GEROLIN *et al.*, 2020). Em sedimentos fluviais vietnamitas os valores são ainda mais expressivos, variando de 1600 itens/kg de sedimentos seco até 94300 itens/kg (DUONG *et al.*, 2023).

Ao total, foram quantificadas e caracterizadas fisicamente 1053 partículas nas amostras de sedimento. Em relação à morfologia, apenas três tipos foram observados: fragmentos, fibras e filmes, sendo o primeiro a forma predominante dos MPs, correspondendo a 65,05%. Fibras corresponderam a 30,77% e filmes a apenas 4,18% (Figura 7.10)

Figura 7.10- Distribuição das morfologias das partículas quantificadas nas amostras de sedimento nos pontos amostrais em cada campanha de coleta realizada durante o desenvolvimento do trabalho.

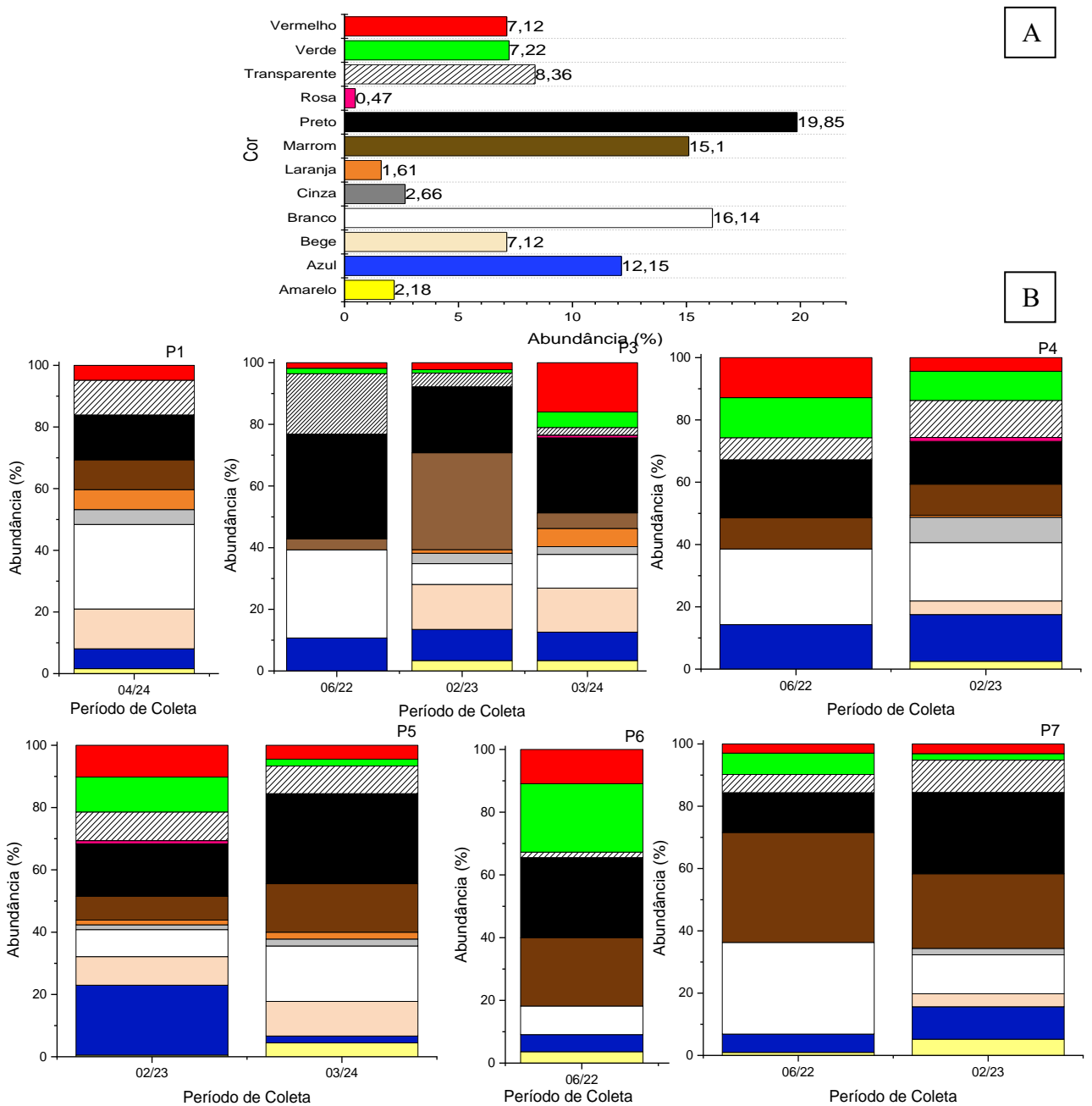


Fonte: Autor (2025).

Fragmentos e fibras estiveram presentes em todas as amostras de sedimento analisadas, independentemente do local e período de coleta. Os filmes foram observados apenas na campanha amostral de março de 2024 e em apenas nos pontos P1, P3 e P4. A presença destas mesmas morfologias foram reportadas em diversos outros estudos: nos sedimentos do rio Jinjiang os fragmentos representaram 46,85%, seguido das fibras (27,34%) e filmes (18,74%), além da presença de espumas; na Bacia do rio Tijuana, no México, as fibras foram as mais frequentes (65%), enquanto fragmentos e filmes corresponderam a 19% e 10%, respectivamente (J PIÑON-COLIN *et al.*, 2024; YE *et al.*, 2024).

Após identificação morfológica, as partículas foram agrupadas nas mesmas 12 categorias de cores que as partículas identificadas nas amostras de água. As cores predominantes foram o preto (19,85%) o branco (16,14%) e o marrom (15,10%) (Figura 7.11), padrão também reportado na literatura.

Figura 7.11- Distribuição das cores das partículas quantificadas nas amostras de sedimento. (A)- Distribuição total. (B)- Distribuição por campanha de amostragem em cada ponto de coleta.



Fonte: Autor (2025).

A elevada ocorrência de partículas pretas em todas as amostras analisadas, em especial fibras (11,9% dos itens nesta cor), frequentemente é atribuída a presença de indústrias têxteis nas proximidades dos sítios amostrais, condição que não reflete os pontos de amostragem contemplados neste trabalho (DENG *et al.*, 2020). Assim, no presente trabalho, tal relação pode estar mais associada à influência de áreas urbanas adjacentes, considerando a localização dos pontos amostrais.

As partículas quantificadas nos sedimentos apresentaram grandes semelhanças morfológicas e cromáticas com relação às quantificadas nas amostras de água superficial, sugerindo que ambas as matrizes compartilhem as mesmas potenciais fontes de contaminação, provavelmente compostas por MPs secundários. Neste contexto, parece provável que as possíveis fontes de contaminação sejam as mesmas para ambas as matrizes ambientais, sugerindo contaminação por MPs secundários.

7.2.2 Caracterização química das partícula

Das 1053 partículas quantificadas 356 foram caracterizadas quimicamente, sendo 260 identificados como algum tipo de plástico. Ao total, foram observados 20 tipos diferentes de polímeros, relacionados na Tabela 7.6.

Tabela 7.6- Relação dos 20 tipos de polímeros identificados nas amostras de sedimento analisadas.

Polímeros	Nº de itens	Abundância (%)	Polímeros	Nº de itens	Abundância (%)
PMMA	7	1,97	PET	38	10,67
Epóxi	2	0,56	Poliacetal	2	0,56
SAN	1	0,28	Poliamida	3	0,84
SMMA	1	0,28	Poliéster	14	3,93
EMA	1	0,28	PP	50	14,04
EVA	3	0,84	PS	6	1,68
EVOH	1	0,28	PU	2	0,56
Nylon	1	0,28	PVA	1	0,28
PC	5	1,40	PVC	10	2,80
PDA	6	1,68	Não identificado	26	7,30
PE	106	29,77	Outros	70	19,66

Fonte: Autor (2025).

A identificação dos polímeros quantificados nas amostras de sedimento foi feita com o mesmo procedimento de identificação usado com as amostras de água.

Os polímeros mais frequentemente detectados foram PE (29,8%) PP (14,0%) e PET (10,7%). A presença constante destes polímeros justifica-se pelos mesmos motivos da presença deles em amostras de água, ou seja, a ampla produção e utilização nos diversos setores da economia.

Dentre os materiais identificados, destacou-se o EVOH (um copolímero de etileno-álcool vinílico), observado apenas no sedimento. Trata-se de um termoplástico flexível, transparente e brilhante, amplamente utilizado em embalagens de alimentos, pois possui capacidade de barreira a gases considerada superior frente a termoplásticos tradicionais, como PP e PE, por exemplo. Seu uso contribui para o prolongamento da vida útil do alimento, garantindo segurança e preservando o sabor, contribuindo para a diminuição do desperdício de produtos perecíveis.

Os resultados aqui reportados são consistentes com o que está descrito na literatura internacional: uma avaliação do rio Wei constatou a presença de PE, PP, PS e PET nas amostras de sedimento avaliadas (ZHANG *et al.*, 2024). Os mesmos polímeros também foram observados por HAQUE *et al.*,(2024) durante um estudo conduzido em um rio Nova-iorquinos.

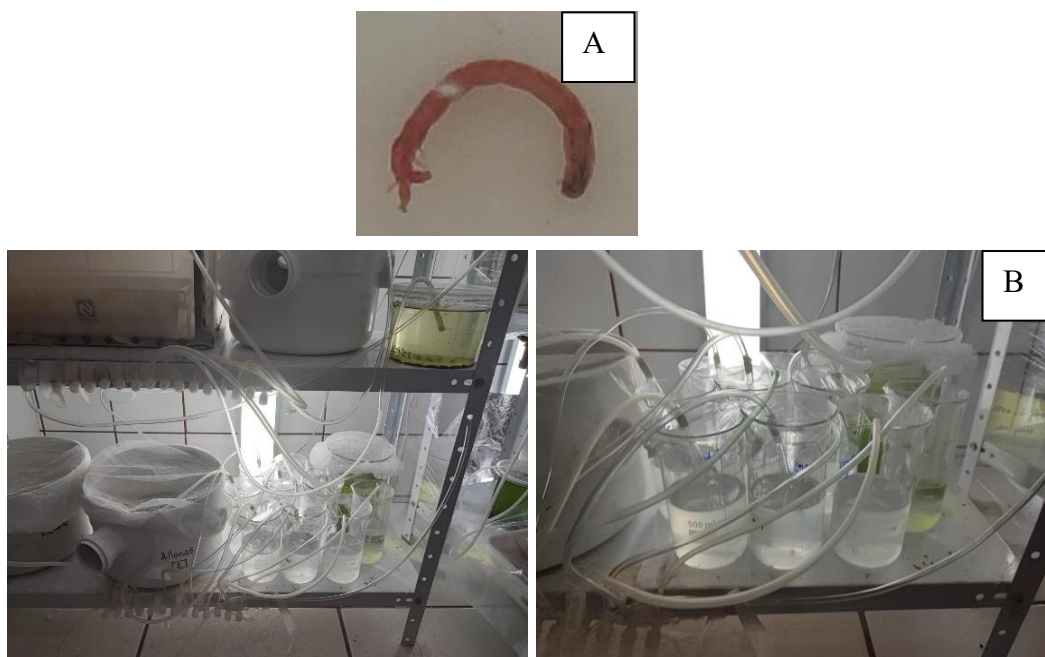
8 Ensaios ecotoxicológicos

8.1 Exposição dos *Chironomus sancticaroli*

Os ensaios de ecotoxicidade foram desenvolvidos com base no estudo publicado por CASTRO *et al.*,(2022), onde os organismos foram expostos a MPs de PE. Três concentrações de MP selecionadas para a realizações dos experimentos (20 mg/L, 160 mg/L e 320 mg/L) e os testes foram feitos em quintuplicata.

