

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO -**  
**PROPESP**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA - PPGQ**

**SAMUEL DE SOUZA FEITOZA**

**Identificação química e quantificação de Microplásticos em sedimentos nas**  
**Microbacias da cidade de Manaus**



**Manaus-AM**

**2026**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO -**  
**PROPESP**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA - PPGQ**

**SAMUEL DE SOUZA FEITOZA**

**Identificação química e quantificação de Microplásticos em sedimentos nas**  
**Microbacias da cidade de Manaus**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química da Universidade Federal do Amazonas - Linha de Pesquisa: Métodos analíticos e estudos ambientais, exigida para a obtenção do título de Mestre em Química.

**Orientador: Dr. Ézio Sargentini Junior**

**Manaus-AM**

**2026**

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

---

F311i      Feitoza, Samuel de Souza  
              Identificação química e quantificação de Microplásticos em  
              sedimentos nas Microbacias da cidade de Manaus / Samuel de  
              Souza Feitoza. - 2026.  
              100 f. : il., color. ; 31 cm.

              Orientador(a): Ézio Sargentini Junior.  
              Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas,  
              Programa de Pós-Graduação em Química, Manaus, 2026.

              1. Polímeros. 2. identificação química. 3. Amazônia. 4. FTIR-ATR.  
              5. Contaminação ambiental. I. Sargentini Junior, Ézio. II.  
              Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação  
              em Química. III. Título

---



Ministério da Educação  
Universidade Federal do Amazonas  
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Química

**FOLHA DE APROVAÇÃO**

**IDENTIFICAÇÃO QUÍMICA E QUANTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS NAS  
MICROBACIAS DA CIDADE DE MANAUS**

**SAMUEL DE SOUZA FEITOZA**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Química do  
Instituto de Ciências Exatas da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial  
para a obtenção do grau de Mestre em Química.

Aprovada em 16 de março de 2026.

**Banca Examinadora:**

---

PROF. DR. ÉZIO SARGENTINI JÚNIOR (PPGQ/UFAM)  
PRESIDENTE/ORIENTADOR(A)

---

PROF. DR. LUIZ FABRÍCIO ZARA (UNB)

MEMBRO EXTERNO

---

PROF. DR. DANIEL ARAÚJO GONÇALVES (PPGQ/UFAM)

## MEMBRO INTERNO

## UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS

Manaus, 16 de março de 2026.



Documento assinado eletronicamente por **Ézio Sargentini Junior, Usuário Externo**, em 16/03/2026, às 12:08, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Daniel Araujo Gonçalves, Professor do Magistério Superior**, em 16/03/2026, às 12:13, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luiz Fabricio Zara, Usuário Externo**, em 18/03/2026, às 19:59, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufam.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufam.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **3011949** e o código CRC **9B81359A**.

Av. General Rodrigo Octávio, 6200 - Bairro Coroado 1 Campus Universitário Senador Arthur Virgílio Filho,  
Setor Norte - Telefone: (92) (92) 3305-1181 / Ramal 2403  
CEP 69080-900 Manaus/AM - ppgq@ufam.edu.br

Referência: Processo nº 23105.005109/2026-16

SEI nº 3011949

## **Agradecimentos**

Dedico esta conquista a toda a minha família, em especial à minha mãe, que desde a minha infância sempre me incentivou a estudar, e à minha esposa e meu filho, pelo constante apoio, pelas palavras de conforto e por jamais permitir que eu desistisse dos meus objetivos. Espero que esta realização possa servir de inspiração para que meus familiares também alcancem esse propósito em suas trajetórias de vida.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Ézio Sargentini, por todo o conhecimento passado, pelo auxílio, pelo acolhimento e pela paciência.

Aos meus colegas de grupo de pesquisa, Marcos Bolson, Mikelle Oliveira, Jefferson Cunha, por todos os “insights” que me auxiliaram nesses dois anos de pesquisa.

Agradeço aos técnicos, Enedina Nogueira (PPGBIOTEC-UFAM) e Jussival (CAA-FCA UFAM), por terem me auxiliado e contribuído de forma relevante ao meu projeto, com o conhecimento passado e pela disponibilidade de equipamentos.

## RESUMO

Os microplásticos (MPs) representam uma ameaça global aos ecossistemas aquáticos, com impactos significativos em regiões urbanizadas como Manaus, onde atividades industriais e descarte inadequado de resíduos plásticos intensificam a contaminação nas matrizes ambientais. Este estudo visa investigar a ocorrência, caracterizar e quantificar MPs em sedimentos nas microbacias de Manaus e nos rios Negro, Solimões e Amazonas, contribuindo para preencher lacunas de pesquisa em ecossistemas de água doce amazônicos. Foram coletadas amostras de sedimentos, utilizando um amostrador Van Veen. As amostras foram secas (65°C), peneiradas (5 mm), seguido por separação por densidade com  $\text{ZnCl}_2$  (1,70 g.cm<sup>-3</sup>) e oxidação da matéria orgânica. Os MPs foram classificados morfolologicamente (fibras, fragmentos, pellets, filmes) por microscopia. A abundância total estimada de microplásticos detectada no estudo variou de 540 a 1450 partículas. Kg<sup>-1</sup>. Os MPs brancos e pretos e em forma fragmentos foram os mais encontrados. A identificação química dos polímeros foi feita via espectroscopia FTIR-ATR e os tipos de polímeros dominantes foram polietileno (PE) com 28%, polipropileno (PP) 26% e poliestireno (PS) 17%. Os dados obtidos nesta pesquisa demonstram que os sedimentos das microbacias urbanas de Manaus atuam como reservatórios significativos de microplásticos, com predomínio de cores desgastadas e polímeros de uso cotidiano. Isso confirma a persistência desses poluentes no ambiente.

**Palavras-chave:** Polímeros; identificação química; Amazônia; FTIR-ATR; Contaminação ambiental.

## ABSTRACT

Microplastics (MPs) represent a global threat to aquatic ecosystems, with pronounced impacts in urbanized areas such as Manaus, where industrial activities and inadequate plastic waste management exacerbate contamination across environmental matrices. This study investigates the occurrence, morphological characterization, and quantification of MPs in sediments from urban micro-basins in Manaus and from the Negro, Solimões, and Amazon rivers, aiming to address key research gaps in Amazonian freshwater ecosystems. Sediment samples were collected using a Van Veen grab sampler, then dried at 65°C, sieved through a 5 mm mesh, subjected to density separation using  $\text{ZnCl}_2$  (1.70 g/cm<sup>3</sup>), and treated for organic matter oxidation. MPs were morphologically classified into fibers, fragments, pellets, and films via optical microscopy. Estimated MP abundance ranged from 540 to 1,450 particles/kg. Fragment-shaped MPs, particularly white and black in color, were the most prevalent. Polymer composition was identified using FTIR-ATR spectroscopy, with polyethylene (PE) 28%, polypropylene (PP) 26%, and polystyrene (PS) 17% identified as the dominant polymer types. The data obtained in this research demonstrate that the sediments of the urban microbasins of Manaus act as significant reservoirs of microplastics, with a predominance of worn-down nuclei and polymers from everyday use. This confirms the persistence of these substances in the environment.

**Keywords:** Polymers; chemical identification; Amazon basin; FTIR-ATR spectroscopy; Environmental contamination.

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                 |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| FIGURA 1 - PRODUÇÃO GLOBAL DE PLÁSTICOS POR TIPO DE POLÍMERO EM 2022. ....                                                                                                                      | 18 |
| FIGURA 2 - PRODUÇÃO DE PLÁSTICOS NO BRASIL ENTRE OS ANOS DE 2016 E 2023. ....                                                                                                                   | 19 |
| FIGURA 3 - MAIORES PRODUTORES DE RESÍDUOS PLÁSTICOS DO MUNDO. ....                                                                                                                              | 20 |
| FIGURA 4 - DEFINIÇÃO DE TAMANHO DE MICROPLÁSTICOS EM RELATÓRIOS E ARTIGOS CIENTÍFICOS DE ORGANIZAÇÕES INTERNACIONAIS. ....                                                                      | 22 |
| FIGURA 5 - REPRESENTAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS DE ORIGEM PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA. ....                                                                                                               | 23 |
| FIGURA 6 - DERRAMAMENTO DE PELLETS NO OCEANO ÍNDICO NO SRI LANKA. ....                                                                                                                          | 26 |
| FIGURA 7 - PRINCIPAIS FONTES DE MPs E EXEMPLOS DE SUAS CONTRIBUIÇÕES PARA A CONTAMINAÇÃO. ....                                                                                                  | 28 |
| FIGURA 8 - PRINCIPAIS TIPOS DE VIBRAÇÕES MOLECULARES. O SINAL (+) INDICA MOVIMENTAÇÃO DO PLANO DA PÁGINA EM DIREÇÃO AO LEITOR, ENQUANTO O SINAL (-) INDICA MOVIMENTAÇÃO NA DIREÇÃO OPOSTA. .... | 35 |
| FIGURA 9 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA CIDADE DE MANAUS COM SUAS MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS. ....                                                                                                     | 38 |
| FIGURA 10 - ETAPAS DO PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS COLETADAS. ....                                                                                                                                | 39 |
| FIGURA 11 - AMOSTRA COM SOLUÇÃO DE $ZnCl_2$ PARA SEPARAÇÃO POR DENSIDADE. ....                                                                                                                  | 40 |
| FIGURA 12 - DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E O MATERIAL FILTRADO E SECO. ....                                                                                                                   | 41 |
| FIGURA 13 - ESTEREOMICROSCÓPIO TRINOCULAR NO LABORATÓRIO DA CENTRAL AGROANALÍTICA - FCA-UFAM E MICROSCÓPIO DIGITAL. ....                                                                        | 42 |
| FIGURA 14 - ESPECTRÔMETRO FTIR-ATR NO CENTRO DE APOIO MULTIDISCIPLINAR – CAM – BIOTECNOLOGIA UFAM. ....                                                                                         | 42 |
| FIGURA 15 - TRIAGEM DE AMOSTRAS COM AUXÍLIO DO ESTEREOMICROSCÓPIO TRINOCULAR, MICROSCÓPIO DIGITAL E LUPA. ....                                                                                  | 44 |
| FIGURA 16 - PARTÍCULAS REPRESENTATIVAS DE CADA CATEGORIA. A) PELLET; B) FIBRAS; C), D) FRAGMENTOS E) FILMES; F) ESPUMAS. ....                                                                   | 48 |
| FIGURA 17 – ABUNDÂNCIA MÉDIA DE MICROPLÁSTICOS NAS MICROBACIAS DE MANAUS. ....                                                                                                                  | 52 |
| FIGURA 18 - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO TOTAL DE PARTÍCULAS MPs POR KG NAS MICROBACIA. ....                                                                                                        | 53 |
| FIGURA 19 - DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE MPs POR CLASSE DE TAMANHO. ....                                                                                                                          | 55 |
| FIGURA 20 - GRÁFICO DE BARRAS EMPILHADAS COM A DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DAS CLASSES DE TAMANHO DOS MICROPLÁSTICOS EM CADA MICROBACIA. ....                                                       | 56 |
| FIGURA 21 - DISTRIBUIÇÃO DOS TAMANHOS DOS MICROPLÁSTICOS POR MICROBACIA. ....                                                                                                                   | 58 |

|                                                                                                                                            |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| FIGURA 22 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA 1) DO TAMANHO DOS MPs POR MICROBACIA.....                                               | 59 |
| FIGURA 23 - DENDROGRAMA DE ANÁLISE HIERÁRQUICA DO TAMANHO DOS MPs POR MICROBACIA.....                                                      | 60 |
| FIGURA 24 - DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE MPs POR TIPO DE MICROPLÁSTICO. ....                                                                 | 62 |
| FIGURA 25 - PERCENTUAL DOS TIPOS DE MICROPLÁSTICOS POR MICROBACIAS. ....                                                                   | 63 |
| FIGURA 26 - PORCENTAGEM TOTAL POR COR.....                                                                                                 | 64 |
| FIGURA 27 - DESCOLORAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS A) MICROPLÁSTICO AZUL SE TORNANDO TRANSPARENTE B) MICROPLÁSTICO PRETO SE TORNANDO BRANCO. .... | 65 |
| FIGURA 28 - PERCENTUAL DE CORES DOS MICROPLÁSTICOS POR MICROBACIA. ....                                                                    | 66 |
| FIGURA 29 - PERCENTUAL DOS TIPOS DE POLÍMEROS ENCONTRADOS NAS MICROBACIAS. ....                                                            | 67 |
| FIGURA 30 - ESPECTRO FTIR-ATR DAS AMOSTRAS IDENTIFICADAS COMO PE E DO PADRÃO DE PE. ....                                                   | 69 |
| FIGURA 31 - ESPECTRO FTIR-ATR DAS AMOSTRAS IDENTIFICADAS COMO PP E DO PADRÃO DE PP.....                                                    | 70 |
| FIGURA 32 - ESPECTRO FTIR-ATR DAS AMOSTRAS IDENTIFICADAS COMO PS E DO PADRÃO DE PS. ....                                                   | 71 |

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

|          |                                                                                     |
|----------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| ONU      | Organizações das Nações Unidas                                                      |
| WWF      | World Wildlife Fund - Fundo Mundial para a Natureza.                                |
| OCDE     | Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico.                          |
| IBGE     | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.                                    |
| ABIPLAST | Associação Brasileira da Indústria do Plástico.                                     |
| NOAA     | National Oceanic and Atmospheric Administration                                     |
| UNEP     | United Nations Environmental Programme.                                             |
| INPA     | Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia.                                         |
| FTIR-ATR | FTIR – Fourier Transform Infrared Spectroscopy, ATR – Attenuated Total Reflection). |
| PE       | Polietileno.                                                                        |
| PP       | Polipropileno.                                                                      |
| PVC      | Policloreto de vinila.                                                              |
| MPs      | Microplásticos.                                                                     |
| EVA      | Poliacetato de Etileno Vinil.                                                       |
| PU       | Poliuretanos.                                                                       |
| PS       | Poliestireno.                                                                       |
| PC       | Policarbonato.                                                                      |
| BPA      | Bisfenol A.                                                                         |
| PLA      | Ácido polilático.                                                                   |
| PHA      | Poli(hidroxiálcanoatos).                                                            |
| SAN      | Estireno Acrilonitrila                                                              |
| EPR      | Etileno Propileno Rubber                                                            |
| PMMA     | Poli(metil) metacrilato                                                             |

## SUMÁRIO

|         |                                                                      |    |
|---------|----------------------------------------------------------------------|----|
| 1.      | INTRODUÇÃO .....                                                     | 11 |
| 1.1     | PROBLEMÁTICA.....                                                    | 11 |
| 1.2     | JUSTIFICATIVA .....                                                  | 13 |
| 2.      | OBJETIVOS .....                                                      | 15 |
| 2.1     | GERAL.....                                                           | 15 |
| 2.2     | OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....                                           | 15 |
| 3.      | REVISÃO DA LITERATURA .....                                          | 16 |
| 3.1     | PLÁSTICOS: ORIGEM E CARACTERÍSTICAS .....                            | 16 |
| 3.2     | PRODUÇÃO DE PLÁSTICO E O MEIO AMBIENTE .....                         | 18 |
| 3.3     | MICROPLÁSTICOS: DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÕES.....                      | 21 |
| 3.4     | MICROPLÁSTICOS: FONTES E DINÂMICA .....                              | 24 |
| 3.5     | POTENCIAIS RISCOS DOS MICROPLÁSTICOS PARA A BIOTA AQUÁTICA .....     | 28 |
| 3.6     | RISCO DO MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS .....                          | 30 |
| 3.7     | IDENTIFICAÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS.....                        | 32 |
| 3.7.1   | PRINCÍPIOS DA ESPECTROSCOPIA DO INFRAVERMELHO.....                   | 33 |
| 4.      | METODOLOGIA.....                                                     | 36 |
| 4.1     | CONTROLE E GARANTIA DA QUALIDADE.....                                | 36 |
| 4.2     | ÁREA DE ESTUDO E PROCEDIMENTO DE COLETA.....                         | 37 |
| 4.3     | TRATAMENTO DAS AMOSTRAS.....                                         | 39 |
| 4.3.1   | SEPARAÇÃO POR DENSIDADE .....                                        | 40 |
| 4.3.2   | OXIDAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....                                    | 41 |
| 4.4     | CLASSIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS .....               | 41 |
| 4.5     | IDENTIFICAÇÃO DA MATRIZ POLIMÉRICA .....                             | 42 |
| 4.6     | ANÁLISE ESTATÍSTICA.....                                             | 43 |
| 5.      | RESULTADOS E DISCUSSÃO .....                                         | 44 |
| 5.1     | ANÁLISE QUALITATIVA: CARACTERIZAÇÃO VISUAL .....                     | 44 |
| 5.2     | ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS .....                   | 51 |
| 5.3     | CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS MICROPLÁSTICOS .....                       | 55 |
| 5.3.1   | DISTRIBUIÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS POR CLASSES DE TAMANHO.....          | 55 |
| 5.3.1.1 | ANÁLISE MULTIVARIADA DO TAMANHO DAS PARTÍCULAS .....                 | 58 |
| 5.3.2   | DISTRIBUIÇÃO DOS TIPOS DE MICROPLÁSTICOS.....                        | 62 |
| 5.3.3   | DISTRIBUIÇÃO DAS CORES DOS MICROPLÁSTICOS .....                      | 64 |
| 5.4     | IDENTIFICAÇÃO QUÍMICA DA MATRIZ POLIMÉRICA DOS MPs POR FTIR-ATR..... | 67 |

|                                                    |    |
|----------------------------------------------------|----|
| 5.4.1 – BANDAS CARACTERÍSTICAS DOS POLÍMEROS ..... | 68 |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....                      | 73 |
| 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....                | 75 |

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 PROBLEMÁTICA

A geração de resíduos plásticos é um dos principais desafios ambientais do século XXI. Com o crescimento da população e a elevação dos padrões de vida, a quantidade de resíduos sólidos gerados tem aumentado significativamente (ONU, 2024; WWF, 2024). Instituições como a Organização das Nações Unidas (ONU) e World Wide Fund for Nature (WWF) afirmam que esse crescimento acentuado não é apenas uma tendência recente, mas um fenômeno contínuo que ameaça diretamente o meio ambiente (ONU, 2024; WWF, 2024). Esse quadro é agravado pelo manuseio de forma inadequado e pelo descarte incorreto desses resíduos, que acabam se acumulando, especialmente em ecossistemas frágeis como os ambientes aquáticos (Moraes *et al.*, 2024).