Nos testes de exposição aguda, cujo objetivo principal era avaliar a taxa de mortalidade dos organismos, seis larvas de 3º para 4º instar (Figura 8.1-A) foram colocadas em béqueres de 500 mL de capacidade, com 250 mL de água sem cloro, com 2,5 mg de alimento (TetraMin triturado) e os MPs, mantidos em repouso por 96 horas, em ambiente com controle de temperatura e luminosidade (Figura 8.1-B).

Figura 8.1- (A)- Larva de *Chironomus sancticaroli* de III *instar* usadas nos testes de exposição a microplásticos. (B)- Representação do testes de exposição aguda de *Chironomus sancticaroli* a microplásticos de PP < 125 µm.



Fonte: Autor (2025).

Durante a realização dos experimentos foi observado que os microplásticos não ficavam dispersos pelo recipiente, formando uma película na parte superior da água, dificultando/inviabilizando o contato dos organismos com as partículas.

Visando solucionar a questão e promover o contato organismo: contaminante, foi avaliado o uso de um agente dispersantes na água. O dispersante escolhido foi o Tween 80 e duas concentrações foram testadas: 0,05% (v/v) e 0,025 % (v/v). Ambas as concentrações foram eficientes para a dispersão dos MPs e não afetaram a taxa de mortalidade dos organismos. Assim, a menor proporção de dispersante foi selecionada para a realização dos ensaios. Outra observação relevante foi que mesmo com o uso do dispersante as partículas voltavam a se aglomerar na superfície após algumas horas em repouso. Desta forma, os ensaios passaram a ser realizados em uma mesa agitadora (Figura 8.2).

Figura 8.2- Ensaio de exposição aguda de *Chironomus sancticaroli* utilizando mesa agitadora.

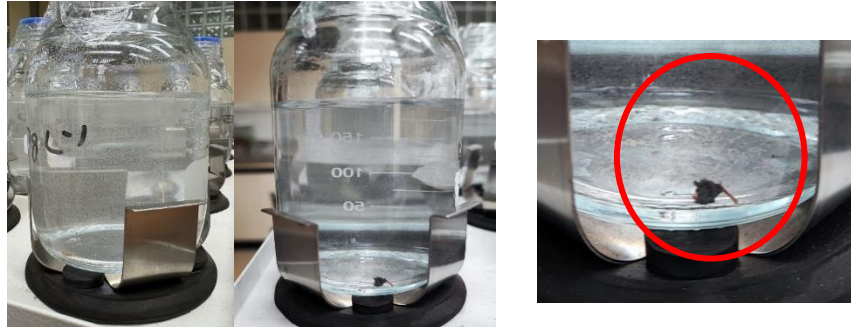


Fonte: Autor (2025).

O novo procedimento passou a ser: 200 mL de água sem cloro (0,025% Tween 80) + 5 organismos (3º instar) + 2,5 mg de alimento + MPs, em

120 rpm por 96 horas, promovendo, assim, a completa dispersão dos polímeros pelo recipiente (Figura 8.3)

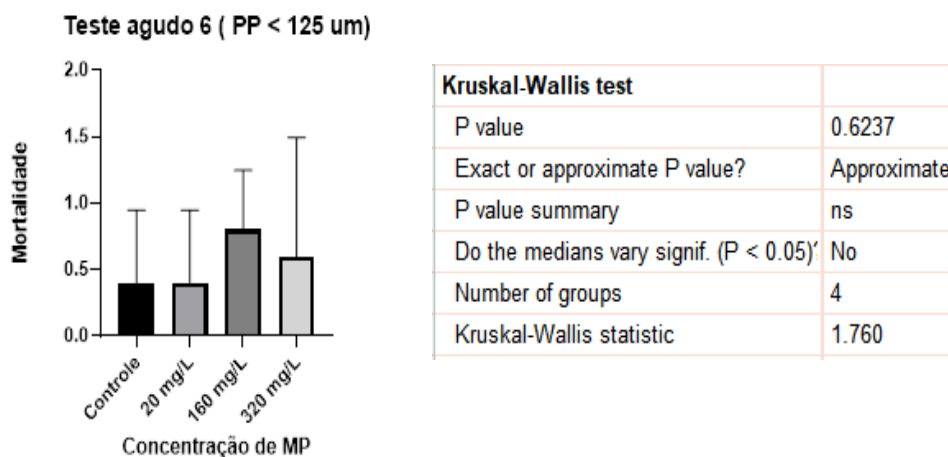
Figura 8.3- Representação da dispersão polimérica com o uso do Tween 80 (0,025% v/v).



Fonte: Autor (2025). O destaque vermelho na imagem mostra o organismo em contato com os MPs.

Após a otimização dos parâmetros operacionais, testes de exposição aguda com partículas de PP < 125 μm e PP < 45 μm foram conduzidos. No ensaio considerado validado (taxa de mortalidade dos organismos controle inferior a 10%) com PP < 125 μm , das 100 larvas utilizadas 89 sobreviveram. O teste estatístico de Kruskal-Wallis apontou que não houve diferença estatisticamente significativa da taxa de mortalidade entre os grupos (Figura 8.4).

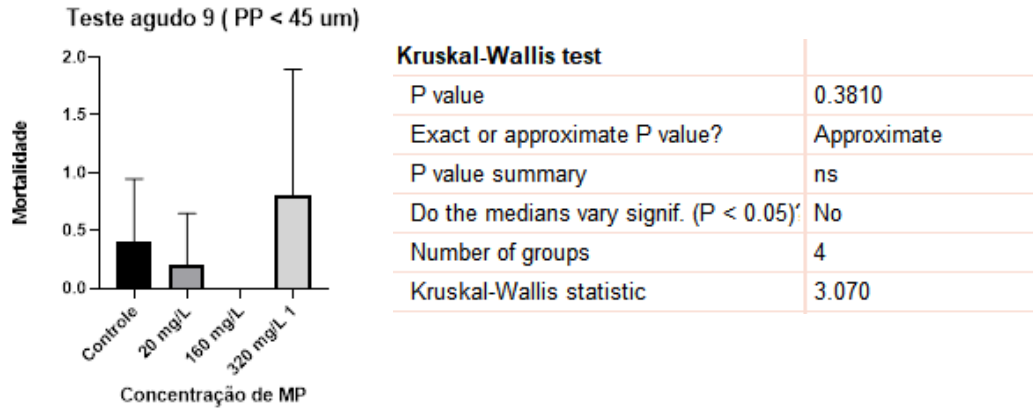
Figura 8.4- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de PP < 125 μm .



Fonte: Autor (2025).

Resultados semelhantes foram observados para os testes em que foi usado PP < 45 µm (Figura 8.5), onde das 100 larvas usadas, 97 sobreviveram.

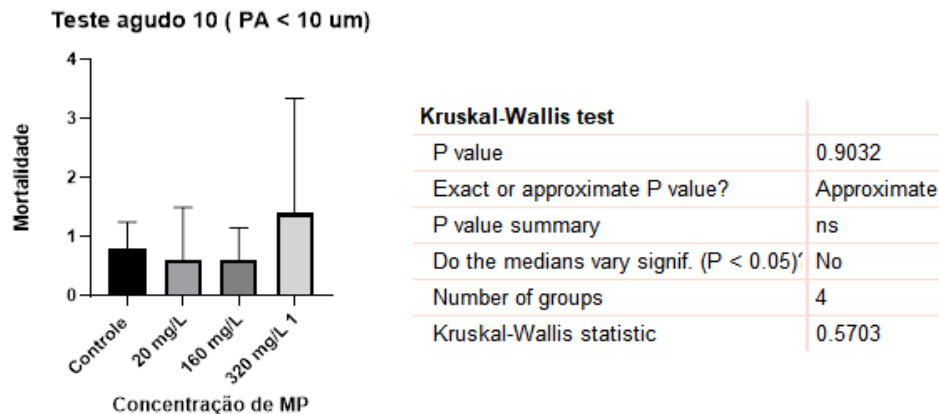
Figura 8.5- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de PP < 45µm.



Fonte: Autor (2025).

Nos testes executados utilizando PA < 10µm, a taxa de mortalidade do grupo controle (16%) excedeu o recomendado para a aceitação do teste (<10%). Assim como nos ensaios usando micropartículas de PP, os testes estatísticos não mostraram diferença na taxa de mortalidade, mas apontaram tendência de aumento nos grupos tratados com a maior concentração (320 mg/L) (Figura 8.6).

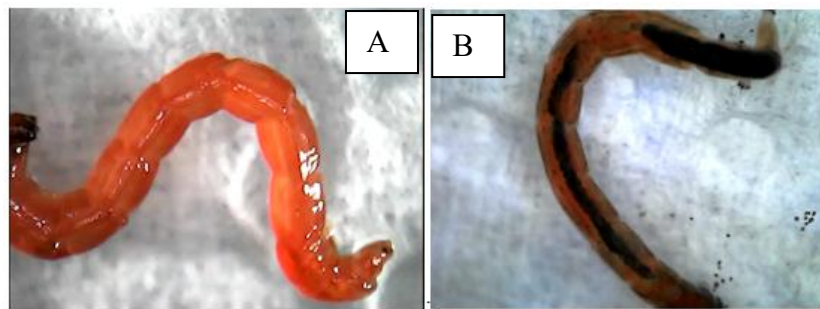
Figura 8.6- Teste estatístico de Kruskal-Wallis realizado os resultados de mortalidade do ensaio de exposição aguda dos organismos a microplásticos de P4 < 10µm.



Fonte: Autor (2025).

No entanto, embora o teste não tenha sido considerado validado, observações bastante relevantes, além da mortalidade, foram feitas. Ao final das 96 horas, algumas das larvas retiradas apresentaram o interior de seu corpo escurecido. Considerando que as partículas de PA usadas no teste tinham coloração preta, foi levantada a possibilidade de que, embora os organismos não morressem devido a presença de MPs, estes poderiam estar ingerindo as partículas. Assim, algumas larvas foram levadas para o microscópio onde foram feitas imagens de seu interior (Figura 8.7).

Figura 8.7- Larvas de *Chironomus sancticaroli* utilizadas nos testes de exposição aguda a MP de PA para avaliação da ingestão das micropartículas. (A)- organismos controle (B)- organismo exposto à 160 mg/L de PA.



Fonte: Autor (2025).