O plástico se destaca por suas propriedades como durabilidade e resistência, contudo, é um dos materiais poluentes que mais preocupam a comunidade científica. As mesmas características que fazem com que o plástico seja durável e persistente, também permitem que o mesmo permaneça no meio ambiente por décadas ou até séculos (Millican, J. M.; Agarwal, S., 2021). Polímeros como o polietileno (PE), o polipropileno (PP) e o policloreto de vinila (PVC) podem levar de 100 a 450 anos para degradar, o que implica que plásticos descartados há mais de meio século ainda estão presentes em nossa biosfera. Esse acúmulo é agravado pelo fato de que, desde 1950, o plástico passou a ser produzido mundialmente em escala industrial, impulsionado por seu baixo custo e suas propriedades desejáveis (Moraes *et al.*, 2024). A presença desses materiais hoje é tão onipresente que eles são detectados em quase todas as matrizes ambientais, do solo ao oceano (Kasavan *et al.*, 2021; Qin *et al.*, 2020).

O crescimento acelerado da produção mundial de plástico levou a um crescimento exponencial, em 70 anos, a produção anual aumentou quase 230 vezes, partindo de 2 milhões até atingir 460 milhões de toneladas em 2019, somente nas últimas duas décadas, essa produção global duplicou (Geyer, 2017) (OCDE, 2022). No Brasil, a produção é igualmente expressiva. Em 2018, em nosso país foi fabricado de 8,3 milhões de toneladas de plástico segundo a Plastic Europe, (Plastics Europe, 2023). Embora o volume produzido seja imenso, em contrapartida, a taxa de reciclagem no

Brasil é irrisória, evidenciando um grande desperdício de materiais e uma gestão de resíduos ineficiente, os dados são controversos enquanto a Associação Brasileira da Indústria Plástica (ABIPLAST) alega que cerca de 25% do resíduo é reciclado a WWF baseada em estudo do Banco mundial sustenta que somente 1,28% do resíduo plástico gerado é reciclado (Abiplast, 2023; WWF, 2024). Essa situação de descarte inadequado torna-se ainda mais preocupante quando observamos os números globais, pois cerca de 80% de todo o plástico produzido no mundo nunca teve um destino adequado (Geyer, 2017).

Esse dado é alarmante, especialmente porque, a cada ano, entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas de plásticos acabam nos ambientes aquáticos, sendo transportados predominantemente pelos rios até os oceanos. Alguns rios de regiões tropicais e densamente povoadas, incluindo cursos d'água em território brasileiro como o rio Amazonas, estão entre os principais responsáveis pela transferência de resíduos plásticos da terra para o mar (Meijer et al., 2021).

O plástico quando exposto às intempéries e outros fatores ambientais tendem a se fragmentar em partículas cada vez menores, resultando na formação de microplásticos (MPs) e nanoplásticos. Essas partículas, com dimensões entre 1 $\mu$ m e 5000  $\mu$ m, foram denominadas microplásticos por Thompson e colaboradores em 2004 (Doyle, 2011; Thompson *et al*, 2004). Elas podem ser definidas em duas categorias principais: microplásticos primários, que são produzidos intencionalmente em tamanhos reduzidos, e microplásticos secundários, que resultam da fragmentação de plásticos maiores, descartados de maneiras inadequadas no meio ambiente (Doyle, 2011).

Os MPs encontrados no ambiente se tornaram um crescente problema de saúde pública. Eles foram detectados em diversos compartimentos ambientais, como água potável, solo, sedimentos, e até mesmo no ar (Allen *et al*, 2019; Di; Wang, 2018). Além disso, já foram encontrados em regiões mais remotas e desabitadas do planeta, como no pico do Everest, demonstrando sua onipresença global (Montagner *et al*, 2021; Zhang *et al*, 2019). Essas partículas também foram identificadas em diversos organismos, revelando sua capacidade de entrar e se acumular nas cadeias alimentares (Besseling *et al*, 2017; Free *et al*, 2014).

O problema dos microplásticos está diretamente associado ao seu impacto negativo tanto no meio ambiente quanto na saúde da biota. Esses poluentes podem atuar como vetores de substâncias tóxicas, por meio do processo de Sorção (adsorção ou absorção) e, posteriormente, liberando-os quando ingeridos por organismos (Montagner *et al*, 2021). Além disso, durante sua fabricação, os plásticos recebem aditivos que podem ser liberados no ambiente na medida em que o plástico se degrada, aumentando o potencial de contaminação (Huang *et al.*, 2021).

Diante desses fatores apresentados, os sedimentos atuam como depósitos naturais de microplásticos, e sua investigação é essencial para compreender sua distribuição, bem como os impactos ambientais e os potenciais riscos à saúde humana.

## 1.2 JUSTIFICATIVA

No ambiente aquático, em particular, os microplásticos representam um risco físico e químico significativo para os organismos. Eles obstruem sistemas digestivos, causam danos físicos internos e servem como substrato para a colonização de microrganismos, além de liberar substâncias tóxicas, como plastificantes e retardantes de chama (Bugatti *et al*, 2023; Salthammer, 2022).

Embora a maioria dos estudos sobre microplásticos sejam feitos em ambientes marinhos, os corpos d'água doce desempenham um papel importante no transporte desses resíduos até os oceanos, tornando essencial o estudo desses ecossistemas (Lebreton *et al.*, 2018). No Brasil, as pesquisas sobre microplásticos em águas doces ainda são escassas, com maior foco nos ecossistemas marinhos (Olivatto *et al.*, 2018).

Quando falamos sobre a contaminação dos sedimentos dos rios por microplásticos, é importante entender que a sedimentação desses materiais nos leitos dos rios não é um processo simples. Ela é fortemente influenciada por algumas condições como a agregação de partículas, fluxo d'água lento e também o arraste de microplásticos menos densos para o fundo dos rios. Esses fatores tornam difícil prever a concentração e a distribuição dos microplásticos nos sedimentos, principalmente porque é complicado detectar partículas de alta densidade em águas doces e marinhas (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022).

Os MPs podem ser depositados nos sedimentos de rios por meio de várias fontes. Entre elas, destacam-se o lodo de esgoto, escoamento de rua, descarte inadequado de lixo, chorume de aterros sanitários e a deposição atmosférica de poeira (Koutnik *et al*, 2021) (Petersen; Hubbart, 2021). Essas fontes contribuem significativamente para a contaminação dos sedimentos, principalmente em áreas próximas a grandes centros urbanos.

A região metropolitana de Manaus, localizada na confluência dos rios Negro, Solimões e Amazonas, abriga uma das mais importantes concentrações populacionais e industriais da região, com cerca de 2 milhões de habitantes e mais de 600 fábricas de diversos segmentos (IBGE, 2024). Isso torna a região um ponto crítico para o acúmulo de MPs nos sedimentos fluviais, especialmente devido ao descarte inadequado de resíduos plásticos provenientes de atividades urbanas e industriais.

O foco desta pesquisa foi a necessidade urgente de compreender o impacto desses poluentes presentes nos ecossistemas de água doce, por meio de um levantamento realizado nos sedimentos. Diante dessa situação, considerando que diversos fatores podem contribuir para a contaminação por microplásticos no ecossistema amazônico e que ainda existem poucos estudos sobre o tema na região, o presente trabalho tem como meta atingir os objetivos a seguir.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 GERAL**

Investigar a ocorrência, caracterizar e quantificar microplásticos nos sedimentos das bacias hidrológicas de Manaus, bem como nos rios Negro, Solimões e Amazonas, localizados na região de Manaus.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Avaliar a distribuição espacial quantitativa e qualitativa de MPs em sedimentos das bacias hidrológicas de Manaus, e nos rios Amazonas, Negro e Solimões nas proximidades de Manaus

Caracterizar e quantificar a abundância de MPs em sedimentos nas Microbacias hidrográficas do município de Manaus.

Fazer a identificação dos diferentes tipos de polímeros plásticos utilizando a técnica de espectrômetro de infravermelho com transformada de Fourier acoplado ao módulo reflectância total atenuada (FTIR-ATR).

### 3. REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 PLÁSTICOS: ORIGEM E CARACTERÍSTICAS

A palavra "plástico" vem do grego "plastikos" e define substâncias que podem ser moldadas facilmente. Esse material é composto por polímeros de elevado peso molecular e uma combinação de resinas sintéticas, plastificantes e outros aditivos (MELO; WATANABE, 2022). A história do plástico começou com alguns fatos históricos, em 1862 quando Alexander Parkes isolou o parkesine, o primeiro material plástico semissintético, foi um marco no desenvolvimento de novos materiais com propriedades úteis para o cotidiano, mas Parkes não obteve sucesso comercial, então em 1869, o empresário John Wesley Hyatt, que utilizou o parkesine para criar outros produtos, inventou o Celuloide, que tornou acessível itens como pentes e bolas de bilhar, popularizando os bens de consumo. Em 1907, Leo Hendrik Baekeland, químico belga, desenvolveu a baquelite, o primeiro polímero totalmente sintético, que tornou os bens de consumo ainda mais acessíveis, pois podia ser facilmente produzida. (MARCOLIN, 2006). Esses eventos inovadores deram início ao que viria a se tornar a indústria de plásticos em escala mundial, criando materiais capazes de serem moldados e utilizados em diferentes contextos.

Contudo, foi somente na década de 1950 que o plástico se expandiu amplamente sendo rapidamente aplicados em produtos de moda, têxteis, brinquedos e usos domésticos como no surgimento das sacolas de polietileno, para facilitar a vida das pessoas, então seu uso tornou-se ainda mais difundido e passou a compor os mais variados setores, estabelecendo-se como um dos materiais fundamentais para o desenvolvimento da economia global (GEYER, 2017) (MORAES *et al.*, 2024).

A popularização dos plásticos deve-se a algumas características que os tornaram indispensáveis: leveza, baixo custo e moldabilidade. Com estas qualidades, ele se consolidou em diversos setores, como as indústrias de embalagens, construção civil, têxtil, automobilística dentre outras, o que explica sua presença marcante na vida moderna e na economia mundial (VARGAS *et al.*, 2022).

Os plásticos podem ser classificados de diversas formas, sendo uma delas baseada em seu comportamento térmico durante o processo de fabricação. Neste cenário, destacam-se dois grandes grupos: os termoplásticos e os termofixos. Os

termoplásticos são extremamente reconhecidos por sua maleabilidade, uma vez que podem ser fundidos e remodelados repetidamente, sem perder suas propriedades fundamentais, tendo essa característica que os torna mecanicamente recicláveis. Alguns exemplos de termoplásticos são o polipropileno (PP), polietileno (PE), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS) e policarbonato (PC) (Plastics Europe, 2019). Por outro lado, os termofixos, após serem moldados inicialmente, tornam-se rígidos e resistentes a novas elevações de temperatura, sendo amplamente utilizados em aplicações que requerem maior estabilidade. Os compostos Poliacetato de Etileno Vinil (EVA), poliuretanos (PU), resinas epóxi, resinas poliésteres, resinas fenólicas e silicones são exemplos dessa classe de polímeros (OLIVEIRA, 2012)

Para melhorar as propriedades funcionais dos plásticos, uma vasta gama de aditivos químicos é frequentemente adicionada aos polímeros. Esses aditivos incluem plastificantes, retardantes de chama, corantes e estabilizadores térmicos, que desempenham um papel importante na característica dos materiais plásticos para aplicações específicas. Estudos apontam que cerca de 7% da massa de um produto plástico típico é composta por esses aditivos, enquanto os 93% restantes dependem da resina polimérica (HAHLADAKIS *et al.*, 2018; GEYER, JAMBECK e LAW, 2017). Contudo, muitos desses aditivos, como os ftalatos e o bisfenol A (BPA), podem conter substâncias nocivas, incluindo metais pesados, o que eleva as preocupações ambientais e de saúde pública.

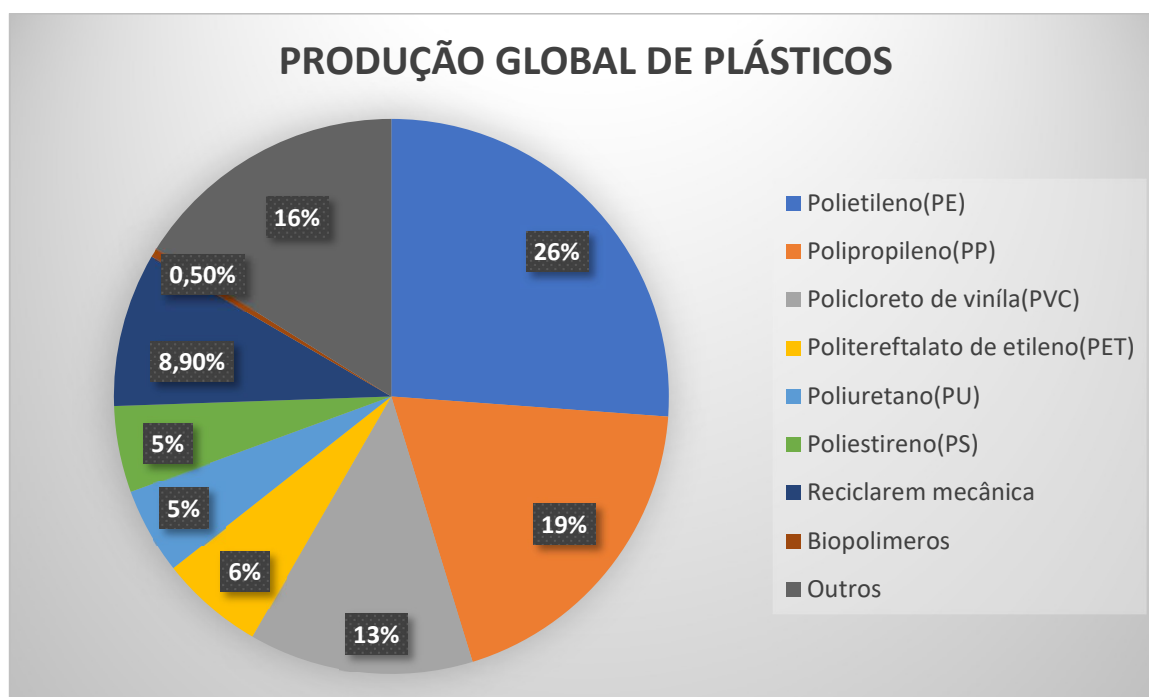
Outra forma de categorizar os plásticos é pela origem de sua matéria-prima. Tradicionalmente, os plásticos são derivados de fontes fósseis, como petróleo e gás natural, mas alternativas renováveis, como biopolímeros provenientes de cana-de-açúcar, milho e celulose estão ganhando espaço (GEYER, 2020). Embora esses materiais sejam frequentemente promovidos como biodegradáveis, nem todos os biopolímeros possuem essa característica. Ainda assim, algumas variantes biodegradáveis de polímeros biológicos oferecem soluções mais sustentáveis, como é o caso dos poliésteres alifáticos, como o ácido polilático (PLA) e os poli(hidroxialcanoatos) (PHA), que se destacam como biopolímeros biodegradáveis de grande relevância. Esses materiais têm despertado interesse na produção de embalagens, equipamentos de proteção individual (EPIs) e outros plásticos de uso único. Além disso, suas taxas de degradação podem ser ajustadas, permitindo que se adaptem a diferentes aplicações e ciclos de vida, o que os torna soluções promissoras

para reduzir o impacto ambiental dos plásticos tradicionais, embora sua implementação em larga escala continue desafiadora (LORO, 2023; HIDALGO *et al*, 2023).