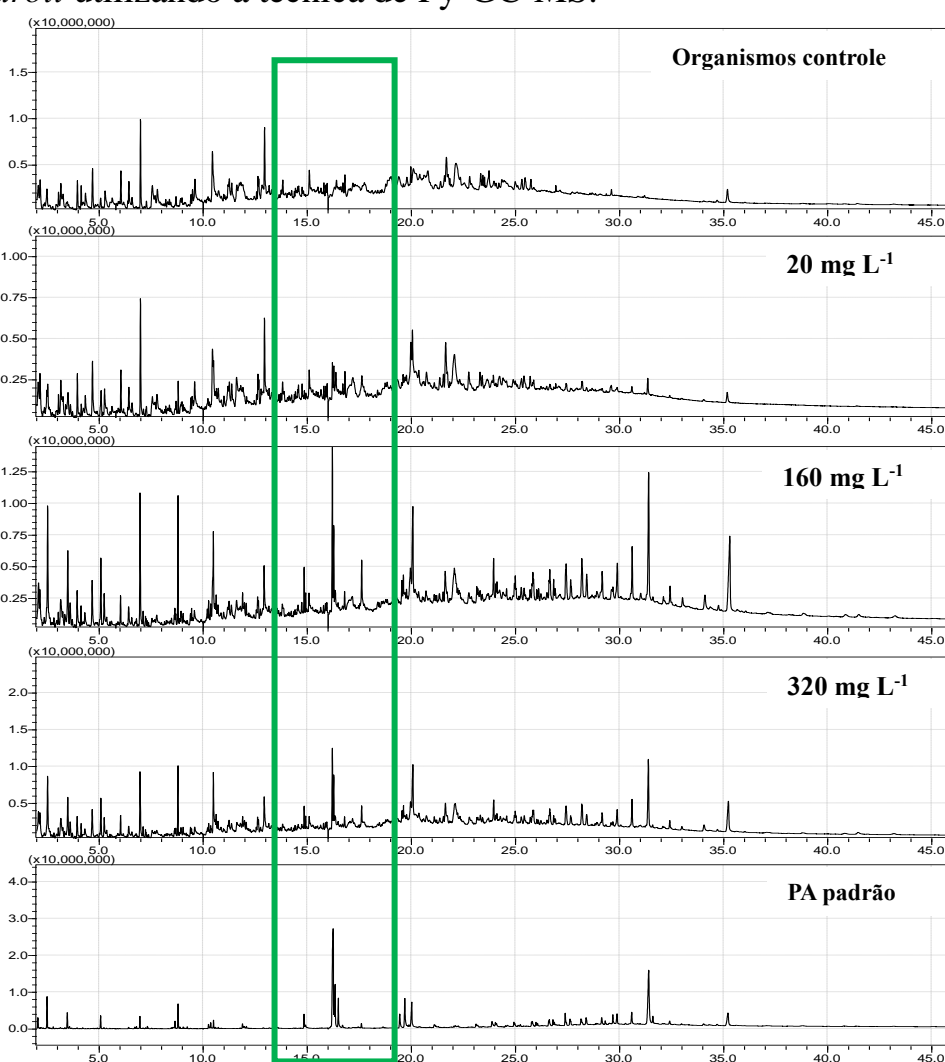
A imagem 8.7- A foi obtida de um organismo que nunca teve contato com os MPs de PA, enquanto a imagem 8.7- B foi obtida de um organismo utilizado no testes de exposição aguda. A observação visual da ingestão de microplásticos por *Chironomus sancticaroli* já foi reportada na literatura. Em um estudo conduzido por RANI-BORGES *et al.*, (2023), organismos de III *instar* foram expostos a PP < 26 µm envelhecidos naturalmente e, ao final dos testes, foi constatado que o número de partículas ingeridas era dependente do tempo e da concentração de contaminantes a que os organismos foram expostos.

Além das observações visuais feitas, a cerca da ingestão de polímeros pelos organismos, para comprovar, de fato, a ingestão, análises de cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas por pirólise (Py-GC-MS) foram

realizadas. Os organismos expostos a PA e os do grupo controle foram retirados o etanol 80%, onde foram armazenados após a contagem da mortalidade, lavados abundantemente com etanol PA, para a retirada de possíveis partículas aderidas à superfície corporal, transferidos para uma placa de Petri e levado para a estufa a 50 °C por 40 minutos. Em seguida, os organismos foram colocados em *eco cups* para pirólise e as massas foram aferidas.

Os organismos foram analisados em grupos, respeitando as réplicas a que pertenciam. A Figura 8.8 mostra os cromatogramas obtidos para os organismos do grupo controle, para as três concentrações de exposição e para o MP usado nos testes.

Figura 8.8- Cromatogramas obtidos a partir da análise das larvas de *Chironomus sancticaroli* utilizando a técnica de Py-GC-MS.



Fonte: Autor (2025).

A partir comparação visual entre os cromatogramas obtidos para os organismos do grupo controle com os obtidos para os organismos expostos à PA, foi possível observar o surgimento de picos cromatográficos, com tempo de retenção entre 16,0 e 16,5 minutos. A comparação com cromatograma obtido a partir da análise de 0,2 mg de PA padrão, e a ausência destes picos no cromatograma obtido na análise dos organismos do grupo controle comprovam a ingestão de partículas pelas larvas de *Chironomus sancticaroli*.

Até o presente momento, este é o primeiro estudo que comprovou a ingestão de microplásticos por *Chironomus sancticaroli* utilizando a técnica de cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas por pirólise. Apesar da ausência de estudos específicos com esta espécie, a aplicação de Py-GC-MS para confirmar a ingestão de microplásticos em organismos aquáticos já foi reportada diversas vezes na literatura (HERMABESSIERE *et al.*, 2018; NAKANO *et al.*, 2022; PETERS *et al.*, 2018). O uso desta técnica para a confirmação de ingestão de microplásticos por organismos bentônicos foi reportado por (ANUAR *et al.*, 2022) ao avaliar a ingestão por poliquetas.

Além do escurecimento do interior dos organismos, observações visuais sobre a mobilidade das larvas também foram feitas. Os organismos que ingeriram micropartículas de PA apresentaram movimentação inferior e mais restrita do que os organismos do grupo controle, que se mantiveram ativos durante todo o tempo. Além disso, nos testes usando PA foi observado que os organismos expostos a maior concentração de partículas atingiram a fase de pupa primeiro que os organismos expostos às concentrações mais baixas.

Adicionalmente, a confirmação da ingestão de micropartículas por *Chironomus sancticaroli* por meio de Py-GC-MS representa um avanço metodológico relevante, ampliando a compreensão dos mecanismos de interação entre organismos bentônicos e contaminantes plásticos. Esses resultados reforçam a necessidade de considerar não apenas os efeitos letais, mas também os

potenciais impactos subletais e bioacumulativos de MPs em ecossistemas aquáticos.”

9 Conclusão

No presente trabalho foi apresentado um panorama abrangente da contaminação por microplásticos em amostras de água e sedimento do Córrego do Barnabé e dos rios Monjolinho, Jundiá e Tietê. A detecção de microplásticos em todos os pontos amostrais, independentemente do período de coleta, reforça a natureza ubíqua desses contaminantes. A análise dos resultados demonstrou que fatores como a proximidade de estações de tratamento de esgoto e o índice de pluviosidade influenciam diretamente nas concentrações de MPs, principalmente nas amostras de água. A relação positiva entre a pluviosidade e a concentração de micropartículas plásticas reforça os indícios de que eventos de precipitação impulsionam o escoamento superficial, levando detritos plásticos de áreas urbanas para dentro dos corpos hídricos, e favorecem a ressuspensão de partículas retidas nos sedimentos, exercendo um papel fundamental na redistribuição espacial dos MPs.

Ao todo, foram quantificadas 14174 partículas. A caracterização física mostrou predominância das morfologias fragmentos e fibras, seguidas por filmes e, em menores proporções, microesferas. Estes dados são importantes para a interpretação sobre as possíveis fontes e rotas de entradas dos MPs nos ecossistemas aquáticos, uma vez que a predominância de fragmentos e fibras nas amostras indicam que, majoritariamente, as partículas encontradas nos corpos hídricos estudados são de origem secundária, provenientes de processos de fragmentação de resíduos plásticos convencionais e da descarga de efluentes domésticos ricos em fibras sintéticas. A coexistência de partículas com diversas morfologias nos mesmos compartimentos ambientais evidencia a multiplicidade das fontes de MPs. As cores mais frequentemente observadas foram, preto, azul, branco e marrom, características que corroboram a hipótese da origem secundária das micropartículas.

A análise polimérica identificou 31 tipos diferentes de polímeros, sendo PE, PP e PET os mais abundantes. A predominância de MPs constituídos destes polímeros está diretamente associada a massiva utilização destes materiais na confecção de produtos de uso cotidiano, como embalagens, sacolas, utensílios domésticos e objetos de descarte rápido, além do fato de serem os polímeros mais produzidos mundialmente.

Os ensaios de ecotoxicidade com organismos da espécie *Chironomus sancticaroli* mostraram que nem o tipo nem o tamanho dos microplásticos influenciam significativamente a taxa de mortalidade dos organismos. No entanto, foi observada a capacidade de ingestão das partículas menores que 10 µm, aparentemente associada à redução da mobilidade das larvas. Esta observação é reforçada por dados da literatura que comprovam que a exposição de *Daphnia magna* à MPs, mesmo em baixas concentrações, resultou na imobilização dos organismos (REHSE *et al.*, 2016). Destaca-se, ainda, que neste estudo, foi comprovada pela primeira vez a ingestão de MPs por *Chironomus sancticaroli* por Py-GC-MS.

Os resultados apresentados aqui lançam luz sobre questões ambientais relevantes e que devem ser debatidas o quanto antes. Os dados obtidos durante o desenvolvimento deste trabalho dão origem a preocupações centradas nos possíveis impactos ambientais e ecotoxicológicos ocasionados pela presença de MPs em corpos hídricos de água doce, que incluem danos físicos, químicos e biológicos capazes de comprometer tanto a integridade dos ecossistemas quanto o bem-estar humano.

A presença de MPs no trato digestivo dos organismos sinaliza uma preocupação quanto a obstrução intestinal e a redução da capacidade de absorção de nutrientes pelas larvas de *C. sancticaroli*, uma vez que estes mesmos efeitos foram observados em outros invertebrados aquáticos, como *Daphnia spp.* Estes impactos, além de danos físicos, provocam desregulação fisiológicas que refletem diretamente no desenvolvimento de indivíduos e nas taxas de reprodução,

colocando em risco a estabilidade do ecossistema (YIN *et al.*, 2023). Considerando que *C. sancticaroli* compõe a dieta de peixes, a ingestão de MPs por estes organismos pode constituir uma via de entrada de polímeros para níveis tróficos superiores.

Os ensaios realizados neste trabalho constituem um passo importante para o entendimento da dinâmica dos MPs em ambientes aquáticos, mas também revelam limitações na execução de protocolos ecotoxicológicos tradicionais diante de contaminantes particulados. É necessário reconhecer a importância e a necessidade da exposição de organismos a misturas poliméricas, mimetizando condições ambientais mais realistas. Adicionalmente, vale ressaltar que ensaios de curta duração e utilizando micropartículas provenientes de materiais prístinos podem, por vezes, subestimar os efeitos cumulativo, principalmente se levado em consideração a capacidade de dessorção de outros compostos ao longo do tempo. Reconhecer estas lacunas abre caminhos para propostas de novos desenhos experimentais que sejam mais próximos da realidade.

A detecção de MPs em todas as amostras analisadas evidencia sua ampla distribuição e recalcitrância, indicando a existência de fontes contínuas de poluição, associadas, principalmente, às atividades antrópicas como lançamento de efluentes urbanos, e ao escoamento superficial. O fato de dois dos corpos hídricos estudados serem usados para captação de água com finalidade de abastecimento público gera preocupações quanto à exposição humana crônica a MPs por meio de uso/ingestão de água tratada, uma vez que as estações de tratamento, atualmente, não são capazes de reter 100% destas micropartículas. A preocupação com os humanos vai além da presença física de MPs no organismo e relaciona-se, também, à possibilidade destas partículas atuarem como vetores de poluentes químicos, adsorvidos à sua superfície durante o tempo de permanência no ambiente ou adicionados durante o processo de manufatura, ampliando o potencial de risco à saúde pública. Estudos conduzidos no mundo todo já reportaram a presença de MPs (principalmente fragmentos e fibras) no organismo

humano, em locais como no sistema cárdio vascular, nos sistemas digestivo, respiratório e endócrinos (HORVATITS *et al.*, 2022; JENNER *et al.*, 2022; RAGUSA *et al.*, 2021), além de amostras biológicas como urina, fezes e leite materno (LIU *et al.*, 2023; PIRONTI *et al.*, 2022). A inalação e a ingestão (através de água e alimentos contaminados) são apontados como as principais rotas de entradas das micropartículas plásticas no corpo humano, podendo chegar a 121000 itens per capita ingeridos/inalados anualmente (COX *et al.*, 2019; KANNAN; VIMALKUMAR, 2021), o que reforça a importância de estudos sobre todas as vias de exposição.

Na esfera legal, em relação ao panorama da legislação existente, tanto nacional quanto internacionalmente, ainda existe uma lacuna em relação às legislações específicas para os microplásticos, uma vez que a maioria dos conjuntos regulatórios tratam de plásticos em geral ou de resíduos sólidos. No entanto, alguns passos têm sido dado em direção ao desenvolvimento de marcos regulatórios consistentes. A exemplo, em 2018, a Comissão Europeia adotou um conjunto de medidas (*A European Strategy for Plastics in a Circular Economy*) que objetiva repensar a forma como o plástico é utilizado. Este conjunto de medidas, que propõem a manutenção em uso dos produtos plásticos pelo maior tempo possível, minimizando o desperdício e o impacto ambiental, tem efeitos, mesmo que indiretamente, sobre a quantidade de microplásticos que adentram os ecossistemas. De forma direta, a União Europeia promulgou setembro em 2023, uma proibição da venda de produtos que contenham microplásticos adicionados (EUROPEAN COMMISSION, 2023). Países como Canadá e Reino Unido apresentam regulamentações que proíbem o a importação, fabricação e venda de produtos cosméticos e de higiene pessoal que contenham microesferas plásticas (CANADIAN ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT, 2017; ENVIRONMENTAL PROTECTION ENGLAND, 2017).

No Brasil, a ausência de uma lei federal que regule desde a origem (microplásticos primários) até o descarte e gestão inadequados de resíduos

sólidos, voltada exclusivamente para os microplásticos, ainda é um desafio a ser superado. Atualmente, apenas o Estado do Rio de Janeiro possui legislação voltada exclusivamente para MPs. A Lei Estadual nº 8090 de 30 de agosto de 2018 proíbe, dentre outras ações, a produção, distribuição e comercialização de produtos de cuidado pessoal e de limpeza que contenham microesferas plásticas.

A implementação de programas voltados à economia circular, que incentivem a redução do consumo de plásticos descartáveis, a reutilização de materiais e o aumento nas taxas de reciclagem, além do incentivo à substituição do plásticos por materiais biodegradáveis ou de menor impacto ambiental, podem ser estratégias eficazes para limitar/minimizar o volume de resíduos que chegarão ao meio ambiente. Neste sentido, atualmente, no município de São Paulo, vigora a Lei Municipal de São Paulo nº 17.261/2020, que proíbe o fornecimento plásticos de uso único em estabelecimentos comerciais.

Ainda que de forma bastante discreta, o Brasil tem avançado nas discussões legais sobre a poluição microplástica, principalmente através da apresentação de projetos de leis como o PL 2524/2022 e PL 260/224, ambos do Senado Federal e o PL 336/2025 da Câmara dos Deputados, que atualmente tramitam no Congresso Nacional.

Embora a ação do Estado seja importante, a adesão e participação da sociedade nessas ações são imprescindíveis. Campanhas de conscientização e educação ambiental são igualmente essenciais, pois são capazes de promover mudanças comportamentais na população e ampliar o engajamento social na diminuição da geração de resíduos plásticos.

Em 21 de outubro de 2025, o Governo Federal publicou o Decreto nº 12.688/2025, que regulamenta a Política Nacional de Resíduos Sólidos e institui o Sistema de Logística Reversa (SLR) de Embalagens de Plástico em todo o país. Além disso, desde 9 de janeiro de 2025, está em vigor a Lei nº 15.088/2025, que proíbe a importação de resíduos sólidos, incluindo papel, plástico, vidro e metal, destinados à reciclagem. O objetivo é fortalecer a cadeia de reciclagem

nacional e garantir que os resíduos gerados no país sejam processados internamente. São Leis que se adequadamente implementadas, podem a médio e longo prazo, representar melhorias no cenário da contaminação ambiental por plásticos.

Adicionalmente, para que propostas de políticas públicas sejam eficazes, sustentáveis e exequíveis para o enfrentamento da poluição plástica, é necessário que as decisões tomadas estejam baseadas em evidências científicas. As concentrações de MPs apresentados neste trabalho, variando de 0,11 a 4,38 itens L⁻¹ em água e de 59,05 a 379,97 itens kg⁻¹ em sedimento seco, posicionam os corpos hídricos do interior do estado de São Paulo em um contexto global de contaminação comparável, e, por vezes, superior ao relatado em estudos internacionais que empregam metodologias equivalentes. No contexto brasileiro, as pesquisas sobre MPs em ambientes aquáticos ainda podem ser consideradas incipientes, sendo mais voltadas para a avaliação de ambientes marinhos do que para ambientes de água doce. Assim, o presente trabalho agrega contribuições significativas para o avanço do conhecimento sobre contaminação por MPs de ecossistemas continentais, especialmente dos corpos hídricos do interior paulista, onde ainda há escassez de dados consolidados. Os resultados deste trabalho (ocorrência, distribuição caracterização física e química das partículas e ensaios ecotoxicológicos) fornecem uma visão abrangente sobre a presença, as potenciais fontes e os possíveis efeitos subletais relacionados aos MPs, contribuindo para compreensão da dinâmica da poluição por estes compostos em corpos hídricos brasileiros. Além disso, o uso de técnicas analíticas robustas e consolidadas, como ATR-FTIR e Py-GC-MS, associada ao uso de *Chironomus sancticaroli* como organismo teste nativo, representam um avanço metodológico relevante.

Ante o exposto, este trabalho representa um passo importante na consolidação do conhecimento sobre a poluição por MPs em ecossistemas brasileiros. Seus resultados podem servir de embasamento científico para formulações de políticas públicas e para orientar ações de gestão ambiental

voltadas à mitigação da poluição por estes contaminantes em ambientes de água doce.

10 Referências

- ABEYNAYAKA, A.; KOJIMA, F.; MIWA, Y.; ITO, N.; NIHEI, Y.; FUKUNAGA, Y.; YASHIMA, Y.; ITSUBO, N. Rapid Sampling of Suspended and Floating Microplastics in Challenging Riverine and Coastal Water Environments in Japan. **WATER**, Basel, v. 12, n. 7, p. 1903, 2020.
- ABIPLAST. **PERFIL 2023: INDÚSTRIA DO PLÁSTICO IMPULSIONA ECONOMIA BRASILEIRA G**. São Paulo: Associação Brasileira da Indústria do Plástico, 2024. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/noticias/perfil-2023-industria-do-plastico-impulsiona-economia-brasileira-gerando-mais-de-370-mil-empregos/>. Acesso em: 8 abr. 2025.
- ADJORNOR, B. Y.; HAN, B.; ZAHARAN, E. M.; PICHTTEL, J.; WOOD, R. Transport and Deposition of Microplastics at the Water–Sediment Interface: A Case Study of the White River near Muncie, Indiana. **Hydrology**, [s. l.], v. 11, n. 9, p. 141, 2024.
- ADOMAT, Y.; GRISCHEK, T. Sampling and processing methods of microplastics in river sediments - A review. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 758, p. 143691, 2021.
- AGRITEMPO SISTEMA DE MONITORAMENTO AGROMETEOROLÓGICO. [S. l.: s. n.], [s. d.]. Disponível em: <https://www.agritempo.gov.br/br/estado/SP/pesquisa/>. Acesso em: 27 ago. 2025.
- AKDOGAN, Z.; GUVEN, B.; KIDEYS, A. E. Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. **Environmental Research**, [s. l.], v. 234, p. 116500, 2023.
- AKHBARIZADEH, R.; XU, Y. J.; BOERNER, F.; HELM, P. A.; DIAMOND, M. L. Optimized Extraction Methods for Pristine and Aged Microplastics from Complex Water Samples. **ACS ES&T Water**, [s. l.], v. 5, n. 6, p. 3111–3117, 2025.
- ALFONSO, M. B.; SCORDO, F.; SEITZ, C.; MAVO MANSTRETTA, G. M.; RONDA, A. C.; ARIAS, A. H.; TOMBA, J. P.; SILVA, L. I.; PERILLO, G. M. E.; PICCOLO, M. C. First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America). **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 733, p. 139385, 2020.
- ALLEN, S.; ALLEN, D.; PHOENIX, V. R.; LE ROUX, G.; DURÁNTEZ JIMÉNEZ, P.; SIMONNEAU, A.; BINET, S.; GALOP, D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 339–344, 2019.
- ANDERSEN, R.; HARSAAE, A. L.; KELLNER, A.; SMYTH, A.; WESTERMANN, T. A. R.; GREEN, M.; VOLLERTSEN, J.; SYBERG, K.; LORENZ, C. Abundance, distribution and characteristics of microplastics in the North and South Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 209, p. 117217, 2024.
- ANUAR, S. T.; ALTARAWNAH, R. S.; MOHD ALI, A. A.; LEE, B. Q.; KHALIK, W. M. A. W. M.; YUSOF, K. M. K. K.; IBRAHIM, Y. S. Utilizing Pyrolysis–Gas Chromatography/Mass Spectrometry for Monitoring and Analytical Characterization of Microplastics in Polychaete Worms. **Polymers**, [s. l.], v. 14, n. 15, p. 3054, 2022.

APETE, L.; MARTIN, O. V.; IACOVIDOU, E. Fishing plastic waste: Knowns and known unknowns. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 205, p. 116530, 2024.

APETOGBOR, K.; PEREAO, O.; SPARKS, C.; OPEOLU, B. Spatio-temporal distribution of microplastics in water and sediment samples of the Plankenburg river, Western Cape, South Africa. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 323, p. 121303, 2023.

ARAUJO, C. F.; NOLASCO, M. M.; RIBEIRO, A. M. P.; RIBEIRO-CLARO, P. J. A. Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. **Water Research**, [s. l.], v. 142, p. 426–440, 2018.