### 3.2 PRODUÇÃO DE PLÁSTICO E O MEIO AMBIENTE

Em 2022, a produção global de plásticos alcançou 400 milhões de toneladas, mantendo um ritmo de crescimento consistente. Essa produção é impulsionada, em grande parte, por plásticos de origem fóssil, que representam 90% do total. Os plásticos reciclados mecanicamente (pós-consumo) contribuíram com 8,9% da produção total, enquanto os plásticos de base biológica renovável, representam apenas 0,5% (Figura 1) (Plastics Europe, 2023).

Figura 1 - Produção global de plásticos por tipo de polímero em 2022.



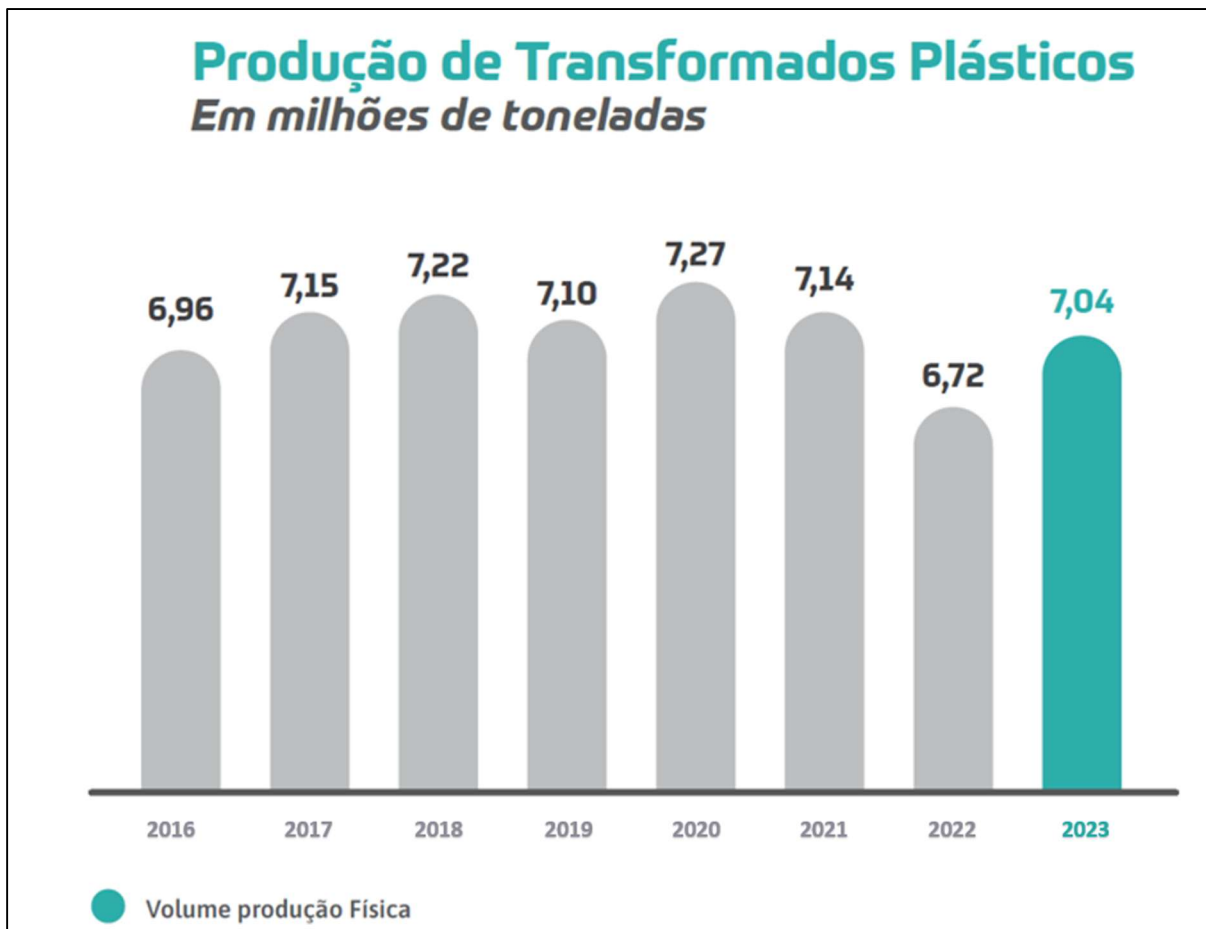
Fonte: Adaptado de Plastics Europe (2023).

Isso indica que, apesar do interesse crescente em alternativas mais sustentáveis, sua aplicação ainda é limitada. O setor de embalagens continua sendo o maior consumidor de plásticos, representando 39% da conversão total. Outros setores significativos incluem construção civil (23%) e automotivo (8%), evidenciando a versatilidade e importância econômica do material (Plastics Europe, 2023).

No Brasil, a produção de plástico foi consistente entre os anos de 2016 e 2023 sendo produzidos um total acumulado nestes 8 anos de 56,6 milhões de toneladas de

plásticos (Figura 2), e no último ano a produção foi de mais de 7 milhões de Toneladas (ABIPLAST, 2023).

Figura 2 - Produção de plásticos no Brasil entre os anos de 2016 e 2023.



Fonte: ABPLAST (2023).

O setor de embalagens é o maior consumidor de plásticos transformados, representando 40% do consumo total. Neste setor são amplamente utilizados em embalagens de alimentos, bebidas, produtos de higiene, limpeza e farmacêuticos, devido a suas propriedades de leveza, resistência e impermeabilidade (ABIPLAST, 2023).

Enquanto o Brasil expande sua produção anual de plásticos transformados, o país se posiciona como o quarto maior gerador de resíduos plásticos no mundo, atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia (Figura 3). Cerca de 11 milhões de toneladas de resíduos plásticos são gerados anualmente, representando cerca 5% do total mundial (ATLAS DO PLÁSTICO, 2020).

Figura 3 - Maiores produtores de resíduos plásticos do Mundo.



Fonte: Atlas do plástico / WWF (2020).

Apesar da existência de programas que incentivam a reciclagem, os quais poderiam trazer benefícios significativos para a cadeia socioeconômica, ainda é irrisória comparado a imensa geração de resíduos (Abiplast, 2023; WWF, 2024). O fato do uso predominante de plásticos na fabricação de produtos de “uso único”, contribui para o baixo índice de reciclagem, pois apresentam desafios significativos para o processo devido à sua composição, por isso, acaba representando uma parcela significativa da poluição plástica no mundo (ATLAS DO PLÁSTICO, 2020).

O impacto dos plásticos e seus resíduos sobre o ambiente global e a saúde humana aumenta na mesma proporção em que cresce sua produção. O descarte inadequado de resíduos plásticos representa um dos maiores desafios ambientais da atualidade. A maioria dos polímeros plásticos em uso hoje não é biodegradável, o que implica um longo período de permanência no meio ambiente após o descarte (NAPPER; THOMPSON, 2020). Segundo GEYER, JAMBECK e LAW (2017) estima-se que, de todo o plástico produzido globalmente até 2015, cerca de 6,3 bilhões de toneladas foram descartadas, deste total aproximadamente 12% foram incinerados, 9% reciclados, e uma quantidade alarmante de 79% permanece acumulado em aterros

ou dispersa no meio ambiente. A vida útil dos plásticos varia conforme sua aplicação, enquanto produtos da construção civil podem durar décadas, itens de uso único, como copos, canudos, sacolas e embalagens de alimentos são descartados após um único uso (FARACA; ASTRUP, 2019; UNEP, 2021).

Essa crescente acumulação de plásticos tem impactos visíveis nos ambientes aquáticos. Todos os dias, grandes volumes de resíduos plásticos chegam aos rios e oceanos, agravando a poluição marinha. Se as taxas atuais de produção e descarte inadequado persistirem, estima-se que, até 2060, a quantidade de plástico nos oceanos poderá triplicar (UNEP, 2021). A presença de plásticos no meio ambiente vai além da simples ocupação de espaço. Esse material representa riscos graves para ecossistemas e espécies vulneráveis e, além disso, contribui para as mudanças climáticas. A produção global de plásticos em 2019, por exemplo, gerou cerca de 1,8 bilhão de toneladas de gases do efeito estufa, o equivalente a 3,3% das emissões globais de combustíveis fósseis (OCDE, 2022; RITCHIE, 2023). Além do CO<sub>2</sub>, o processo de incineração de resíduos plásticos, que representam 12% dos resíduos sólidos, liberam gases tóxicos, como dioxinas, furanos, dentre outros, que comprometem ainda mais a qualidade do ar (ONU, 2019). No meio ambiente, os plásticos se fragmentam, formando micro e nanoplásticos que, devido ao seu tamanho reduzido, circulam facilmente nos ecossistemas aquáticos, agravando a poluição e elevando os riscos para a vida aquática e humana (MILLICAN, 2021).

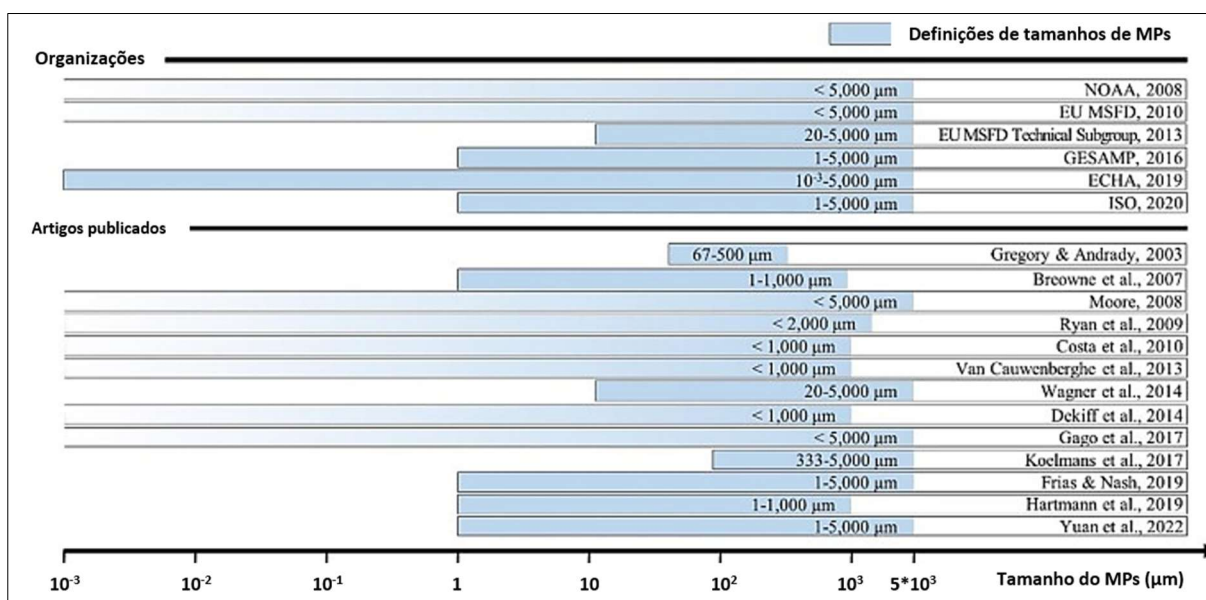
### 3.3 MICROPLÁSTICOS: DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÕES

Os microplásticos representam uma classe extremamente diversificada de partículas plásticas, cujas características variam amplamente em termos de tamanho, morfologia, cor, origem, composição química e densidade, entre outros aspectos (LUSHER *et al*, 2020). Esse tema vem ganhando destaque nas discussões ambientais, devido ao impacto significativo que essas partículas podem causar nos ecossistemas e na saúde humana.

Os MPs foram identificados pela primeira vez no oceano no início da década de 1970 (CARPENTER; SMITH, 1972). Contudo, somente 30 anos depois é que propostas para sua terminologia e classificação foram determinadas. A crescente conscientização sobre os impactos ambientais da presença dessas partículas em

diversos ecossistemas motivou pesquisas sobre resíduos plásticos a adotarem novas abordagens, e em 2004, Thompson *et al.* foram os primeiros a mencionar o termo “microplásticos”. Em 2009, a National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), considerando o tamanho das partículas, propôs a definição de microplásticos como partículas de polímeros orgânicos sintéticos com tamanho inferior a 5 mm, sendo essa a mais utilizada (Artur *et al.* 2009). Hartmann *et al.* (2019) sugeriram um intervalo de tamanho entre 1  $\mu\text{m}$  e 1 mm. Ainda no mesmo ano, Frias e Nash (2019) ampliaram essa perspectiva, descrevendo os MPs como partículas sólidas sintéticas ou matrizes poliméricas, compreendidas entre 1  $\mu\text{m}$  e 5 mm. Em 2020, a Organização Internacional para Padronização (ISO) propôs uma nova nomenclatura no Sistema Internacional (SI) para classificar os microplásticos em dois grupos de tamanhos distintos: partículas com dimensões entre 1 e 1000  $\mu\text{m}$  (Microplásticos) e aquelas entre 1000 e 5000  $\mu\text{m}$  (Microplásticos grandes) (ISO TR 21960, 2020). Apesar desses avanços, o consenso entre os pesquisadores ainda não foi alcançado (SORENSEN; JOVANOVIĆ, 2021). A Figura 4, demonstra esta falta de consenso da comunidade científica em relação a uma definição de tamanho dos MPs.

Figura 4 - Definição de tamanho de microplásticos em relatórios e artigos científicos de organizações internacionais.

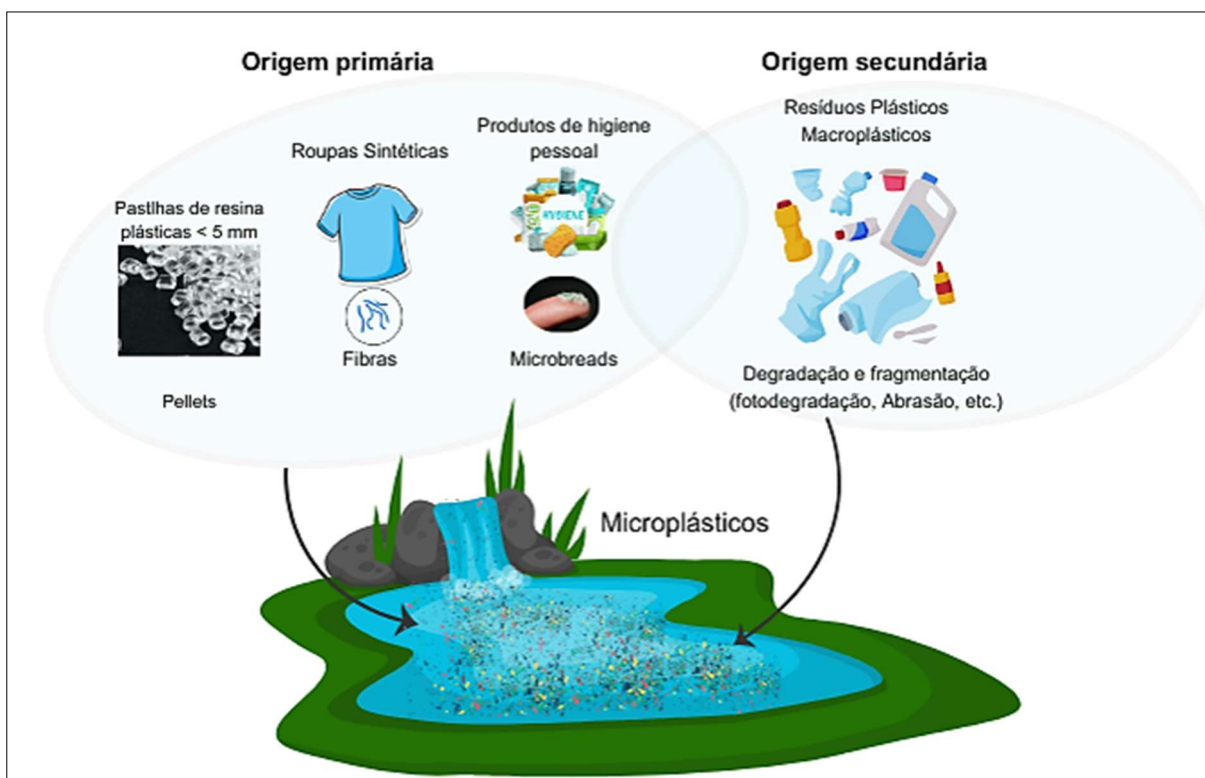


Fonte: Adaptado de (Chae; Oh, 2023).