BARROWS, A. P. W.; CHRISTIANSEN, K. S.; BODE, E. T.; HOELLEIN, T. J. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. **Water Research**, [s. l.], v. 147, p. 382–392, 2018.

BERNEGOSI, A.; CORBI, J. Efeitos crônicos da cafeína em concentrações subletais no macroinvertebrado aquático *Chironomus sancticarloi* em teste de geração. *Em: 2019*, [s. l.], . **Anais [...]**. [S. l.: s. n.], 2019.

BERTOLDI, C.; LARA, L. Z.; MIZUSHIMA, F. A. de L.; MARTINS, F. C. G.; BATTISTI, M. A.; HINRICHS, R.; FERNANDES, A. N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, Amsterdamv. 759, p. 143503, 2021.

BESSA, F.; BARRÍA, P.; NETO, J. M.; FRIAS, J. P. G. L.; OTERO, V.; SOBRAL, P.; MARQUES, J. C. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 128, p. 575–584, 2018.

BHATT, V.; CHAUHAN, J. S. Microplastic in freshwater ecosystem: bioaccumulation, trophic transfer, and biomagnification. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 9389–9400, 2023.

BILAL, M.; YAQUB, A.; HASSAN, H. U.; AKHTAR, S.; RAFIQ, N.; SHAH, M. I. A.; HUSSAIN, I.; KHAN, M. S.; NAWAZ, A.; MANOHARADAS, S.; KHAN, M. R.; ARAI, T.; DE LOS RIOS-ESCALANTE, P. Microplastic Quantification in Aquatic Birds: Biomonitoring the Environmental Health of the Panjkora River Freshwater Ecosystem in Pakistan. **TOXICS**, Baselv. 11, n. 12, p. 972, 2023.

BOUCHER, J.; FRIOT, D. **Primary microplastics in the oceans**. [S. l.]: IUCN, 2017. 2017. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/node/46622>. Acesso em: 11 abr. 2025.

BRANDER, S. M.; RENICK, V. C.; FOLEY, M. M.; STEELE, C.; WOO, M.; LUSHER, A.; CARR, S.; HELM, P.; BOX, C.; CHERNIAK, S.; ANDREWS, R. C.; ROCHMAN, C. M. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. **Applied Spectroscopy**, [s. l.], v. 74, n. 9, p. 1099–1125, 2020.

BRASIL. **Brasil é o 4º maior produtor de lixo plástico do mundo e recicla apenas 1%**. [S. l.: s. n.], 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/fundaj/pt-br/destaques/observa-fundaj-itens/observa-fundaj/revitalizacao-de-bacias/brasil-e-o-4o-maior-produtor-de-lixo-plastico-do-mundo-e-recicla-apenas-1>. Acesso em: 25 mar. 2025.

BRETAS ALVIM, C.; BES-PIÁ, M. A.; MENDOZA-ROCA, J. A. Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 402, p. 126293, 2020.

BROVINI, E. M.; LOBO, H.; MENDONÇA, R. F.; BOTTA, C. M. R.; LIMA, A. L. R. L.; DE DEUS, B. C. T.; CARDOSO, S. J. Chironomus sancticaroli (Diptera: Chironomidae) in ecotoxicology: laboratory cultures and tests. **Ecotoxicology**, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 223–233, 2023.

BÜNGENER, L.; SCHÄFFER, S.-M.; SCHWARZ, A.; SCHWALB, A. Microplastics in a small river: Occurrence and influencing factors along the river Oker, Northern Germany. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s. l.], v. 264, p. 104366, 2024.

CAMPANALE, C.; SAVINO, I.; POJAR, I.; MASSARELLI, C.; URICCHIO, V. F. A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments. **Sustainability**, [s. l.], v. 12, n. 17, p. 6755, 2020.

CANADIAN ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT. **The Microbeads in Toiletries Regulations (SOR/2017-111)**. Federal laws of Canada. 2017. Disponível em: <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2017-111/page-1.html#h-839341>. Acesso em: 16 maio 2025.

CARNEVALE MIINO, M.; GALAFASSI, S.; ZULLO, R.; TORRETTA, V.; RADA, E. C. Microplastics removal in wastewater treatment plants: A review of the different approaches to limit their release in the environment. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 930, p. 172675, 2024.

CARUSO, G.; CORSI, I.; WU, C.; BERGAMI, E.; CORAMI, F.; AZEVEDO-SANTOS, V. M. Plastic pollution in marine and freshwater biota. **Water Biology and Security**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 100247, 2024.

CARVALHO, J. P. S.; SILVA, T. S.; COSTA, M. F. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 166, p. 112212, 2021.

CASELLA, C.; SOL, D.; LACA, A.; DÍAZ, M. Microplastic Retention in Secondary Sewage Sludge: Characterization and Influence of Solid Concentration. **Applied Sciences**, [s. l.], v. 15, n. 7, p. 3557, 2025.

CASTELVETRO, V.; CORTI, A.; LA NASA, J.; MODUGNO, F.; CECCARINI, A.; GIANNARELLI, S.; VINCIGUERRA, V.; BERTOLDO, M. Polymer Identification and Specific Analysis (PISA) of Microplastic Total Mass in Sediments of the Protected Marine Area of the Meloria Shoals. **Polymers**, [s. l.], v. 13, n. 5, p. 796, 2021.

CASTRO, G. B.; BERNEGOSSI, A. C.; FELIPE, M. C.; OGURA, A. P.; DE LIMA E SILVA, M. R.; CORBI, J. J. Polyethylene microplastics and substrate availability can affect emergence responses of the freshwater insect Chironomus sancticaroli. **Ecotoxicology**, Dordrechtv. 31, n. 4, p. 679–688, 2022.

CATARINO, A. I.; MACCHIA, V.; SANDERSON, W. G.; THOMPSON, R. C.; HENRY, T. B. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 237, p. 675–684, 2018.

CHEN, Q.; SHI, G.; REVELL, L. E.; ZHANG, J.; ZUO, C.; WANG, D.; LE RU, E. C.; WU, G.; MITRANO, D. M. Long-range atmospheric transport of microplastics across the southern hemisphere. **Nature Communications**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 7898, 2023.

CHEN, X.; YAN, N. A brief overview of renewable plastics. **Materials Today Sustainability**, [s. l.], v. 7–8, p. 100031, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras : água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. 2. ed. São Paulo: [s. n.], 2023. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/102373. Acesso em: 7 ago. 2025.

CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA. **Plano De Recursos Hídricos Das Bacias Hidrográficas Dos Rios Piracicaba, Capivari E Jundiá: Relatório Síntese**. Piracicaba, SP: Agência Das Bacias Pcj, 2020. 2020.

COTTOM, J. W.; COOK, E.; VELIS, C. A. A local-to-global emissions inventory of macroplastic pollution. **Nature**, [s. l.], v. 633, n. 8028, p. 101–108, 2024.

COX, K. D.; COVERNTON, G. A.; DAVIES, H. L.; DOWER, J. F.; JUANES, F.; DUDAS, S. E. Human Consumption of Microplastics. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 53, n. 12, p. 7068–7074, 2019.

D'ANGELO, A.; TRENHOLM, N.; LOOSE, B.; GLASTRA, L.; STROCK, J.; KIM, J. Microplastics Distribution within Western Arctic Seawater and Sea Ice. **Toxics**, [s. l.], v. 11, n. 9, p. 792, 2023.

DE FALCO, F.; DI PACE, E.; COCCA, M.; AVELLA, M. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 6633, 2019.

DE MORAES, N. G.; OLIVATTO, G. P.; LOURENÇO, F. M. de O.; LOURENÇO, A. L. A.; GARCIA, G. M.; PIMPINATO, R. F.; TORNISIELO, V. L. Contamination by microplastics and sorbed organic pollutants in the surface waters of the Tietê River, São Paulo-SP, Brazil. **Heliyon**, [s. l.], v. 10, n. 16, p. e36047, 2024.

DE SOUSA, D. N. R.; MOZETO, A. A.; CARNEIRO, R. L.; FADINI, P. S. Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 484, p. 19–26, 2014.

DENG, H.; WEI, R.; LUO, W.; HU, L.; LI, B.; DI, Y.; SHI, H. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 258, p. 113658, 2020.

DENISE DE FREITAS; SILVIA APARECIDA MARTINS DOS SANTOS. **Atlas histórico socioambiental das regiões hidrográficas de São Carlos - SP | Portal de Livros Abertos da USP**. 2. ed. São Carlos: [s. n.], 2021. 2021.

DING, J.; SUN, C.; HE, C.; ZHENG, L.; DAI, D.; LI, F. Atmospheric microplastics in the Northwestern Pacific Ocean: Distribution, source, and deposition. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 829, p. 154337, 2022.

DING, T.; WEI, L.; HOU, Z.; LI, J.; ZHANG, C.; LIN, D. Microplastics altered contaminant behavior and toxicity in natural waters. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 425, p. 127908, 2022.

DRABINSKI, T. L.; DE CARVALHO, D. G.; GAYLARDE, C. C.; LOURENÇO, M. F. P.; MACHADO, W. T. V.; DA FONSECA, E. M.; DA SILVA, A. L. C.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastics in Freshwater River in Rio de Janeiro and Its Role as a Source of Microplastic Pollution in Guanabara Bay, SE Brazil. **Micro**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 208–223, 2023.

DUBAISH, F.; LIEBEZEIT, G. Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. **WATER AIR AND SOIL POLLUTION**, Dordrechtv. 224, n. 2, p. 1352, 2013.

DUONG, T. T.; NGUYEN-THUY, D.; PHUONG, N. N.; NGO, H. M.; DOAN, T. O.; LE, T. P. Q.; BUI, H. M.; NGUYEN-VAN, H.; NGUYEN-DINH, T.; NGUYEN, T. A. N.; CAO, T. T. N.; PHAM, T. M. H.; HOANG, T.-H. T.; GASPERI, J.; STRADY, E. Microplastics in sediments from urban and suburban rivers: Influence of sediment properties. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 904, p. 166330, 2023.

ENENCHE, D. E.; DAVIDSON, C. M.; LIGGAT, J. J. Towards a Consensus Method for the Isolation of Microplastics from Freshwater Sediments. **Environments**, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 146, 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION ENGLAND. **The Environmental Protection (Microbeads) (England) Regulations 2017**. [S. l.]: King's Printer of Acts of Parliament, 2017. Disponível em: <https://www.legislation.gov.uk/ukdsi/2017/9780111162118>. Acesso em: 16 maio 2025.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. dos S. V. da; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. de M. A. bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar. [s. l.], 2000. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001128197>. Acesso em: 20 ago. 2025.

ESTAHBANATI, S.; FAHRENFELD, N. L. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. **Chemosphere**, [s. l.], v. 162, p. 277–284, 2016.

EUROPEAN COMMISSION. **European Commission. "COMMISSION REGULATION (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending annex XVII to regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the council concerning the registration**, [s. l.], v. 239, p. 67–104, 2023.

EVODE, N.; QAMAR, S. A.; BILAL, M.; BARCELÓ, D.; IQBAL, H. M. N. Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, [s. l.], v. 4, p. 100142, 2021.

FAN, J.; ZOU, L.; ZHAO, G. Microplastic abundance, distribution, and composition in the surface water and sediments of the Yangtze River along Chongqing City, China. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 1840–1851, 2021.

FANG, C.; ZHENG, R.; CHEN, H.; HONG, F.; LIN, L.; LIN, H.; GUO, H.; BAILEY, C.; SEGNER, H.; MU, J.; BO, J. Comparison of microplastic contamination in fish and bivalves

from two major cities in Fujian province, China and the implications for human health. **Aquaculture**, [s. l.], v. 512, p. 734322, 2019.

FELIPE, M. C.; BERNEGOSI, A. C.; CARDOSO-SILVA, B. N.; DELL'ACQUA, M. M.; CORBI, J. J. Chironomus sancticaroli generation test applied to chemical contaminants and freshwater sediment samples. **Environmental Science and Pollution Research International**, [s. l.], v. 28, n. 29, p. 39282–39295, 2021.

FERRAZ, M.; BAUER, A. L.; VALIATI, V. H.; SCHULZ, U. H. Microplastic Concentrations in Raw and Drinking Water in the Sinos River, Southern Brazil. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 11, p. 3115, 2020.

FONSECA, A. L.; ROCHA, O. Laboratory cultures of the native species Chironomus xanthus Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 16, p. 153–161, 2004.

FRANK, Y.; ERSHOVA, A.; BATASHEVA, S.; VOROBIEV, E.; RAKHMATULLINA, S.; VOROBIEV, D.; FAKHRULLIN, R. Microplastics in Freshwater: A Focus on the Russian Inland Waters. **Water**, [s. l.], v. 14, n. 23, p. 3909, 2022.

FREITAS, D. de; SANTOS, S. A. M. dos. **Atlas histórico socioambiental das regiões hidrográficas de São Carlos - SP**. [S. l.]: Portal de Livros Abertos da USP, 2021. 2021. Disponível em: <https://www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/1263>. Acesso em: 30 maio 2025.

GALVÃO, A.; ALEIXO, M.; DE PABLO, H.; LOPES, C.; RAIMUNDO, J. Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, n. 21, p. 26643–26649, 2020.

GAO, W.; DENG, X.-J.; ZHANG, J.; QI, L.; ZHAO, X.-Q.; ZHANG, P.-Y. Assessment of quality control measures in the monitoring of microplastic: a critical review. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 2203349, 2023.

GEROLIN, C. R.; PUPIM, F. N.; SAWAKUCHI, A. O.; GROHMANN, C. H.; LABUTO, G.; SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 749, p. 141604, 2020.

GESAMP. **Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the ocean**. Peter Kershawa, Alexander Turrab, Francois Galgan, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332014608_GESAMP_2019_Guidelines_for_the_monitoring_assessment_of_plastic_litter_in_the_ocean_Reports_Studies_99_editors_Kershaw_PJ_Turra_A_and_Galgani_F.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, [s. l.], v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.

GODOY, V.; MARTÍN-LARA, M. A.; CALERO, M.; BLÁZQUEZ, G. The relevance of interaction of chemicals/pollutants and microplastic samples as route for transporting contaminants. **Process Safety and Environmental Protection**, [s. l.], v. 138, p. 312–323, 2020.

GONZALEZ-PINEDA, M.; AVILA, C.; LACEROT, G.; PABLO LOZOYA, J.; TEIXEIRA DE MELLO, F.; FACCIO, R.; PIGNANELLI, F.; SALVADO, H. Experimental ingestion of

microplastics in three common Antarctic benthic species. **Marine Environmental Research**, London v. 204, p. 106879, 2025.

GONZÁLEZ-PLEITER, M.; EDO, C.; AGUILERA, Á.; VIÚDEZ-MOREIRAS, D.; PULIDO-REYES, G.; GONZÁLEZ-TORIL, E.; OSUNA, S.; DE DIEGO-CASTILLA, G.; LEGANÉS, F.; FERNÁNDEZ-PIÑAS, F.; ROSAL, R. Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 761, p. 143213, 2021.

GRANADOS-SÁNCHEZ, R. R.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Microplastic pollution and associated trace metals in freshwater ecosystems within protected natural areas: the case of a biosphere reserve in Mexico. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 12, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2024.1441340/full>. Acesso em: 27 ago. 2025.

GRAY, A. D.; WERTZ, H.; LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 128, p. 223–233, 2018.

HAN, N.; ZHAO, Q.; AO, H.; HU, H.; WU, C. Horizontal transport of macro- and microplastics on soil surface by rainfall induced surface runoff as affected by vegetations. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 831, p. 154989, 2022.

HAQUE, A.; HOLSEN, T. M.; BAKI, A. B. M. Distribution and risk assessment of microplastic pollution in a rural river system near a wastewater treatment plant, hydro-dam, and river confluence. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 6006, 2024.

HARTMANN, N. B.; HÜFFER, T.; THOMPSON, R. C.; HASSELLÖV, M.; VERSCHOOR, A.; DAUGAARD, A. E.; RIST, S.; KARLSSON, T.; BRENNHOLT, N.; COLE, M.; HERRLING, M. P.; HESS, M. C.; IVLEVA, N. P.; LUSHER, A. L.; WAGNER, M. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 2019.

HE, D.; CHEN, X.; ZHAO, W.; ZHU, Z.; QI, X.; ZHOU, L.; CHEN, W.; WAN, C.; LI, D.; ZOU, X.; WU, N. Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. **Environmental Research**, [s. l.], v. 196, p. 110908, 2021.

HERMABESSIERE, L.; HIMBER, C.; BORICAUD, B.; KAZOUR, M.; AMARA, R.; CASSONE, A.-L.; LAURENTIE, M.; PAUL-PONT, I.; SOUDANT, P.; DEHAUT, A.; DUFLOS, G. Optimization, performance, and application of a pyrolysis-GC/MS method for the identification of microplastics. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, [s. l.], v. 410, n. 25, p. 6663–6676, 2018.

HITCHCOCK, J. N. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 734, p. 139436, 2020.

HORVATITS, T.; TAMMINGA, M.; LIU, B.; SEBODE, M.; CARAMBIA, A.; FISCHER, L.; PÜSCHEL, K.; HUBER, S.; FISCHER, E. K. Microplastics detected in cirrhotic liver tissue. **eBioMedicine**, [s. l.], v. 82, p. 104147, 2022.

ISMANTO, A.; HADIBARATA, T.; SUGIANTO, D. N.; ZAINURI, M.; KRISTANTI, R. A.; WISHA, U. J.; HERNAWAN, U.; ANINDITA, M. A.; GONSILOU, A. P.; ELSHIKH, M. S.; AL-MOHAIMEED, A. M.; ABBASI, A. M. First evidence of microplastics in the water and sediment of Surakarta city river basin, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 196, p. 115677, 2023.

ISRAELIT, S.; LIPMAN, D. **Toward Eliminating Pre-Consumer Emissions of Microplastics from the Textile Industry**. [S. l.]: The Nature Conservancy & Bain & Company, 2021. Disponível em: <https://www.bain.com/insights/toward-eliminating-pre-consumer-emissions-of-microplastics-from-the-textile-industry/>. Acesso em: 30 ago. 2025.

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. Microplastic in Aquatic Ecosystems. **Angewandte Chemie (International Ed. in English)**, [s. l.], v. 56, n. 7, p. 1720–1739, 2017.

J PIÑON-COLIN, T.; WAKIDA, F. T.; ROGEL-HERNANDEZ, E.; WAKIDA-KUSUNOKI, A. T.; GARCIA-FLORES, E.; MAGAÑA, H. Microplastics in the sediments of the Tijuana River Basin, Mexico. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 21, n. 13, p. 8361–8374, 2024.

JABEEN, K.; LI, B.; CHEN, Q.; SU, L.; WU, C.; HOLLERT, H.; SHI, H. Effects of virgin microplastics on goldfish (*Carassius auratus*). **Chemosphere**, [s. l.], v. 213, p. 323–332, 2018.

JAHAN, I.; CHOWDHURY, G.; BAQUERO, A. O.; COUETARD, N.; HOSSAIN, M. A.; MIAN, S.; IQBAL, M. M. Microplastics pollution in the Surma River, Bangladesh: A rising hazard to upstream water quality and aquatic life. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 360, p. 121117, 2024.

JENNER, L. C.; ROTCHELL, J. M.; BENNETT, R. T.; COWEN, M.; TENTZERIS, V.; SADOFSKY, L. R. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 831, p. 154907, 2022.

JONES-WILLIAMS, K.; ROWLANDS, E.; PRIMPKE, S.; GALLOWAY, T.; COLE, M.; WALUDA, C.; MANNO, C. Microplastics in Antarctica - A plastic legacy in the Antarctic snow?. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 966, p. 178543, 2025.

KAISER, D.; KOWALSKI, N.; WANIEK, J. J. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. **ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS**, Bristolv. 12, n. 12, p. 124003, 2017.

KANKANIGE, D.; BABEL, S. Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET-bottled water in Thailand. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 717, p. 137232, 2020.

KANNAN, K.; VIMALKUMAR, K. A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights Into Microplastics as Obesogens. **Frontiers in Endocrinology**, [s. l.], v. 12, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/endocrinology/articles/10.3389/fendo.2021.724989/full>. Acesso em: 29 out. 2025.

KARING, D. J.; ANGGIANI, M.; CAO, L. T. T.; EL-SHAAMMARI, M. Occurrence of Microplastics in Kemena River and Niah River of Sarawak, Malaysia. **Tropical Environment, Biology, and Technology**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 1–13, 2023.

KARLSSON, T. M.; ARNEBORG, L.; BROSTRÖM, G.; ALMROTH, B. C.; GIPPERTH, L.; HASSELLÖV, M. The unaccountability case of plastic pellet pollution. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 129, n. 1, p. 52–60, 2018.

KAUSHIK, A.; GUPTA, P.; KUMAR, A.; SAHA, M.; VARGHESE, E.; SHUKLA, G.; SURESH, K.; GUNTHER, S. S. Identification and physico-chemical characterization of microplastics in marine aerosols over the northeast Arabian Sea. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 912, p. 168705, 2024.

KEDZIERSKI, M.; FRÈRE, D.; LE MAGUER, G.; BRUZAUD, S. Why is there plastic packaging in the natural environment? Understanding the roots of our individual plastic waste management behaviours. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 740, p. 139985, 2020.

KHALID, N.; AQEEL, M.; NOMAN, A.; FATIMA RIZVI, Z. Impact of plastic mulching as a major source of microplastics in agroecosystems. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 445, p. 130455, 2023.

KIM, Y.; KIM, H.; JEONG, M.-S.; KIM, D.; KIM, J.; JUNG, J.; SEO, H.-M.; HAN, H.-J.; LEE, W.-S.; CHOI, C.-Y. Microplastics in gastrointestinal tracts of gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) chicks on King George Island, Antarctica. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 13016, 2023.

KÜHN, S.; VAN FRANEKER, J. A. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 151, p. 110858, 2020.

KUKKOLA, A.; KRAUSE, S.; LYNCH, I.; SAMBROOK SMITH, G. H.; NEL, H. Nano and microplastic interactions with freshwater biota – Current knowledge, challenges and future solutions. **Environment International**, [s. l.], v. 152, p. 106504, 2021.