A classificação dos MPs, por sua vez, considera principalmente a origem dessas partículas, dividindo-as em duas categorias: MPs primários e secundários (Figura 5). Os MPs primários são produzidos intencionalmente já na escala de até 5 mm, sendo

frequentemente usados em produtos como cosméticos, por meio de microesferas como o glíter, além de itens de higiene pessoal como esfoliantes, sabonetes e cremes dentais (PICÓ; BARCELÓ, 2019). Essas partículas também são bastante empregadas nos setores industriais, como na fabricação de plásticos (pellets), na indústria farmacêutica e como abrasivos em processos químicos (MONTAGNER *et al.*, 2021). No entanto, essas partículas podem ingressar no ambiente devido a derramamentos acidentais que ocorrem ao longo de sua cadeia produtiva (STAPLETON; HAI, 2023).

Figura 5 - Representação dos microplásticos de origem primária e secundária.



Fonte: Adaptado de (Moraes, 2022).

Por outro lado, os MPs secundários decorrem da degradação e fragmentação de materiais plásticos maiores. Embora os plásticos possam levar séculos para se degradarem completamente na natureza, a fragmentação para tamanhos microscópicos ocorre continuamente devido à ação de fatores químicos, físicos e biológicos. Entre os processos químicos, destacam-se a fotodegradação e a degradação termo-oxidativa, enquanto a abrasão e outras forças mecânicas são os principais agentes físicos. Exemplos de MPs secundários incluem partículas originadas do desgaste de pneus automotivos, que são submetidas a estresses físicos intensos (STAPLETON; HAI, 2023). Além disso, essas partículas podem ser

classificadas quanto a morfologia, e se apresentarem em diversas formas, como fragmentos, fibras, linhas, microesferas e grânulos (OLIVEIRA *et al.*, 2023).

### 3.4 MICROPLÁSTICOS: FONTES E DINÂMICA

A dinâmica dos microplásticos nas matrizes ambientais é influenciada por uma combinação de fatores relacionados às propriedades dessas partículas e às condições do ambiente em que estão inseridas. Características como morfologia, densidade, tamanho e composição química são fundamentais para o transporte e distribuição desses poluentes. Esse deslocamento ocorre principalmente por meio de correntes oceânicas, ventos, escoamento superficial em áreas urbanas, lixiviação de aterros e pelo fluxo de rios (Koutnik *et al.*, 2021).

Nos ambientes aquáticos, a densidade dos MPs é um fator determinante para sua posição na coluna d'água. Partículas de baixa densidade tendem a se concentrar na superfície, enquanto aquelas de maior densidade são mais propensas a se acumular nas camadas mais profundas. Além disso, os MPs podem sofrer alterações em sua densidade devido à incrustação de matéria orgânica e à formação de biofilmes. Esse processo, que envolve a colonização por organismos vivos como bactérias, algas e fungos, pode aumentar a densidade das partículas, fazendo com que elas se sedimentem no fundo dos corpos d'água. Nessas condições, onde a temperatura é mais baixa e a iluminação é limitada, as partículas permanecem preservadas por mais tempo, já que os mecanismos de degradação termo e foto-oxidativa são reduzidos (Olivatto, 2018; Nguyen *et al.*, 2020).

Além das características intrínsecas dos MPs, as condições hidrodinâmicas e as particularidades do corpo hídrico também influenciam sua movimentação. Em ambientes lóticos, como rios e cursos d'água com correntes rápidas, o transporte dos microplásticos é favorecido, permitindo sua dispersão ao longo do compartimento aquático. Já em ambientes lênticos, como lagos e reservatórios com águas mais calmas, as condições favorecem a decantação das partículas, promovendo sua deposição nos sedimentos (Waldschläger *et al.*, 2020).

Os microplásticos têm origem em uma ampla variedade de fontes, devido a aplicação dos materiais plásticos em praticamente todos os setores da sociedade. Embora a

maioria das pesquisas tenha sido concentrada em ecossistemas marinhos, reconhecidos como destinos finais dos MPs, em ecossistemas de água doce, os estudos ainda são recentes, e lacunas importantes precisam ser cobertas, como a compreensão dos riscos para organismos de diferentes níveis tróficos e a dinâmica de sua distribuição nos corpos d'água (Jiang, 2018; Li; Liu; Chen, 2018).

De maneira geral, os MPs podem alcançar ambientes aquáticos por diversas fontes. Dentre elas estão o descarte inadequado de embalagens plásticas que se degradam e fragmentam ao longo do tempo, a lixiviação de aterros e lixões, perdas acidentais de pellets e o escoamento superficial de áreas agrícolas contaminadas, o desgaste de pneus e fibras que se desprendem nos processos de lavagem de roupas. Também é relevante considerar o descarte de materiais pela indústria pesqueira, como redes e cordas, que agravam ainda mais a contaminação dos ecossistemas (LI; ZHANG; TANG, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

Devido à má gestão de resíduos plásticos, como já citado, somente 9% dos resíduos plásticos coletados globalmente são destinados à reciclagem (LIU *et al.*, 2017), e segundo Alimi *et al.*, (2018) cerca de 40% vai parar em aterros sanitários, onde pode levar até 400 anos para se decompor. Além disso, muitos aterros não são gerenciados de forma adequada, permitindo que os plásticos sejam liberados para o solo, transportados pelo vento ou manejados de forma incorreta. O descarte a céu aberto também contribui significativamente para a poluição plástica na escala global (WONG *et al.*, 2020).

As estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) representam outra fonte importante de MPs. De acordo com Tang *et al.* (2021), essas estações não conseguem remover efetivamente essas partículas durante o processo de tratamento. Assim, os MPs acabam sendo liberados de duas maneiras: pela água tratada, que é reintroduzida em rios, ou pelos lodos, que frequentemente são descartados em aterros ou utilizados como fertilizantes em solos agrícolas. Grande parte dos fragmentos de microplásticos removidos durante o processo de tratamento acabam sendo retidos no lodo gerado. Um estudo realizado em estações de tratamento de água na cidade de Nanjing, na China, analisou amostras de lodo e encontrou uma quantidade impressionante de microplásticos, estimada em  $9,79 \pm 3,25 \times 10^3$  MPs por quilograma de lodo seco (YUAN *et al.*, 2022). O uso do lodo como fertilizante representa uma das principais vias de entrada de microplásticos em solos agrícolas. Enquanto os

nutrientes presentes no fertilizante são absorvidos pelas plantas, os microplásticos permanecem no solo, onde estão sujeitos à ação de diferentes processos físicos, químicos e biológicos, que podem influenciar sua distribuição e comportamento no ambiente (WONG *et al.*, 2020).

Os “pellets”, utilizados pela indústria como matéria-prima para a fabricação de produtos plásticos, apesar de serem essenciais para o setor industrial, esses materiais frequentemente entram no ambiente devido a vazamentos durante etapas como fabricação, processamento e transporte ao longo da cadeia produtiva (WU *et al.*, 2019). As perdas desse material podem ocorrer de forma isolada, mas também podem assumir proporções alarmantes em casos de acidentes, nos quais grandes volumes são liberados repentinamente. Um exemplo marcante foi o naufrágio de um navio em 2021 (Figura 6), no Sri Lanka, que resultou no derramamento de mais de 1,5 toneladas desse material no oceano Índico, causando impactos ambientais e econômicos, incluindo prejuízos à pesca e ao turismo local (COLOMBO, 2022).

Figura 6 - Derramamento de pellets no oceano Índico no Sri Lanka.



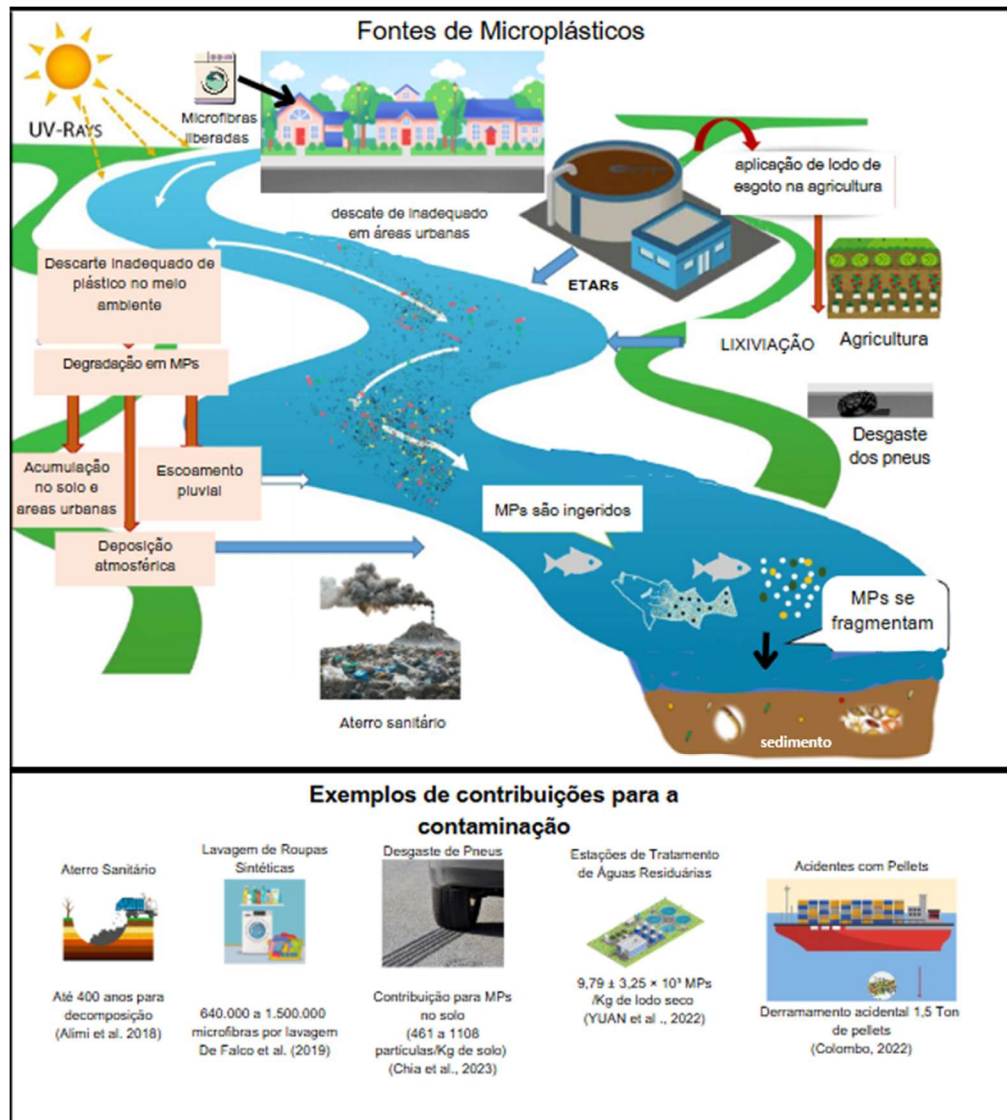
Fonte: phys.org, 2021.

Nas áreas urbanas, as estradas também são fontes relevantes de MPs devido ao desgaste dos pneus, composto de borrachas sintéticas com plastificantes e outros aditivos, tal desgaste é acelerado por fatores como atrito, calor e exposição à luz solar, liberando partículas que podem ser transportadas pela água da chuva para os bueiros e, eventualmente, para os corpos d'água (LEE *et al.*, 2024; CHIA *et al.*, 2024). Estudos mostram que, em locais como Nanquim, na China, e Yeosu, na Coreia do Sul, o tráfego urbano contribui significativamente para a presença de MPs nos solos urbanos, com

concentrações que podem variar de 461 a 1108 partículas por quilograma de solo (CHIA *et al.*, 2023).

A lavagem de Roupas de tecidos sintéticos é uma das principais fontes de microplásticos primários no ambiente. Durante o processo de lavagem em máquinas, os tecidos são submetidos a tensões mecânicas e químicas que provocam o desprendimento de microfibras dos fios que compõem os materiais têxteis. Um estudo conduzido por De Falco *et al.*, (2019) investigou de forma detalhada o impacto ambiental dessa liberação de microfibras. Os experimentos demonstraram que a quantidade de microfibras liberadas por quilograma de tecido lavado varia entre 124 e 308 mg. Esses valores correspondem a aproximadamente 640.000 a 1.500.000 microfibras por lavagem, dependendo das características do tecido. A Figura 7 ilustra as principais fontes de MPs e expõe exemplos de suas contribuições potenciais para a contaminação dos compartimentos ambientais.

Figura 7 - Principais fontes de MPs e exemplos de suas contribuições para a contaminação.



Fonte: Adaptado de (PICO *et al.*, 2019).

### 3.5 POTENCIAIS RISCOS DOS MICROPLÁSTICOS PARA A BIOTA AQUÁTICA

Os microplásticos devido ao seu tamanho reduzido, os tornam biodisponíveis para diversos tipos de organismos aquáticos (KUMAR *et al.*, 2021). Essas partículas podem ser ingeridas de forma intencional, quando confundidas com alimentos, ou acidentalmente, ao serem ingeridas junto com presas contaminadas. Além disso, sua absorção pode ocorrer por meio de guelras e brânquias dos organismos aquáticos (MONTAGNER *et al.*, 2021). Além do tamanho, a cor dos MPs influencia diretamente nas chances de ingestão, sendo partículas menores e mais coloridas, mais atrativas para a biota aquática (CHEN *et al.*, 2024).

A interação dos MPs com organismos aquáticos ocorre em todos os níveis tróficos (HUANG *et al.*, 2021). No entanto, a extensão dos impactos varia conforme o habitat, o tamanho e as capacidades fisiológicas dos organismos. Os efeitos físicos associados à ingestão de MPs incluem a obstrução do trato gastrointestinal, lesões internas e redução da ingestão de alimentos, condições que resultam em alterações fisiológicas significativas, como a redução do ganho de energia e a perturbação de funções metabólicas (DU *et al.*, 2020).

Além dos efeitos físicos, os microplásticos apresentam impactos toxicológicos importantes, que podem ser atribuídos tanto aos contaminantes químicos sorvidos em sua superfície quanto aos aditivos liberados durante sua degradação no ambiente (FU *et al.*, 2021; RILLIG *et al.*, 2021). Esses aditivos incluem monômeros residuais oriundos da fabricação de polímeros e substâncias tóxicas, como bisfenol A (BPA), ftalatos, plastificantes e retardantes de chama, que têm o potencial de contaminar os ecossistemas (ADAMU *et al.*, 2024).

Além disso, a superfície hidrofóbica e a alta área superficial dos MPs favorecem a adsorção e absorção de metais pesados e poluentes orgânicos, permitindo que atuem como vetores para a transmissão desses contaminantes no ambiente. Essa característica aumenta o risco de transferência de substâncias tóxicas para a biota, agravando os impactos ambientais e ecotoxicológicos causados pelos MPs (HAHLADAKIS *et al.*, 2018).

O termo sorção refere-se ao processo pelo qual produtos químicos são transferidos de fluidos, como líquidos e gases, para sólidos. Esse processo ocorre de duas formas (que podem ocorrer de modo simultâneo): adsorção e absorção. Durante a adsorção, as moléculas químicas se acumulam na superfície do sólido, na interface sólido-líquido. Já na absorção, elas penetraram na matriz do sólido (ADAMU *et al.*, 2024).

Estudos recentes evidenciam que a liberação de aditivos químicos presentes nos MPs pode ser ainda mais prejudicial do que a própria ingestão de partículas, contribuindo de maneira relevante para a ecotoxicidade observada em ambientes aquáticos (ZIMMERMANN *et al.*, 2021). Os compostos orgânicos são amplamente difundidos em ambientes aquáticos, os quais apresentam fortes toxicidades e longo tempo de retenção, a relação entre os MPs e os poluentes orgânicos impactam muito o meio ambiente (RODRIGUES *et al.*, 2019 ).