KUMAR, S. K. M.; KARTHA, A. R.; RAJATHY, S.; RATHEESH KUMAR, C. S.; CHANDINI, P. K.; VIDYA, P. V.; MADHURAJ, P. K.; SAJITH, K. S.; ANAMIKA, S. Characterization of suspended microplastics in surface waters of Chalakudy River, Kerala, India. **Chemistry and Ecology**, [s. l.], v. 39, n. 3, p. 268–287, 2023.

KUMAR, S. K. M.; RAJATHY, S.; KUMAR, C. S. R. Inter riverine variability in microplastic distribution among two tropical rivers - Chalakudy and Periyar, Southwest India. **International Journal of River Basin Management**, Abingdon 2024.

KUNZ, A.; SCHNEIDER, F.; ANTHONY, N.; LIN, H.-T. Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: Correlation with land use, potential sources and pathways. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 321, p. 121096, 2023.

LEI, L.; WU, S.; LU, S.; LIU, M.; SONG, Y.; FU, Z.; SHI, H.; RALEY-SUSMAN, K. M.; HE, D. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 619–620, p. 1–8, 2018.

LESLIE, H. A.; VAN VELZEN, M. J. M.; BRANDSMA, S. H.; VETHAAK, A. D.; GARCIA-VALLEJO, J. J.; LAMOREE, M. H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, [s. l.], v. 163, p. 107199, 2022.

- LI, Z.; MENG, X.; SHI, X.; LI, C.; ZHANG, C. Adsorption–Desorption Behaviors of Enrofloxacin and Trimethoprim and Their Interactions with Typical Microplastics in Aqueous Systems. **Sustainability**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 516, 2025.
- LI, Y.; TAO, L.; WANG, Q.; WANG, F.; LI, G.; SONG, M. Potential Health Impact of Microplastics: A Review of Environmental Distribution, Human Exposure, and Toxic Effects. **Environment & Health**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 249–257, 2023.
- LIU, S.; GUO, J.; LIU, X.; YANG, R.; WANG, H.; SUN, Y.; CHEN, B.; DONG, R. Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 854, p. 158699, 2023.
- LUSHER, A. L.; WELDEN, N. A.; SOBRAL, P.; COLE, M. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. **Analytical Methods**, [s. l.], v. 9, n. 9, p. 1346–1360, 2017.
- MAGNI, S.; BINELLI, A.; PITTURA, L.; AVIO, C. G.; DELLA TORRE, C.; PARENTI, C. C.; GORBI, S.; REGOLI, F. The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 652, p. 602–610, 2019.
- MAGNO, I.; BARRETO, A. S.; GOMES RIBEIRO-BRASIL, D. R.; SILVA VALENTE, F.; MOORHEAD, G.; BRAGA DE CASTRO, Í.; KAMINSKI ANDREOLI, K. R.; IWANICKI, L.; MENEZES, M.; SANTOS, R.; ANDRADES, R.; VASQUES RIBEIRO, V. **Fragmentos da Destruição: impactos do plástico na biodiversidade marinha brasileira**. [S. l.]: Zenodo, 2024. Disponível em: <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.13931989>. Acesso em: 10 abr. 2025.
- MARIANO, G.; MAGRO, C.; URBANSKI, B. Q.; NOGUEIRA, M. G. Microplastic contamination in the highly polluted Tietê River (São Paulo, Brazil): an unsustainable human-nature relationship. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 197, n. 4, p. 1–15, 2025.
- MARTIN, J.; LUSHER, A.; THOMPSON, R. C.; MORLEY, A. The Deposition and Accumulation of Microplastics in Marine Sediments and Bottom Water from the Irish Continental Shelf. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 10772, 2017.
- MASON, S. A.; GARNEAU, D.; SUTTON, R.; CHU, Y.; EHMANN, K.; BARNES, J.; FINK, P.; PAPAZISSIMOS, D.; ROGERS, D. L. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. **Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)**, [s. l.], v. 218, p. 1045–1054, 2016.
- MASURA, J.; BAKER, J. E.; FOSTER, G. D. (Gregory D.); ARTHUR, C.; HERRING, C. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. [s. l.], 2015. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>. Acesso em: 27 mar. 2025.
- MATSUGUMA, Y.; TAKADA, H.; KUMATA, H.; KANKE, H.; SAKURAI, S.; SUZUKI, T.; ITOH, M.; OKAZAKI, Y.; BOONYATUMANOND, R.; ZAKARIA, M. P.; WEERTS, S.; NEWMAN, B. Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, [s. l.], v. 73, n. 2, p. 230–239, 2017.

MCNEISH, R. E.; KIM, L. H.; BARRETT, H. A.; MASON, S. A.; KELLY, J. J.; HOELLEIN, T. J. Microplastic in riverine fish is connected to species traits. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 11639, 2018.

MENDRIK, F.; FERNÁNDEZ, R.; HACKNEY, C. R.; WALLER, C.; PARSONS, D. R. Non-buoyant microplastic settling velocity varies with biofilm growth and ambient water salinity. **Communications Earth & Environment**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 30, 2023.

MERGA, L. B.; REDONDO-HASSELERHARM, P. E.; VAN DEN BRINK, P. J.; KOELMANS, A. A. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 741, p. 140527, 2020.

MONIRA, S.; ROYCHAND, R.; HAI, F. I.; BHUIYAN, M.; DHAR, B. R.; PRAMANIK, B. K. Nano and microplastics occurrence in wastewater treatment plants: A comprehensive understanding of microplastics fragmentation and their removal. **Chemosphere**, [s. l.], v. 334, p. 139011, 2023.

MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS. **Química Nova**, [s. l.], v. 44, p. 1328–1352, 2021.

MURPHY, L.; GERMAINE, K.; KAKOULI-DUARTE, T.; CLEARY, J. Assessment of microplastics in Irish river sediment. **Heliyon**, [s. l.], v. 8, n. 7, p. e09853, 2022.

NADERI BENI, N.; KARIMIFARD, S.; GILLEY, J.; MESSER, T.; SCHMIDT, A.; BARTELT-HUNT, S. Higher concentrations of microplastics in runoff from biosolid-amended croplands than manure-amended croplands. **Communications Earth & Environment**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 1–9, 2023.

NAKANO, R.; GÜRSES, R. K.; TANAKA, Y.; ISHIDA, Y.; KIMOTO, T.; KITAGAWA, S.; IIGUNI, Y.; OHTANI, H. Pyrolysis-GC-MS analysis of ingested polystyrene microsphere content in individual *Daphnia magna*. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 817, p. 152981, 2022.

NAYANATHARA THATHSARANI PILAPITIYA, P. G. C.; RATNAYAKE, A. S. The world of plastic waste: A review. **Cleaner Materials**, [s. l.], v. 11, p. 100220, 2024.

OECD. Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options. **OECD**, [s. l.], 2022a. Disponível em: https://www.oecd.org/en/publications/global-plastics-outlook_de747aef-en.html. Acesso em: 2 abr. 2025.

OECD. Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060. [s. l.], 2022b. Disponível em: https://www.oecd.org/en/publications/global-plastics-outlook_aa1edf33-en.html. Acesso em: 2 abr. 2025.

OKOFFO, E. D.; O'BRIEN, S.; O'BRIEN, J. W.; TSCHARKE, B. J.; RAUERT, C.; RØDLAND, E. S.; RIBEIRO, F.; BURROWS, S. D.; TOAPANTA, T.; MUELLER, J. F.; THOMAS, K. V. Does size matter? Quantification of plastics associated with size fractionated biosolids. **The Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 811, p. 152382, 2022.

OLIVATTO, G. P.; ANDO, R. A.; FERNANDES, R. F.; ATHAYDE LOURENÇO, A. L.; SOUZA, A. J. de; TORNISIELO, V. L. Temporal and spatial distribution of microplastics in the freshwater Atibaia river basin, Campinas-SP, Brazil. **Heliyon**, [s. l.], v. 10, n. 23, p. e40622, 2024.

OMEYER, L. C. M.; DUNCAN, E. M.; ABREO, N. A. S.; ACEBES, J. M. V.; ANGSINCO-JIMENEZ, L. A.; ANUAR, S. T.; ARAGONES, L. V.; ARAUJO, G.; CARRASCO, L. R.; CHUA, M. A. H.; CORDOVA, M. R.; DEWANTI, L. P.; ESPIRITU, E. Q.; GARAY, J. B.; GERMANOV, E. S.; GETLIFF, J.; HORCAJO-BERNA, E.; IBRAHIM, Y. S.; JAAFAR, Z.; JANAIRO, J. I. B.; GYI, T. K.; KREB, D.; LIM, C. L.; LYONS, Y.; MUSTIKA, P. L. K.; NEO, M. L.; NG, S. Z. H.; PASARIBU, B.; PARIATAMBY, A.; PETER, C.; PORTER, L.; PURBA, N. P.; SANTA CRUZ, E. T.; SHAMS, S.; THOMPSON, K. F.; TORRES, D. S.; WESTERLAKEN, R.; WONGTAWAN, T.; GODLEY, B. J. Interactions between marine megafauna and plastic pollution in Southeast Asia. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 874, p. 162502, 2023.

ORY, N. C.; GALLARDO, C.; LENZ, M.; THIEL, M. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 240, p. 566–573, 2018.

ÖZTEKIN, A.; ÜSTÜN, F.; BAT, L.; TABAK, A. Microplastic Contamination of the Seawater in the Hamsilos Bay of the Southern Black Sea. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 235, n. 6, p. 325, 2024.

PAKHOMOVA, S.; BEREZINA, A.; LUSHER, A. L.; ZHDANOV, I.; SILVESTROVA, K.; ZAVIALOV, P.; VAN BAVEL, B.; YAKUSHEV, E. Microplastic variability in subsurface water from the Arctic to Antarctica. **ENVIRONMENTAL POLLUTION**, Londonv. 298, p. 118808, 2022.

PALACIO-CORTES, A. M.; HORTON, A. A.; NEWBOLD, L.; SPURGEON, D.; LAHIVE, E.; PEREIRA, M. G.; GRASSI, M. T.; MOURA, M. O.; DISNER, G. R.; CESTARI, M. M.; GWEON, H. S.; NAVARRO-SILVA, M. A. Accumulation of nylon microplastics and polybrominated diphenyl ethers and effects on gut microbial community of *Chironomus sancticarloi*. **Science of the Total Environment**, Amsterdamv. 832, p. 155089, 2022.

PASQUIER, G.; DOYEN, P.; DEHAUT, A.; VEILLET, G.; DUFLOS, G.; AMARA, R. Vertical distribution of microplastics in a river water column using an innovative sampling method. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 195, n. 11, p. 1302, 2023.

PATEL, H.; RABARI, V.; PATEL, A.; SAHOO, D. K.; TRIVEDI, J. Microplastic contamination in endemic species: a case study on ginger prawn, *Metapenaeus kutchensis*. **Environmental Science: Advances**, [s. l.], v. 4, n. 8, p. 1223–1237, 2025.

PERIYASAMY, A. P.; TEHRANI-BAGHA, A. A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. **Polymer Degradation and Stability**, [s. l.], v. 199, p. 109901, 2022.