Um estudo realizado por LU *et al.*, 2016, com o peixe-zebra (*Danio rerio*), revelou que a ingestão dessas partículas pode provocar sérios danos intestinais, como a divisão de enterócitos (separação das células epiteliais intestinais) e fissuras nas vilosidades. Além disso, a exposição a microplásticos de poliestireno, que passam por processos naturais de envelhecimento, durante a fase intermediária de crescimento dessa espécie de peixe resulta em um aumento expressivo nos indicadores de estresse oxidativo, neurotoxicidade, toxicidade reprodutiva, toxicidade no desenvolvimento (WANG *et al.*, 2023). Outros efeitos observados em peixes incluem citotoxicidade hepática, agregação de gotículas lipídicas e infiltração destas no fígado após a exposição a micro e nanoplásticos (SIWACH *et al.*, 2024).

### 3.6 RISCO DO MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS

Os microplásticos em sedimentos aquáticos representam uma preocupação crescente. Pesquisas indicam que os sedimentos são locais de acumulação, transporte, degradação e potencial impacto bioquímico dessas substâncias poluentes (CHEN *et al.*, 2024). Os sedimentos, sendo zonas de transição entre a água e o solo, são um importante habitat para organismos aquáticos, amparando uma rica diversidade de espécies (Drummond *et al.*, 2020). No entanto, quando contaminados por MPs, esses ambientes podem sofrer graves impactos, incluindo a perda de biodiversidade e a degradação de funções ecológicas essenciais, como a transferência de energia e a ciclagem de nutrientes, comprometendo a estabilidade de ecossistemas inteiros (Balestra e Belloped, 2022).

Os sedimentos são reconhecidos como importantes sumidouros de MPs, com a presença dessas partículas já detectadas em diversas regiões do planeta, desde os oceanos Pacífico e Atlântico até áreas remotas como a Antártida (Li *et al.*, 2023). Alguns dados da literatura mais recente, mostrando a abundância de microplásticos em sedimentos nos sistemas de água doce, estão na Tabela 1.

Tabela 1 - Abundância e metodologia de coleta e extração de microplásticos (MPs) em sedimentos coletados em sistemas de água doce em várias partes do mundo.

| Localização                   | Sedimento (MPs.kg <sup>-1</sup> ) | Método de coleta                           | Método de extração | Referência                         |
|-------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------|--------------------|------------------------------------|
| Rio Meno, Alemanha            | 786 – 1368                        | Colher de aço inoxidável                   | NaCl               | Klein <i>et al.</i> (2015)         |
| Rio das Pérolas, China        | 80 – 9597                         | Amostrador de van Veen                     | NaCl               | Lin <i>et al.</i> (2018)           |
| Rio Ciwalengke, Indonésia     | 30,3±1,9                          | Amostrador Ekman e pá de aço inoxidável    | NaCl               | Alam <i>et al.</i> (2019)          |
| Rio Guayllabamba, Equador     | 14,3 – 186,5                      | Amostrador Ponar Grab                      | NaCl               | Donoso & Rios-Touma (2020)         |
| Lago Kodaikanal, Índia        | 30,44 ± 5,69                      | Amostrador van Veen                        | ZnCl <sub>2</sub>  | Laju <i>et al.</i> (2022)          |
| Rio Xiangjiang, China         | 288 ± 60                          | Amostrador de garra e pá de aço inoxidável | ZnCl <sub>2</sub>  | Yin <i>et al.</i> (2022)           |
| Estuário do Rio Ebro, Espanha | 2.050 ± 74                        | Amostrador van Veen                        | NaCl               | Simon-Sánchez <i>et al.</i> (2019) |
| Rio Xingu, Brasil             | 204 ± 22,4                        | Anél de aço inoxidável                     | NaCl               | Neto <i>et al.</i> (2023)          |

Fonte: Adaptado pelo autor, 2025.

Uma vez nos sedimentos, os MPs apresentam comportamentos variados que incluem ressuspensão, deslocamento com o fluxo de água e infiltração em camadas mais profundas. Esses movimentos são influenciados por diversos fatores físico-químicos e biológicos que afetam diretamente sua mobilidade e destino (XIA *et al.*, 2023).

Mesmo quando aprisionados nos sedimentos, os MPs não estão isentos de processos de degradação. Ambientes com baixa concentração de oxigênio, por exemplo, podem alterar a morfologia e as propriedades químicas desses materiais, acelerando seu envelhecimento (Chen *et al.*, 2021). Além disso, as características físicas dos MPs, como a área superficial, facilitam a colonização por microrganismos, como bactérias, fungos e algas, criando substratos que promovem o crescimento de biofilmes (CHEN *et al.*, 2024).

Neto *et al.* (2023), realizaram um estudo pioneiro sobre microplásticos em sedimentos do Rio Xingu, localizado na Amazônia Oriental. Uma região de grande biodiversidade, mas também impactada por atividades humanas, como a construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Os resultados revelaram uma média de  $204 \pm 22,40$  partículas de microplásticos por quilograma de sedimento, com predominância de fibras (56,86%) e fragmentos (25%). Apesar de ser uma região de baixa densidade populacional, uma abundância de microplásticos no Rio Xingu foi observada, destacando a necessidade de políticas ambientais mais rigorosas.

Outro estudo relevante sobre microplásticos em sedimentos foi realizado por Gerolin *et al.* (2020), onde os pesquisadores fizeram a primeira análise sistemática da contaminação por microplásticos nos sedimentos dos rios Solimões, Negro e Amazonas. A pesquisa revelou concentrações de MPs variando entre 417 e 8.178 partículas por quilograma de sedimento seco, com predominância de fibras, especialmente em áreas próximas a Manaus. Os resultados destacam a influência das atividades urbanas e industriais como fontes principais de contaminação, reforçando a necessidade de medidas urgentes para mitigar os impactos ambientais na Amazônia.

O estudo de amostras de sedimentos proporciona uma visão abrangente das interações de longo prazo entre a água e o solo. Essas análises são ferramentas valiosas para compreender o acúmulo, a migração e o destino dos microplásticos em ambientes aquáticos, contribuindo para uma melhor caracterização dos impactos desses poluentes no contexto ecológico (PENG *et al.*, 2018).

### 3.7 IDENTIFICAÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS

Diversas técnicas têm sido utilizadas para identificar a composição polimérica de microplásticos, demonstrando a complexidade desse tipo de análise. Entre os métodos disponíveis, destacam-se as técnicas de espectroscopia vibracional, as termoanalíticas, como a Termogravimetria acoplado ao Espectro de massa, e as técnicas cromatográficas, incluindo a cromatografia em fase gasosa e espectrometria de massas. Outras abordagens são a cromatografia de exclusão e a microscopia eletrônica, que também desempenham papéis importantes na caracterização dos MPs

(MONTAGNER *et al.*, 2021). Uma nova técnica espectroscópica que ganha destaque na análise de microplásticos é a espectroscopia de infravermelho direto a laser (LDIR), baseada em um laser de cascata quântica, essa abordagem inovadora utiliza o movimento de elétrons por meio de poços quânticos, seguido pela emissão de luz, para identificar partículas de maneira rápida e eficiente. Um dos principais diferenciais dessa técnica é sua capacidade de operar com um programa de detecção automática, cobrindo partículas com tamanhos entre 20 e 500  $\mu\text{m}$ , permitindo a identificação precisa dos principais constituintes de MPs (SUN *et al.*, 2024; SCIRCLE *et al.*, 2020). Entre essas opções, as técnicas espectroscópicas têm se consolidadas como as mais acessíveis e eficazes no estudo de polímeros, a exemplo da espectroscopia Raman e do FTIR (CHEN *et al.*, 2020).

A técnica de FTIR-ATR é amplamente empregada na identificação de microplásticos devido à sua capacidade de gerar espectros moleculares específicos, os quais funcionam como uma espécie de impressão digital para cada tipo de molécula polimérica. Essa característica permite uma análise detalhada e precisa, facilitando a diferenciação e identificação de diversos polímeros presentes nos MPs (CIRCELLI *et al.*, 2024). Entre as principais vantagens desta técnica, destacam-se a simplicidade, rapidez e o fato de ser uma abordagem não destrutiva, o que possibilita que as amostras sejam preservadas para análises posteriores. Além disso, essa técnica é especialmente eficaz na análise de MPs com formas irregulares, podendo ser aplicada em amostras espessas ou opacas. A integração com bibliotecas espectrais de referência FTIR facilita a identificação de uma ampla variedade de polímeros (JAOUANI *et al.*, 2022). Por esses motivos, a identificação química dos polímeros dos MPs neste estudo foi feita por meio da técnica de espectroscopia do infravermelho utilizando o FTIR, a qual seus princípios são explicados adiante.

### 3.7.1 PRINCÍPIOS DA ESPECTROSCOPIA DO INFRAVERMELHO

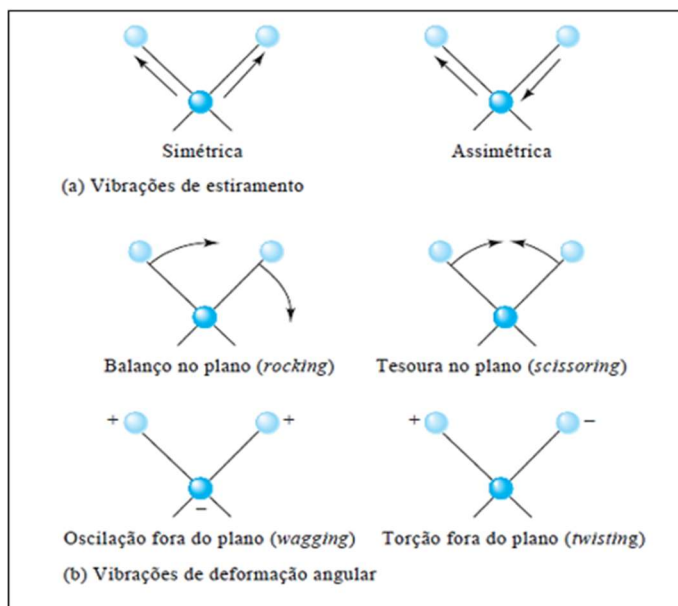
A espectroscopia é uma técnica analítica amplamente utilizada para desvendar as propriedades químicas de uma substância, utilizando, para isso, a radiação eletromagnética. Por meio da interação dessa radiação com a matéria, seja por absorção, emissão ou espalhamento, é possível obter informações qualitativas e

quantitativas que ajudam a compreender a composição e os processos que a matéria sofre (SKOOG, 2006).

Dentro da escala do espectro eletromagnético, a radiação infravermelha ocupa uma região específica, localizada entre as faixas do visível e das micro-ondas. Para os químicos, a porção mais relevante dessa radiação é o infravermelho médio, que abrange o número de onda entre 4000 e 400  $\text{cm}^{-1}$ . Essa faixa é muito útil, pois permite identificar grupos funcionais e entender melhor as ligações químicas presentes nas moléculas (SILVERSTEIN *et al.*, 2019).

Na espectroscopia do infravermelho, quando a radiação eletromagnética interage com uma espécie química, parte dessa radiação é absorvida, provocando alterações no estado energético dos átomos. Inicialmente em um estado de energia fundamental, esses átomos sofrem uma transição para um estado mais excitado, refletindo a capacidade das moléculas de responder à energia incidente. A absorção de radiação infravermelha, é capaz de induzir transições vibracionais e rotacionais nas moléculas. Essas transições vibracionais refletem mudanças na direção, frequência e amplitude do movimento das ligações covalentes dos átomos e grupos de átomos de compostos orgânicos. Elas podem ser classificadas em dois tipos principais: a) Vibrações de estiramento (simétrico e assimétrico), que envolve a oscilação linear das ligações químicas, e b) Vibrações de deformação angular (balanço, tesoura, torção e oscilação), que se refere às mudanças nos ângulos entre as ligações, como demonstrado na Figura 8 (SKOOG, 2006; SILVERSTEIN *et al.*, 2019).

Figura 8 - Principais tipos de vibrações moleculares. O sinal (+) indica movimentação do plano da página em direção ao leitor, enquanto o sinal (-) indica movimentação na direção oposta.



Fonte: SKOOG, 2006.

Uma vez que cada tipo de ligação química possui sua própria frequência de vibração, o padrão de absorção no infravermelho é único para cada substância e pode ajudar em sua identificação, os espectros de infravermelho apresentam um grande número de picos, mesmo para compostos relativamente simples. Isso torna extremamente improvável que dois compostos diferentes tenham espectros idênticos. Por essa razão, o espectro de IV é frequentemente chamado de "impressão digital" de uma molécula. Assim, quando duas amostras de compostos orgânicos puros apresentam espectros distintos, é certo que se trata de compostos diferentes. Já se os espectros forem idênticos, é altamente provável que sejam amostras do mesmo composto (SOLOMONS, 2018). A Tabela 2 mostra o número de onda na espectroscopia do infravermelho dos principais grupos funcionais contidos em polímeros orgânicos.

Tabela 2 - Números de Onda (IR) dos Principais Grupos Funcionais em Polímeros.

| Grupo Funcional                        | Tipo de Vibração                           | Número de Onda (cm <sup>-1</sup> ) | Tipo de Banda           |
|----------------------------------------|--------------------------------------------|------------------------------------|-------------------------|
| <b>C–H (sp<sup>3</sup>)</b>            | Estiramento simétrico/assimétrico          | 2850–2960                          | Estreita, média a forte |
| <b>C–H (sp<sup>2</sup>)</b>            | Estiramento simétrico                      | 3010–3100                          | Estreita, fraca a média |
| <b>=C–H (vinílico)</b>                 | Estiramento simétrico                      | ~3020                              | Estreita, fraca         |
| <b>C=O (carbonila)</b>                 | Estiramento forte (geralmente assimétrico) | 1690–1750                          | Estreita, muito intensa |
| <b>C=C (aromático)</b>                 | Estiramento simétrico                      | 1450–1600                          | Estreita, média         |
| <b>C–Cl</b>                            | Estiramento                                | 600–700                            | Estreita, média         |
| <b>C–O–C (éter)</b>                    | Estiramento assimétrico                    | 1000–1300                          | Estreita, forte         |
| <b>O–H (hidroxila)</b>                 | Estiramento largo (simétrico)              | 3200–3600                          | Larga, intensa          |
| <b>N–H (amina/ureia)</b>               | Estiramento (geralmente simétrico)         | 3300–3500                          | Larga, média            |
| <b>C≡N (nitrila)</b>                   | Estiramento simétrico                      | 2200–2260                          | Estreita, média a forte |
| <b>CH<sub>2</sub> / CH<sub>3</sub></b> | Deformação angular                         | 1375–1470                          | Estreita, média         |
| <b>C–F</b>                             | Estiramento simétrico                      | 1000–1400                          | Estreita, forte         |

Fonte: Smith (2011), Coates (2006), Pavia et al. (2014)

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 CONTROLE E GARANTIA DA QUALIDADE

A garantia e o controle de qualidade são práticas que devem ser adotadas em estudos para determinação de microplásticos, pois, estudos com ausência ou execução inadequada dessas práticas podem resultar em dados incorretos sobre a avaliação da presença de microplásticos nos ecossistemas, tendo isso em mente, diversos autores recomendam seguir algumas diretrizes para evitar a contaminação cruzada das amostras, as quais foram seguidas neste estudo (PRATA *et al*, 2021; BRANDER *et al*, 2020; GRILLO *et al*, 2022). As principais diretrizes são: 1) o uso de jaleco de algodão e luvas de nitrila; 2) realizar análise em sala com poucas pessoas e manter bancada

sempre limpa (se possível, emprego de cabine com fluxo laminar); 3) utilizar materiais de vidro durante os processos, os quais foram lavados com água ultrapura (miliq) para evitar contaminação das amostras; 4) cobrir todas as amostras com papel alumínio, ou guardar em sacolas feitas de papel alumínio e somente abrir quando for utilizar para evitar contaminação atmosférica.

#### 4.2 ÁREA DE ESTUDO E PROCEDIMENTO DE COLETA

O estado do Amazonas e seus municípios são caracterizados por uma vasta rede de igarapés e afluentes, que compõem diversas bacias hidrográficas típicas da região Norte (SOUZA, 2020). Manaus, localizada na margem esquerda do rio Negro, destaca-se como a capital do estado e uma das cidades mais urbanizadas da região Norte (Souza-Filho *et al.*, 2019). A cidade é atravessada por uma complexa rede de microbacias hidrográficas, são elas: Tarumã, São Raimundo, Educandos, Puraquequara, Mauá, Gigante, Serraria, Colônia Antônio Aleixo e Mariano (Figura 9). Essas microbacias drenaram todo o perímetro urbano do município, formando um sistema hidrográfico interligado, porém densamente ocupado (MIRANDA, 2017). O acesso direto da população aos corpos d'água facilita o descarte inadequado de resíduos sólidos e efluentes domésticos, contribuindo para a poluição dos igarapés. Uma parcela significativa dessa poluição é composta por plásticos, que são transportados ao longo da extensão dos igarapés, alterando a paisagem natural e causando impactos negativos nos sistemas ecológicos.



|      |                            |                      |
|------|----------------------------|----------------------|
| SR12 | RIO SOLIMÕES               | 3°13'58"S 59°58'58"W |
| SR13 | RIO NEGRO DEPOIS DE MANAUS | 3°04'49"S 59°50'22"W |
| SR14 | RIO AMAZONAS               | 3°04'00"S 59°39'36"W |

Fonte: Autor, 2025.