PETERS, C. A.; HENDRICKSON, E.; MINOR, E. C.; SCHREINER, K.; HALBUR, J.; BRATTON, S. P. Pyr-GC/MS analysis of microplastics extracted from the stomach content of benthivore fish from the Texas Gulf Coast. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 137, p. 91–95, 2018.

PFEIFFER, F.; FISCHER, E. K. Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 8, 2020. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2020.572424/full>. Acesso em: 15 maio 2025.

PIERDOMENICO, M.; MORGANA, S.; CHIOCCI, F. L. First report of microplastics in water and sediments of the alkaline Bagno dell'Acqua Lake (Pantelleria Island, southern Italy). **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 362, p. 124962, 2024.

PINTO, T. J. da S.; ROCHA, G. S.; MOREIRA, R. A.; SILVA, L. C. M. da; YOSHII, M. P. C.; GOULART, B. V.; MONTAGNER, C. C.; DAAM, M. A.; ESPINDOLA, E. L. G. Multi-generational exposure to fipronil, 2,4-D, and their mixtures in *Chironomus sancticaroli*: Biochemical, individual, and population endpoints. **Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)**, [s. l.], v. 283, p. 117384, 2021.

PIRONTI, C.; NOTARSTEFANO, V.; RICCIARDI, M.; MOTTA, O.; GIORGINI, E.; MONTANO, L. First Evidence of Microplastics in Human Urine, a Preliminary Study of Intake in the Human Body. **Toxics**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 40, 2022.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2022**. Bélgica: [s. n.], 2022. Disponível em: https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2022/10/PE-PLASTICS-THE-FACTS_V7-Tue_19-10-1.pdf. Acesso em: 8 abr. 2025.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the fast Facts 2024**. Bélgica: [s. n.], 2024a. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/>. Acesso em: 2 abr. 2025.

PLASTICS EUROPE. **The Circular Economy for Plastics – A European Analysis 2024 • Plastics Europe**. [S. l.: s. n.], 2024b. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/the-circular-economy-for-plastics-a-european-analysis-2024/>. Acesso em: 24 mar. 2025.

PRATA, J. C.; DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, [s. l.], v. 110, p. 150–159, 2019.

PRATA, J. C.; DA COSTA, J. P.; LOPES, I.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 702, p. 134455, 2020.

PRATA, J. C.; REIS, V.; DA COSTA, J. P.; MOUNEYRAC, C.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 403, p. 123660, 2021.

QI, H.; FU, D.; WANG, Z.; GAO, M.; PENG, L. Microplastics occurrence and spatial distribution in seawater and sediment of Haikou Bay in the northern South China Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 239, p. 106757, 2020.

QUEIROZ, L. G.; DO PRADO, C. C. A.; DA SILVA, D. C. V. R.; GOMES, L. E. T.; MARASSI, R. J.; ALMEIDA, É. C.; PINTO, E.; DA SILVA, F. T.; DE PAIVA, T. C. B. Ecological risk of imidacloprid on the Brazilian non-target freshwater organisms *Chironomus sancticaroli* and

Poecilia reticulata. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, n. 10, p. 751, 2022.

RAGUSA, A.; SVELATO, A.; SANTACROCE, C.; CATALANO, P.; NOTARSTEFANO, V.; CARNEVALI, O.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOTTO, F.; DRAGHI, S.; D'AMORE, E.; RINALDO, D.; MATTA, M.; GIORGINI, E. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, [s. l.], v. 146, p. 106274, 2021.

RANI-BORGES, B.; QUEIROZ, L. G.; PRADO, C. C. A.; DE MORAES, B. R.; ANDO, R. A.; DE PAIVA, T. C. B.; POMPÊO, M. Biological responses of *Chironomus sancticarloi* to exposure to naturally aged PP microplastics under realistic concentrations. **Ecotoxicology**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 300–308, 2023.

REHSE, S.; KLOAS, W.; ZARFL, C. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. **Chemosphere**, [s. l.], v. 153, p. 91–99, 2016.

RHODES, C. J. Plastic pollution and potential solutions. **Science Progress**, [s. l.], v. 101, n. 3, p. 207–260, 2018.

RUBIO, L.; BARGUILLA, I.; DOMENECH, J.; MARCOS, R.; HERNÁNDEZ, A. Biological effects, including oxidative stress and genotoxic damage, of polystyrene nanoparticles in different human hematopoietic cell lines. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 398, p. 122900, 2020.

RYAN, P. G.; SUARIA, G.; PEROLD, V.; PIERUCCI, A.; BORNMAN, T. G.; ALIANI, S. Sampling microfibrils at the sea surface: The effects of mesh size, sample volume and water depth. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 258, p. 113413, 2020.

SAMBANDAM, M.; DHINEKA, K.; SIVADAS, S. K.; KAVIARASAN, T.; BEGUM, M.; HOEHN, D.; SIVYER, D.; MISHRA, P.; MURTHY, M. V. R. Occurrence, characterization, and source delineation of microplastics in the coastal waters and shelf sediments of the central east coast of India, Bay of Bengal. **Chemosphere**, [s. l.], v. 303, p. 135135, 2022.

SCHMID, C.; COZZARINI, L.; ZAMBELLO, E. Microplastic's story. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 162, p. 111820, 2021.

SHU, R.; LI, Z.; GAO, S.; ZHANG, S.; YU, W. Occurrence and accumulation of microplastics in commercial fish in the coastal waters of the Lvsi fishing ground in China. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 194, p. 115181, 2023.

SIDDIQUE, M. A. M.; DAS, K.; SHAZADA, N. E.; WALKER, T. R. Microplastic ingestion and potential risk assessment on commercial and non-commercial marine fish in the Bay of Bengal. **Water Air and Soil Pollution**, Chamv. 236, n. 2, p. 83, 2025.

SOL, D.; LACA, Amanda; LACA, Adriana; DÍAZ, M. Microplastics in Wastewater and Drinking Water Treatment Plants: Occurrence and Removal of Microfibrils. **Applied Sciences**, [s. l.], v. 11, n. 21, p. 10109, 2021.

STRIXINO, S. T. **Estudos sobre a fecundidade de *chironomus sancarlensis* sp. N.(Diptera chironomidae)**. 1980. Doutorado - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo 1980.

TAMMINGA, M.; STOEWER, S.-C.; FISCHER, E. K. On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 254, p. 112970, 2019.

TANG, S.; GAO, L.; GAO, H.; ZOU, D. Characteristics and distribution of microplastics in the surface water of the Songhua River in China. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, n. 45, p. 64268–64277, 2021.

TANG, S.; YANG, X.; ZHANG, T.; QIN, Y.; CAO, C.; SHI, H.; ZHAO, Y. Adsorption mechanisms of metal ions (Pb, Cd, Cu) onto polyamide 6 microplastics: New insight into environmental risks in comparison with natural media in different water matrices. **Gondwana Research**, [s. l.], v. 110, p. 214–225, 2022.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic?. **Science (New York, N.Y.)**, [s. l.], v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

UPADHYAY, K.; BAJPAI, S. Urban tropical freshwater ponds as microplastics hotspots-insight on abundance and characteristics using an improved sampling technique. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrechtv. 196, n. 1, p. 73, 2024.

VEERASINGAM, S.; RANJANI, M.; VENKATACHALAPATHY, R.; BAGAEV, A.; MUKHANOV, V.; LITVINYUK, D.; MUGILARASAN, M.; GURUMOORTHY, K.; GUGANATHAN, L.; ABOOBACKER, V. M.; VETHAMONY, P. Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. **CRITICAL REVIEWS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY**, Philadelphia, v. 51, n. 22, p. 2681–2743, 2021.

WAGNER, S.; HÜFFER, T.; KLÖCKNER, P.; WEHRHAHN, M.; HOFMANN, T.; REEMTSMA, T. Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. **Water Research**, [s. l.], v. 139, p. 83–100, 2018.

WAGSTAFF, A.; PETRIE, B. Enhanced desorption of fluoxetine from polyethylene terephthalate microplastics in gastric fluid and sea water. **Environmental Chemistry Letters**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 975–982, 2022.

WAHADOSZAMEN, Md.; RAHAMAN, A.; HOQUE, N. Md. R.; I TALUKDER, A.; ABEDIN, K. M.; HAIDER, A. F. M. Y. Laser Raman Spectroscopy with Different Excitation Sources and Extension to Surface Enhanced Raman Spectroscopy. **Journal of Spectroscopy**, [s. l.], v. 2015, p. 1–8, 2015.

WANG, G.; LU, J.; TONG, Y.; LIU, Z.; ZHOU, H.; XIAYIHAZI, N. Occurrence and pollution characteristics of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 710, p. 136099, 2020.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 178, p. 483–492, 2013.

XIONG, X.; TAPPENBECK, T. H.; WU, C.; ELSER, J. J. Microplastics in Flathead Lake, a large oligotrophic mountain lake in the USA. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 306, p. 119445, 2022.

XIONG, X.; TU, Y.; CHEN, X.; JIANG, X.; SHI, H.; WU, C.; ELSER, J. J. Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features. **Heliyon**, [s. l.], v. 5, n. 12, p. e03063, 2019.

XU, C.; ZHANG, B.; GU, C.; SHEN, C.; YIN, S.; AAMIR, M.; LI, F. Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment?. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 400, p. 123228, 2020.

YE, L.; ZHAO, Q.; JIN, J.; LANG, J.; LI, L.; HUANG, L.; LONG, L.; XU, M.; CHEN, C.; YANG, G. Microplastics in Sediments of the Urban River Jinjiang: Sources, Distribution, and Risk Assessment. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 235, n. 10, p. 628, 2024.

YIN, J.; LONG, Y.; XIAO, W.; LIU, D.; TIAN, Q.; LI, Y.; LIU, C.; CHEN, L.; PAN, Y. Ecotoxicology of microplastics in *Daphnia*: A review focusing on microplastic properties and multiscale attributes of *Daphnia*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 249, p. 114433, 2023.

ZHANG, K.; HAMIDIAN, A. H.; TUBIĆ, A.; ZHANG, Y.; FANG, J. K. H.; WU, C.; LAM, P. K. S. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. **Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)**, [s. l.], v. 274, p. 116554, 2021.

ZHANG, M.; HAWARD, M.; MCGEE, J. Marine plastic pollution in the polar south: Responses from Antarctic Treaty System. **Polar Record**, [s. l.], v. 56, p. e36, 2020.

ZHANG, L.; LI, X.; LI, Q.; XIA, X.; ZHANG, H. The effects of land use types on microplastics in river water: A case study on the mainstream of the Wei River, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 196, n. 4, p. 349, 2024.

ZHAO, S.; LIU, Y.; SUN, C.; WANG, X.; HOU, C.; TENG, J.; ZHAO, J.; FANG, Y.; WANG, Q. The pollution characteristics and risk assessment of microplastics in mollusks collected from the Bohai Sea. **Science of the Total Environment**, Amsterdamv. 913, p. 169739, 2024.

ZHONG, Y.; BAO, Q.; YUAN, L.; LIU, J.; CAI, Y.; CHEN, X. Analysis of Microplastics in Aquatic Shellfish by Pyrolysis–Gas Chromatography/Mass Spectrometry after Alkali Digestion and Solvent Extraction. **Polymers**, [s. l.], v. 14, n. 18, p. 3888, 2022.