As coletas de sedimento foram realizadas no período de 1º de julho a 15 de agosto de 2024. Em função da elevada complexidade analítica associada ao estudo de 14 microbacias hidrográficas, foi selecionado apenas um ponto representativo em cada microbacia. Em cada ponto, foram realizadas três subamostragens independentes de sedimento utilizando um amostrador do tipo Van Veen, com o objetivo de aumentar a representatividade da amostra. As três subamostras coletadas em cada ponto foram posteriormente homogeneizadas, e a partir dessa mistura foi retirada uma alíquota de aproximadamente 1 kg de sedimento, considerada representativa daquele ponto de amostragem. As amostras foram acondicionadas em recipientes adequados, transportadas ao Laboratório de Química Analítica Ambiental do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e mantidas sobre bancada em condições controladas até o início das etapas de tratamento e análise.

#### 4.3 TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

Na figura 10, as etapas da metodologia que foram aplicadas para a análise dos MPs estão sintetizadas e estas são explicadas com maiores detalhes nos tópicos seguintes.

Figura 10 - Etapas do processamento das amostras coletadas.



Fonte: Adaptado pelo autor, 2025.

Adotou-se uma adaptação dos Métodos Laboratoriais para Análise de microplásticos no ambiente marinho, elaborado pela NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (MASURA, 2015), em combinação com metodologias descritas em estudos científicos sobre microplásticos (BLETTLER *et al.*, 2017; ZOBKOV e ESIUKOVA, 2017), para o tratamento das amostras e a separação dos fragmentos plásticos. Após a coleta, as amostras foram submetidas à secagem em estufa a 65 °C por 24 h. Em seguida, foi feito o peneiramento das amostras, utilizando uma peneira granulométrica de 5 mm, com o objetivo de remover partículas de dimensões superiores. Logo após, as amostras foram guardadas em sacos de papel alumínio. Em cada ponto de coleta, foram retiradas três amostras de 100 g para às análises subsequentes.

#### 4.3.1 SEPARAÇÃO POR DENSIDADE

Após o tratamento inicial das amostras, foram transferidos 100 g de amostra para um becker de 250 mL, aos quais foram adicionados cerca 200 mL de solução saturada de  $\text{ZnCl}_2$  ( $d= 1,70 \text{ g cm}^{-3}$ ). A mistura foi agitada com o auxílio de uma espátula metálica por alguns minutos e, posteriormente, mantida em repouso por 24 horas para separação por densidade (Figura 11). Em seguida, o sobrenadante foi submetido a filtração a vácuo utilizando papel filtro quantitativo com porosidade de 25  $\mu\text{m}$ .

Figura 11 - Amostra com solução de  $\text{ZnCl}_2$  para separação por densidade.



Fonte: Autor, 2025.

#### 4.3.2 OXIDAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

Para a oxidação da matéria orgânica, 40 mL de uma solução de Fe(II) 0,05 M em meio ácido (0,1 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e 40 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 35% foram adicionados a um Becker contendo a amostra da etapa anterior, a mistura foi colocada em uma chapa aquecedora a 60°C e agitada por 30 minutos, em seguida, foram cobertas com papel alumínio e colocado em repouso por 24h, para completa degradação da matéria orgânica. Então, o material foi filtrado, lavado com água deionizada (18Ω), seco e guardado em placas de petri de vidro, para utilização na etapa seguinte (Figura 12) (GESAMP, 2019).

Figura 12 - Degradação da matéria orgânica e o material filtrado e seco.

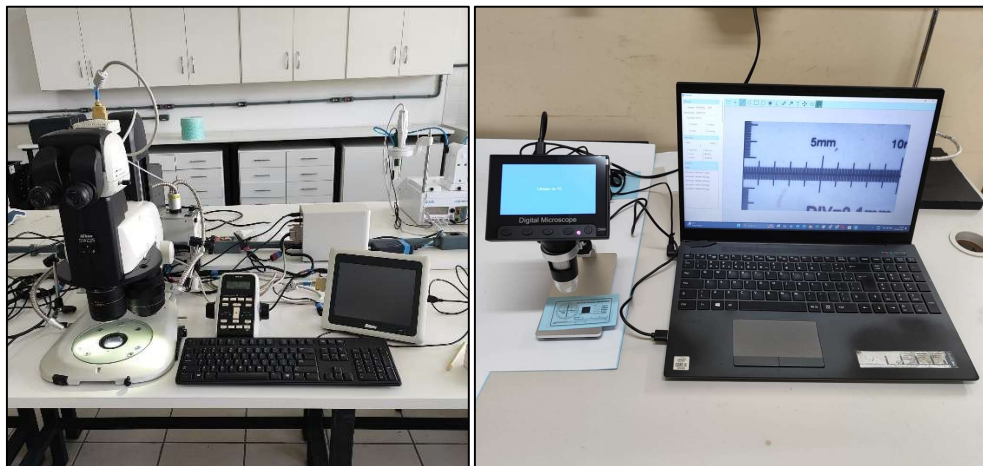


Fonte: Autor, 2025.

#### 4.4 CLASSIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

Para cada amostra, os microplásticos foram separados, quantificados e classificados com o auxílio de uma pinça de aço inoxidável, utilizando um Estereomicroscópio trinocular com faixa de zoom 0,63x a 15,75x, marca: Nikon, Modelo: SMZ25, disponível na central agroanalítica FCA-UFAM e um microscópio digital da marca Vedo, modelo: VD4008s, juntamente com régua para calibração de microscópio (Figura 13). Os microplásticos foram classificados conforme a sua forma (fibras, fragmentos, pellets, filmes e espuma), (GESAMP, 2019). A abundância dos MPs foi expressa em partículas por quilograma de sedimento (partículas MPs.Kg<sup>-1</sup>) para cada amostra.

Figura 13 - Estereomicroscópio trinocular no Laboratório da central agroanalítica - FCA-UFAM e Microscópio Digital.



Fonte: Autor, 2025.

#### 4.5 IDENTIFICAÇÃO DA MATRIZ POLIMÉRICA

A identificação química da matriz polimérica dos microplásticos foi realizada por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier acoplada ao módulo de reflectância total atenuada (FTIR-ATR, do inglês *Attenuated Total Reflection*), utilizando um espectrômetro da marca Agilent, modelo Cary 630 (Figura 14), disponível no Centro de Apoio Multidisciplinar (CAM) – Biotecnologia, da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Bloco G.

Figura 14 - Espectrômetro FTIR-ATR no centro de apoio multidisciplinar – CAM – Biotecnologia UFAM.



Fonte: Autor, 2025.

As análises foram realizadas na faixa espectral de 4000 a 600  $\text{cm}^{-1}$ , com resolução espectral de 4  $\text{cm}^{-1}$  e acúmulo de 32 varreduras por espectro, parâmetros adequados para a identificação de polímeros sintéticos em matrizes ambientais.

Os microplásticos submetidos à análise por FTIR-ATR foram selecionados a partir do conjunto total de partículas isoladas por meio de um procedimento de amostragem aleatória, levando em consideração a diversidade de formas, cores e tamanhos, com o objetivo de identificar os polímeros predominantes nas amostras. Além disso, a seleção das partículas considerou os limites analíticos da técnica FTIR-ATR, priorizando partículas com dimensões superiores 500  $\mu\text{m}$ , tamanho mínimo necessário para garantir contato adequado com o cristal ATR e obtenção de espectros com boa relação sinal-ruído.

Partículas muito pequenas, excessivamente finas, altamente degradadas ou com forte pigmentação podem apresentar baixa reflectância ou interferência espectral, dificultando a identificação confiável do polímero. Da mesma forma, partículas com superfície muito irregular ou quebradiças podem resultar em espectros de baixa qualidade, uma vez que a profundidade de penetração da radiação infravermelha no ATR é da ordem de poucos micrômetros. Esses critérios garantiram maior confiabilidade na identificação dos polímeros.

Para maior confiabilidade dos resultados das análises, a identificação dos polímeros foi feita por comparação dos espectros obtidos a partir de materiais plásticos conhecidos comercialmente, utilizados como padrões de comparação com os padrões internos do FTIR e com os microplásticos, incluindo *pellets* dos polímeros polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS), politereftalato de etileno (PET), espuma de poliuretano (PU) e filme de policloreto de vinila (PVC) fotos em anexo.

#### 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística deste estudo foi realizada por meio de uma abordagem descritiva e inferencial, utilizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para verificação de normalidade dos resíduos, posteriormente aplicou-se teste paramétrico Anova e não-paramétrica de Kruskal-Wallis, considerou-se o nível de significância de 5% para análises de comparações entre amostras. Foram realizadas também análises

multivariadas de componentes principais (PCA) e análise hierárquica (Dendograma). Todos os testes foram realizados por meio dos softwares RStudio e Origin pro.

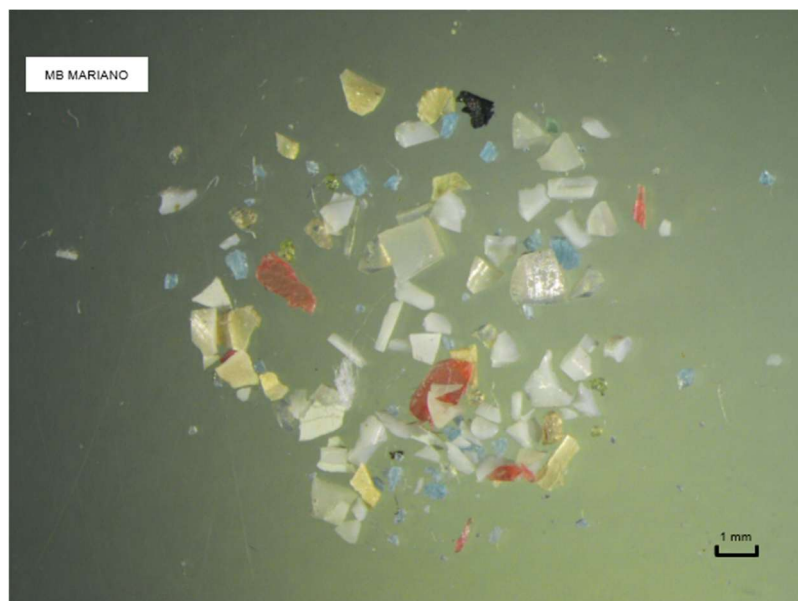
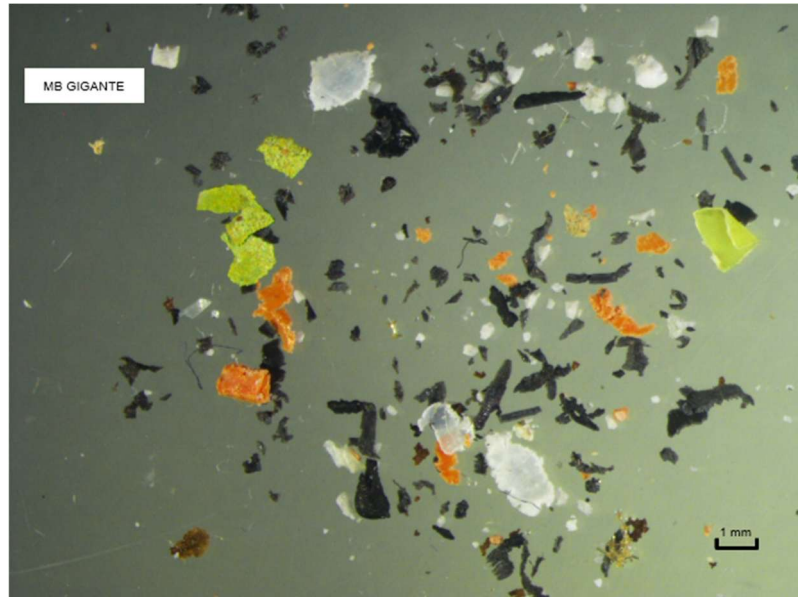
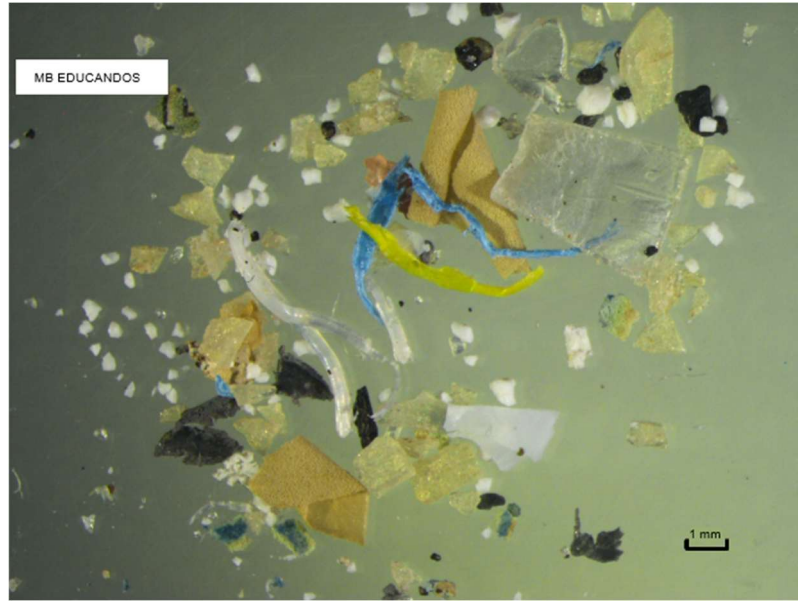
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

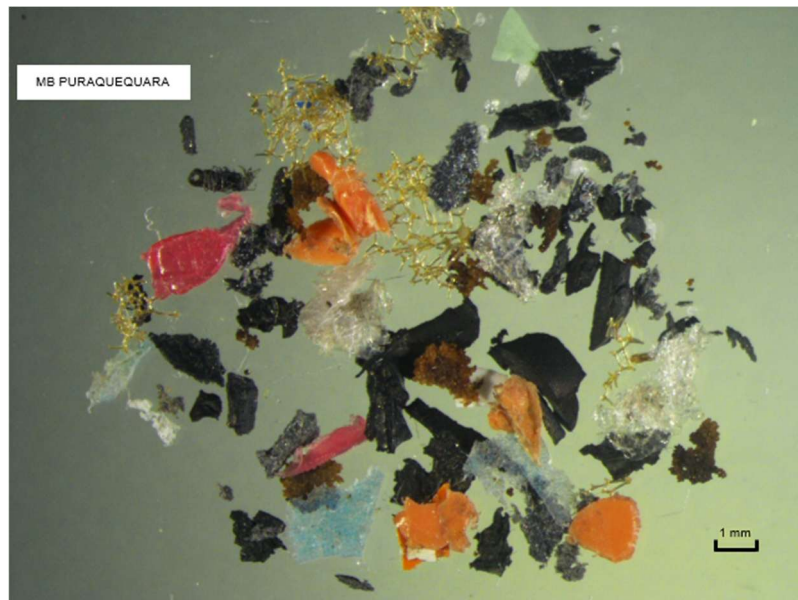
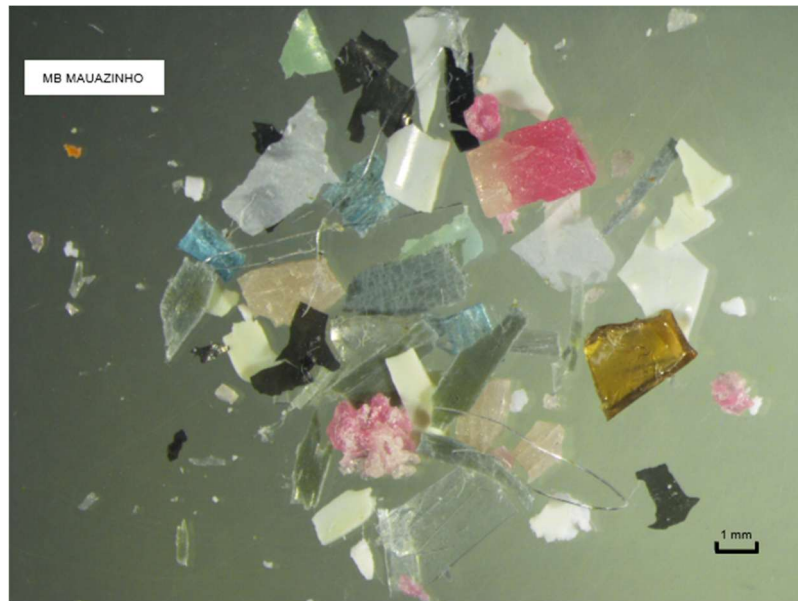
### 5.1 ANÁLISE QUALITATIVA: CARACTERIZAÇÃO VISUAL

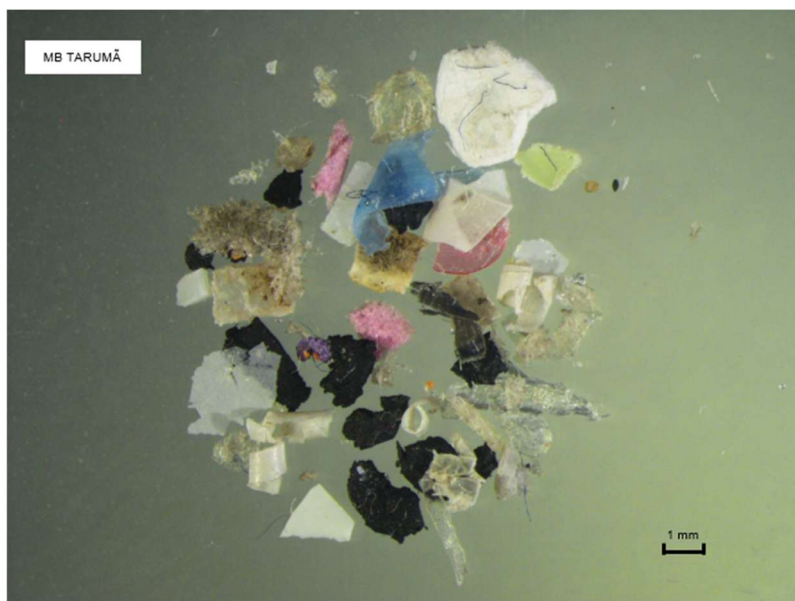
Uma triagem (Figura 15) foi feita para classificar os diferentes tipos de possíveis microplásticos em categorias específicas, organizando-os de forma separada para facilitar a análise posterior da composição química de cada material no FTIR-ATR. Os MPs foram separados das partículas não plásticas e classificados com o auxílio de uma pinça de aço inoxidável. Com a utilização de estereomicroscópio, microscópio digital e lupa de aumento, foram categorizadas de acordo com as diretrizes para monitoramento e avaliação de lixo plástico no oceano (GESAMP, 2019).

Figura 15 - Triagem de amostras com auxílio do Estereomicroscópio trinocular, microscópio digital e Lupa.









Fonte: Autor, 2025.

As diretrizes recomendam a classificação dos microplásticos em 5 categorias principais: pellets, fragmentos, filmes, linhas (fibras e filamentos) e outros (isopor, borracha, espuma, etc.). Na Tabela 4 consta as categorias dos MPs encontrados nesse estudo.

Tabela 4 - Categorias de microplásticos encontrados após triagem das amostras.

| <b>Categorização</b> |                   |
|----------------------|-------------------|
| <b>Tipo</b>          | <b>Morfologia</b> |
| <b>Primário</b>      | 1 Pellet          |
|                      | 2 Fibra           |
| <b>Secundário</b>    | 3 Fragmento       |
|                      | 4 Filme           |
|                      | 5 Espuma          |

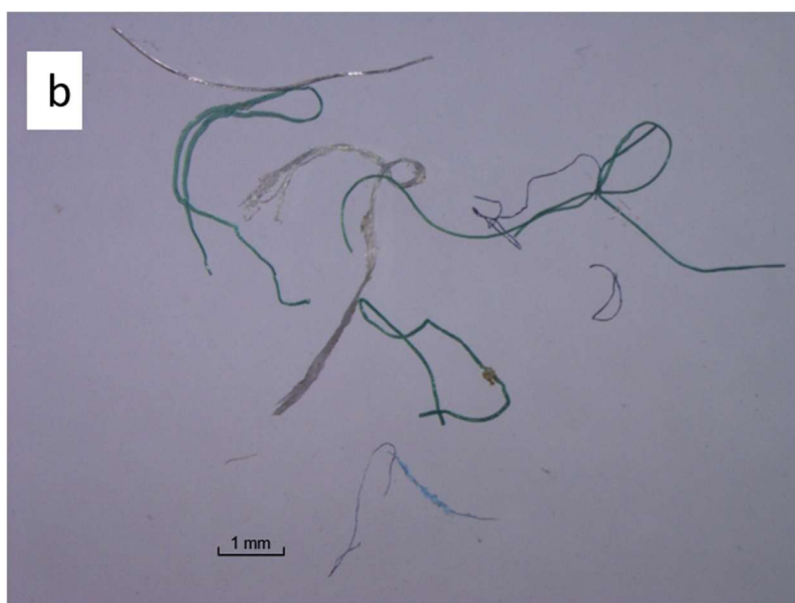
Fonte: Adaptado de GESAMP (2019).

Com a finalidade de caracterizar visualmente os MPs encontrados, foi capturada a imagem de frações de cada categoria (Figura 16) e identificadas de acordo com as categorias da Tabela 4.

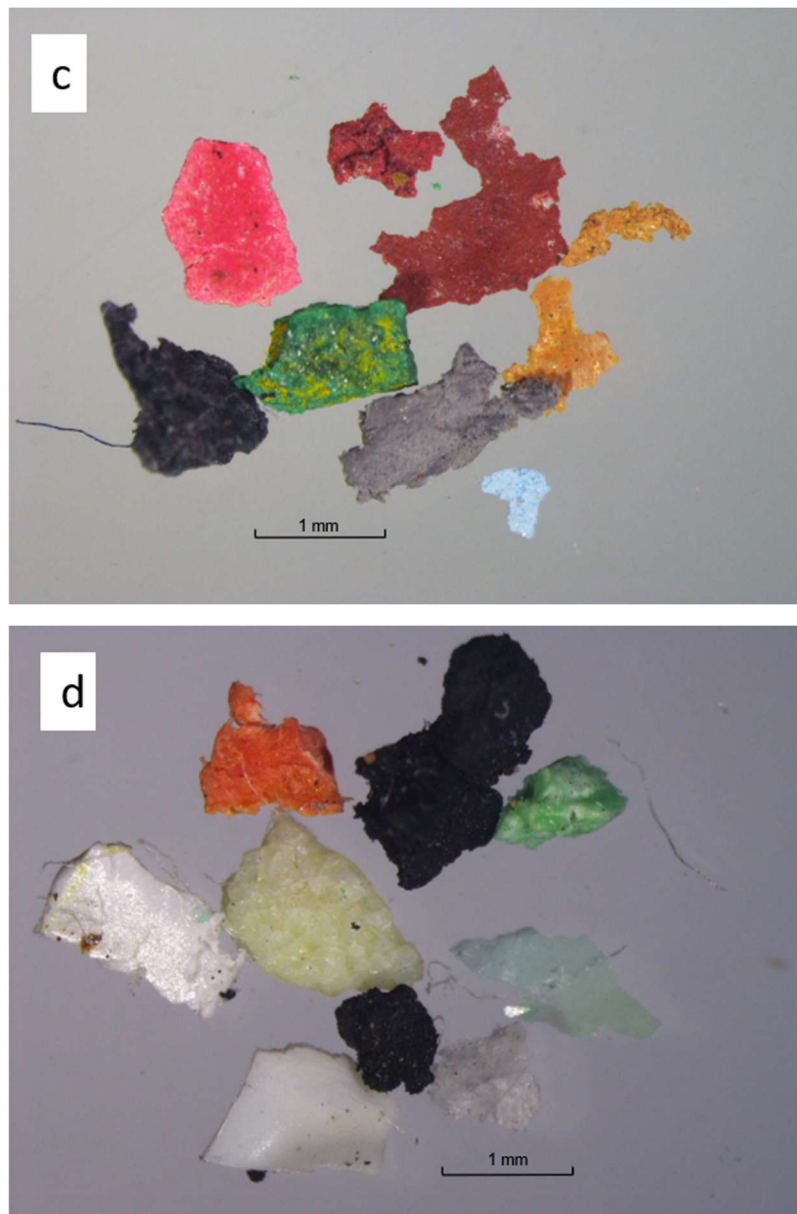
Figura 16 - Partículas representativas de cada categoria. a) Pellet; b) Fibras; c), d) Fragmentos e) Filmes; f) Espumas.



Com as imagens obtidas foi possível observar detalhadamente as características morfológicas de cada categoria separada. Quanto as características da superfície das partículas encontradas, foi possível verificar que estão bastante degradadas como no caso da categoria 1 o pellet (Figura 16a), microplásticos primário, apresenta fissuras e perdeu as características de cor de um pellet comum, resultado da degradação que o material sofreu ao ser exposto as intempéries (ABAYOMI *et al*, 2017; DOYLE *et al*, 2017).



As fibras microplásticas (Figura 16b) aparecem com destaque e decorrem de múltiplas origens no ambiente aquático: perdas e fragmentação de linhas e redes de pesca, fibras têxteis liberadas de roupas de banho e do desgaste das roupas durante o processo de lavagem as quais são liberadas nos sistemas de esgoto doméstico, pela morfologia em forma de fio, acabam chegando aos corpos hídricos (ÖZTEKIN *et al.*, 2024; AZAAOUAJ *et al.*, 2024). Em termos quantitativos, evidências experimentais indicam que uma única lavagem doméstica, de cerca de 5 kg de peças de poliéster, pode liberar até cerca de 6 milhões de microfibras com comprimento  $\geq 5 \mu\text{m}$  durante a lavagem, ilustrando a dimensão da contribuição têxtil para o aporte de fibras ao ambiente (NAPPER, 2016; DE FALCO, 2019).





A Figura 16f mostra algumas partículas de espuma, na qual é possível perceber como este tipo de microplástico se fragmenta, esse material também retém impurezas em seu interior por sua capacidade de sorção (WALDMAN; RILLIG, 2020).

## 5.2 ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DOS MICROSPLÁSTICOS

Dos 14 pontos de coleta somente em 8 foram encontrados microplásticos, todos dentro da região urbana de Manaus. Os pontos que não deram resultados são: microbacia da serraria, rio tarumã mirim, rio negro antes de Manaus, rio Solimões, rio negro depois de Manaus e rio Amazonas, esses não foram implementados no estudo.

A abundância média nos sedimentos das microbacias da cidade de Manaus obteve um resultado estimado por kg de sedimento seco (Tabela 5) que variou de 180,0 – 483,0 partículas.kg<sup>-1</sup>. As menores abundâncias médias foram observadas nas microbacias do Mariano e Tarumã (180,0 e 250,0 Partículas por kg) e as maiores nas microbacias do Educandos e do Gigante (483,0 e 363,0 partículas.kg<sup>-1</sup>).

A utilização da abundância média expressa em partículas por massa de sedimento seco segue a abordagem adotada por diversos estudos recentes na literatura internacional. Trabalhos como os de Jaouani *et al.*, (2022), Yin *et al.*, (2022) e AZAAOUAJ *et al.*, (2024) também reportaram seus resultados de microplásticos em sedimentos utilizando esse mesmo critério de normalização, o que reforça a consistência metodológica e a relevância dos valores obtidos neste estudo no contexto de pesquisas similares.

Tabela 5 - Abundância de Microplásticos nas microbacias da cidade de Manaus.

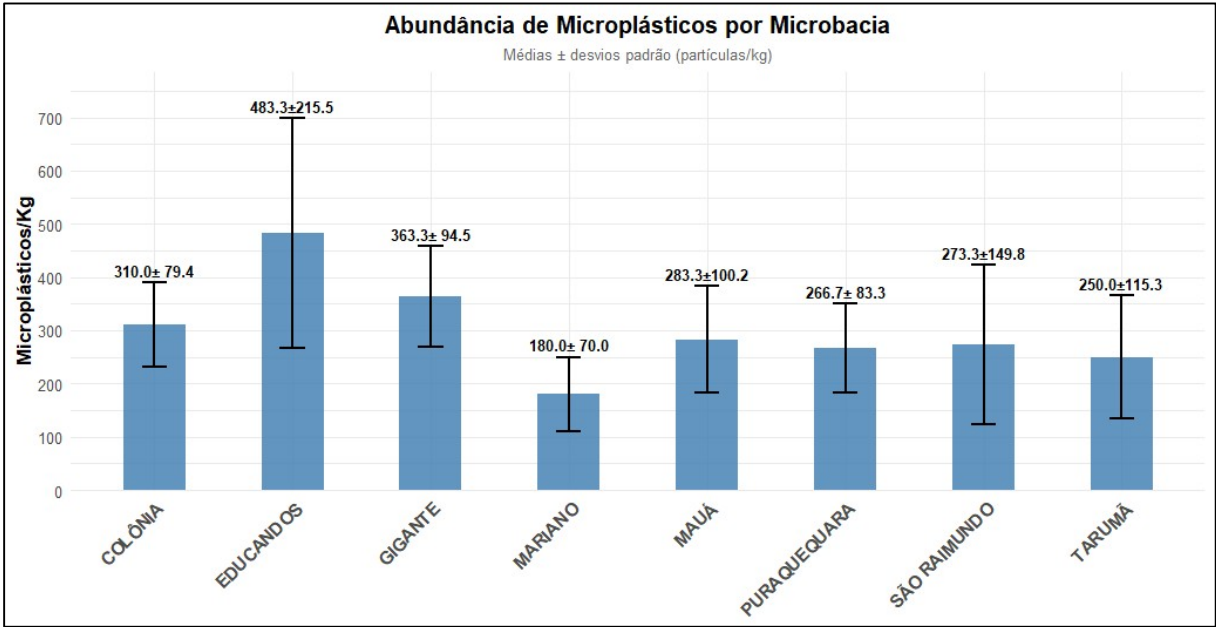
| MICROBACIA     | Microplásticos por 100g de sedimento seco |             | Abundância média/KG ± DP | TOTAL PARTÍCULAS MPs POR KG |
|----------------|-------------------------------------------|-------------|--------------------------|-----------------------------|
|                | REPLICATAS                                | MÉDIA ± DP  |                          |                             |
| COLÔNIA (S8)   | 28,0<br>40,0<br>25,0                      | 31,0 ± 7,9  | 310 ± 79                 | 930,0                       |
| EDUCANDOS (S5) | 50,0<br>69,0<br>26,0                      | 48,3 ± 21,5 | 483 ± 215                | 1450,0                      |
| MAUÁ (S7)      | 17,0                                      | 28,3 ± 10,0 | 283 ± 100                | 850,0                       |

|                          |      |             |           |        |
|--------------------------|------|-------------|-----------|--------|
|                          | 36,0 |             |           |        |
|                          | 32,0 |             |           |        |
| <b>PURQUEQUARA (S9)</b>  | 24,0 | 26,7 ± 8,3  | 267 ± 83  | 800,0  |
|                          | 36,0 |             |           |        |
|                          | 20,0 |             |           |        |
| <b>GIGANTE (S3)</b>      | 33,0 | 36,3 ± 9,4  | 363 ± 94  | 1090,0 |
|                          | 29,0 |             |           |        |
|                          | 47,0 |             |           |        |
| <b>MARIANO (S1)</b>      | 10,0 | 18,0 ± 7,0  | 180 ± 70  | 540,0  |
|                          | 23,0 |             |           |        |
|                          | 21,0 |             |           |        |
| <b>SÃO RAIMUNDO (S4)</b> | 15,0 | 27,3 ± 14,9 | 273 ± 141 | 820,0  |
|                          | 23,0 |             |           |        |
|                          | 44,0 |             |           |        |
| <b>TARUMÃ (S2)</b>       | 12,0 | 25,0 ± 11,5 | 250 ± 116 | 750,0  |
|                          | 29,0 |             |           |        |
|                          | 34,0 |             |           |        |

Fonte: Autor, 2025.

A Figura 17 ilustra a abundância média estimada de microplásticos por quilo nas diferentes microbacias estudadas.

Figura 17 – Abundância média de Microplásticos nas Microbacias de Manaus.



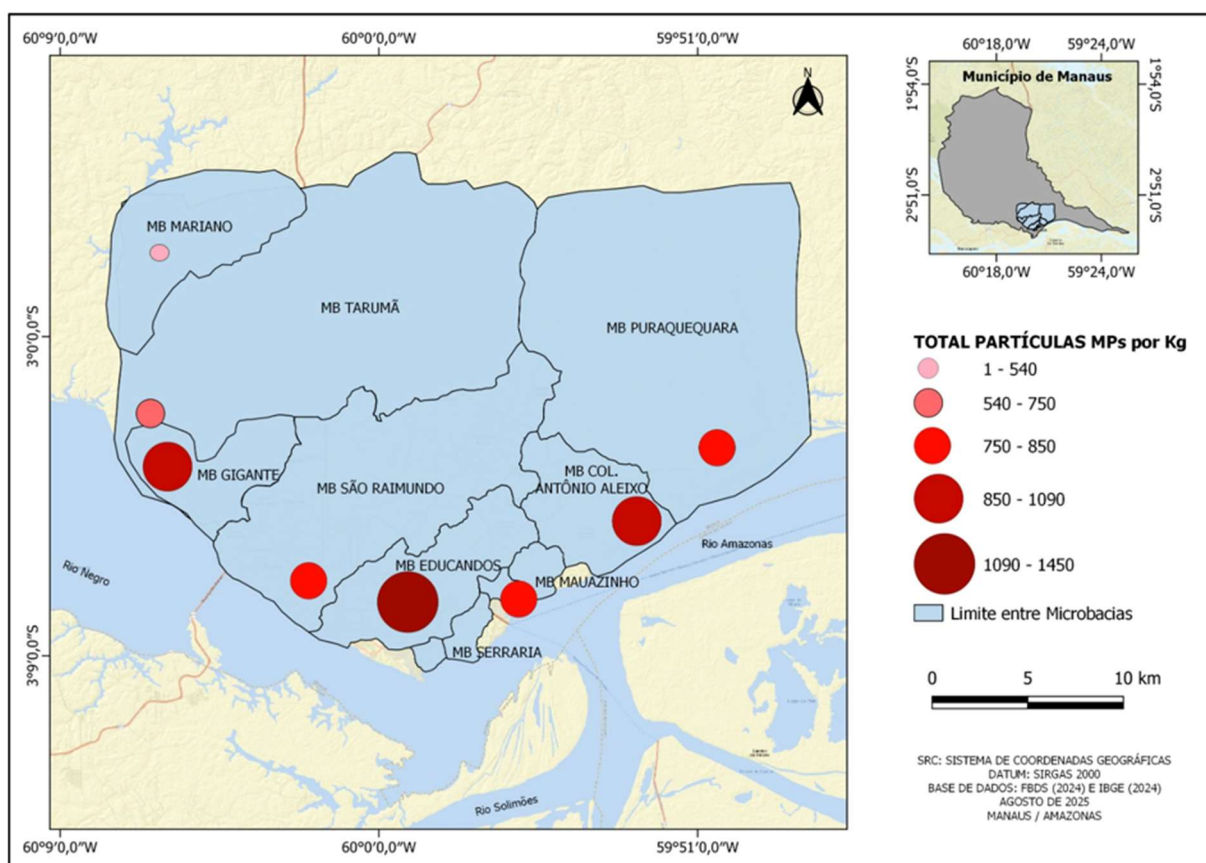
Fonte: Autor, 2025.

Observa-se que a microbacia Educandos (S5) apresentou a maior abundância média de microplásticos ( $483 \pm 215$  partículas.kg<sup>-1</sup>). Em seguida, destacam-se as microbacias Gigante (S3) ( $363 \pm 94$  partículas.kg<sup>-1</sup>) e Colônia (S8) ( $310 \pm 79$  partículas.kg<sup>-1</sup>), que também apresentaram valores elevados. As microbacias Mauzinho (S7) ( $283 \pm 100$

partículas.kg<sup>-1</sup>), São Raimundo (S4) (273 ± 141 partículas.kg<sup>-1</sup>), Puraquequara (S9) (267 ± 83 partículas.kg<sup>-1</sup>) e Tarumã (S2) (250 ± 116 partículas.kg<sup>-1</sup>) apresentaram abundâncias intermediárias. A microbacia Mariano (S1) apresentou a menor abundância (180 ± 70 partículas.kg<sup>-1</sup>) e com menor dispersão relativa entre as réplicas. O gráfico da Figura 17 mostra diferenças aparentes nas abundâncias de microplásticos entre as microbacias. Contudo, a análise estatística (ANOVA; p = 0,198) indicou que não há diferença estatística significativa entre as médias dos grupos.

A distribuição espacial do total de partículas microplásticas nas microbacias, apresentada na Figura 18, mostra padrões claros de concentração por região.

Figura 18 - Distribuição espacial do total de partículas MPs por Kg nas Microbacia.



Fonte: Autor, 2025

As microbacias Educandos, Gigante e Colônia destacaram-se por apresentarem as maiores quantidades de partículas, refletindo possivelmente maior influência de áreas urbanizadas. Em contrapartida, as microbacias Tarumã e Mariano mostraram os menores valores, sugerindo menor intervenção humana ou maior capacidade de

retenção natural de partículas. Essa visualização espacial reforça a importância do contexto geográfico e hidrológico na dinâmica dos microplásticos, permitindo identificar áreas prioritárias para ações de monitoramento e mitigação.

Os padrões de distribuição dos microplásticos observados neste estudo (Figura 18) estão em consonância com os resultados reportados na literatura (Donoso & Ríos-Touma, 2020; Laju *et al.*, 2022; Yin *et al.*, 2022; Simon-Sánchez *et al.*, 2019; Neto *et al.*, 2023), os quais indicam que as principais fontes de detritos plásticos e microplásticos são predominantemente de origem terrestre. Esses materiais estão associados, sobretudo, a áreas caracterizadas por elevada densidade populacional e intensa atividade antrópica, conforme também destacado por Haddout *et al.* (2021).

Nas coletas feitas no rio tarumã mirim, rio negro antes de Manaus, rio Solimões, rio negro depois de Manaus e rio Amazonas não foram encontrados MPs, e uma possível explicação para isso é que em sistemas extensos como oceanos e rios, a distribuição de microplásticos é fortemente influenciada por processos de grande escala como as correntezas dos rios e oceanos, força dos ventos, turbulência e a variabilidade sazonal, que promovem transporte horizontal dos MPs (BALLENT *et al.*, 2012; RAFA *et al.*, 2024). Adicionalmente, propriedades intrínsecas das partículas como a densidade do polímero, forma e tamanho, condicionam a sua trajetória e permanência na coluna de água. No entanto, nas microbacias aqui estudadas, ambientes menores, o tempo de residência da água tende a ser mais elevado e a renovação hidrodinâmica mais lenta, reduzindo a influência dos processos de grande escala (Li; Liu; Chen; 2018). Este contexto favorece a retenção local e a transferência para os sedimentos, por dois mecanismos complementares: 1) partículas com densidade igual ou superior à da água, ou com forma e tamanho que diminuem a flutuabilidade, apresentam maiores velocidades de queda; 2) a bioincrustação (biofilme) que aumenta a densidade aparente e a rugosidade das partículas, tornando mesmo polímeros originalmente menos densos (ex. PP e PE) propensos à sedimentação (JOO *et al.*, 2021). A agregação com finos minerais e matéria orgânica reforça este efeito. Assim, a combinação de maior tempo de permanência e a formação de biofilme explica a acumulação observada nos sedimentos das microbacias (CHEN *et al.*, 2024).

### 5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS MICROPLÁSTICOS

#### 5.3.1 DISTRIBUIÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS POR CLASSES DE TAMANHO

A análise da distribuição dos tamanhos dos microplásticos foi feita com base na classificação em cinco faixas de tamanho: Classe 1 (0,01–0,99 mm) , Classe 2 (1,00–1,99 mm), Classe 3 (2,00–2,99 mm), Classe 4 (3,00–3,99 m), Classe 5 (4,00–5,00 mm) conforme a Tabela 6.

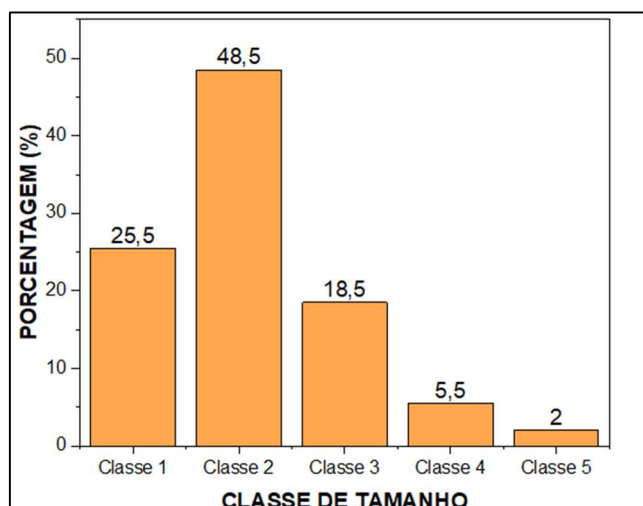
Tabela 6 - Porcentagem de cada classe por microbacia.

| Microbacias  | Classe 1<br>(0,01 - 0,99<br>mm) | Classe 2<br>(1,00 - 1,99<br>mm) | Classe 3<br>(2,00 - 2,99<br>mm) | Classe 4<br>(3,00 - 3,99<br>mm) | Classe 5<br>(4,00 - 5,00<br>mm) |
|--------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| COLÔNIA      | 20%                             | 48%                             | 24%                             | 8%                              | 0%                              |
| EDUCANDOS    | 32%                             | 40%                             | 20%                             | 4%                              | 4%                              |
| GIGANTE      | 44%                             | 56%                             | 0%                              | 0%                              | 0%                              |
| MARIANO      | 40%                             | 48%                             | 12%                             | 0%                              | 0%                              |
| MAUÁ         | 12%                             | 44%                             | 32%                             | 12%                             | 0%                              |
| PURQUEQUARA  | 24%                             | 40%                             | 36%                             | 0%                              | 0%                              |
| SÃO RAIMUNDO | 16%                             | 52%                             | 12%                             | 12%                             | 8%                              |
| TARUMÃ       | 16%                             | 60%                             | 12%                             | 8%                              | 4%                              |

Fonte: Autor, 2025.

A análise da Figura 19, apresenta a distribuição percentual dos microplásticos por classe, mostrou que a Classe 2 foi a mais representativa (48,5%), seguida por Classe 1 (25,5%), Classe 3 (18,5%), Classe 4 (5,5%) e Classe 5 (2,0%).

Figura 19 - Distribuição percentual de MPs por classe de tamanho.

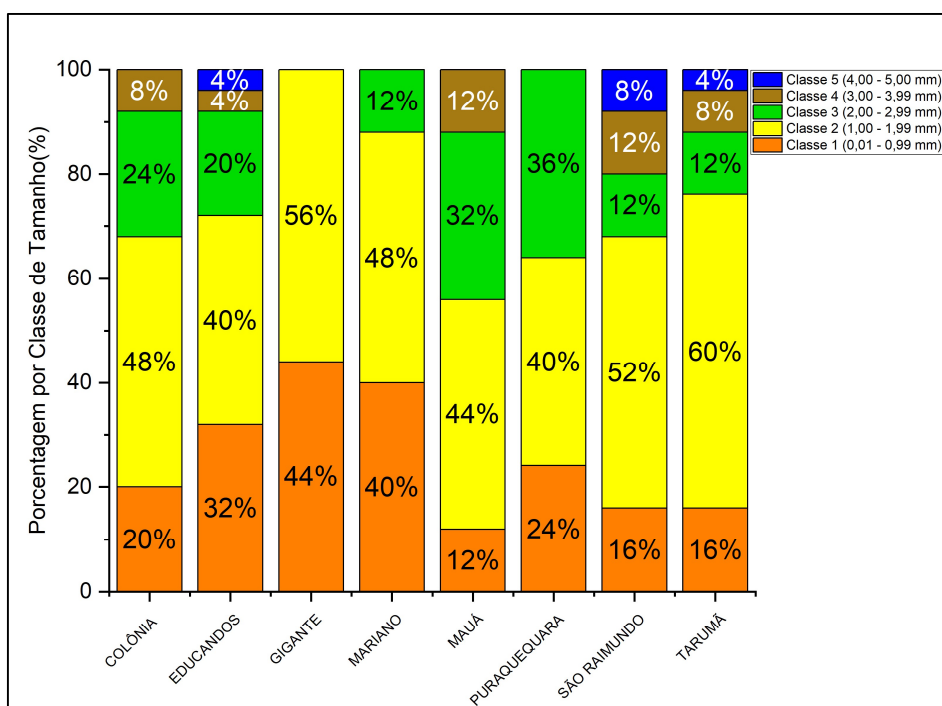


Fonte: Autor, 2025.

As classes 1 e 2 representam 74% do tamanho dos microplásticos, ao comparar os resultados deste estudo com a literatura, alguns autores relataram a descoberta de altos percentuais de microplásticos na faixa de tamanho entre 0,01 – 2,0 mm, como relata RAMAREMISA *et al.*, (2022), que demonstrou que nos sedimentos analisados em seu estudo, mais de 80% foram detectados nessa faixa de tamanho. Em outro estudo, feito por LIONG *et al.*, (2021), a abundância de microplásticos nessa faixa foi de cerca de 60% do microplásticos encontrados.

Conforme ilustrado na Figura 20, que apresenta um gráfico de barras empilhadas com as porcentagens de cada classe por microbacia, observa-se que a Classe 2 foi a mais representativa na maioria dos locais, especialmente em TARUMÃ (60%), SÃO RAIMUNDO (52%) e COLÔNIA (48%). Por outro lado, microbacias como GIGANTE e MARIANO concentraram-se entre as Classes 1 e 2, indicando predomínio de microplásticos menores.

Figura 20 - Gráfico de barras empilhadas com a distribuição percentual das classes de tamanho dos microplásticos em cada microbacia.



Fonte: Autor, 2025.

Nos sedimentos analisados neste estudo, a predominância de microplásticos menores é frequentemente associada à fragmentação contínua de resíduos plásticos maiores, e, esse processo é geralmente atribuído a ação combinada entre a radiação UV,

abrasão mecânica e degradação microbiana, que reduzem progressivamente o tamanho das partículas plásticas (RASHID *et al.*, 2025; HOSSAIN *et al.*, 2021). Além de serem mais abundantes, microplásticos de pequeno porte apresentam uma área superficial específica maior, o que aumenta sua capacidade de sorção, aumentando a probabilidade de que adsorvam e transportem outros poluentes associados. Esse fator, somado ao seu tamanho reduzido, eleva o risco de ingestão por organismos aquáticos, tornando-os ainda mais tóxicos e perigosos para o equilíbrio ecológico (PALMER e HERAT, 2021; SENDRA *et al.*, 2021).

Para testar a hipótese de que as distribuições dos tamanhos dos microplásticos diferem entre microbacias, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $H = 21,96$ ;  $p = 0,0026$ ), indicando diferenças estatisticamente significativas. Em seguida, foram realizadas comparações múltiplas utilizando o teste de Mann-Whitney, que identificou diferenças significativas entre as microbacias GIGANTE e MAUÁ, bem como entre MAUÁ e MARIANO (Tabela 7).

Tabela 7 - Pares de microbacias com diferença significativa.

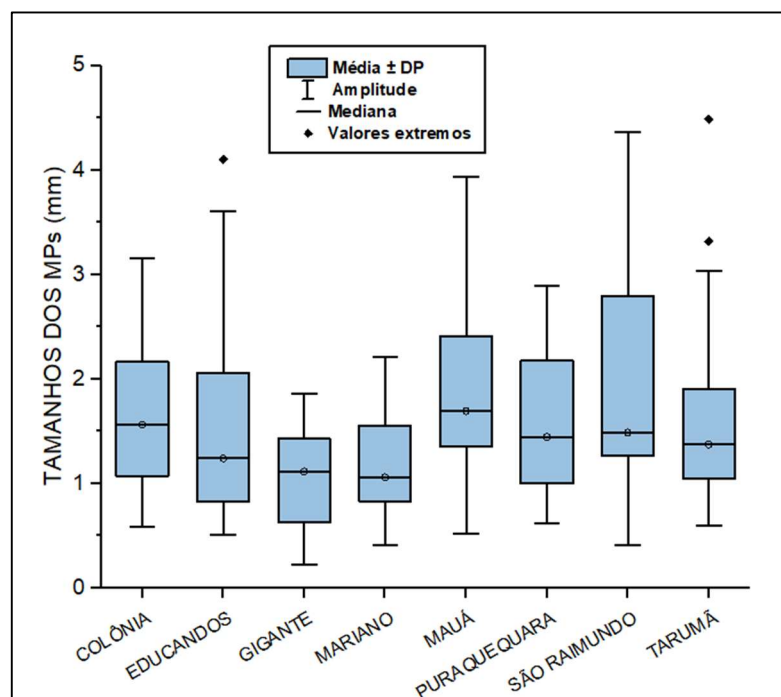
| Microbacia 1 | Microbacia 2 | p-valor    |
|--------------|--------------|------------|
| GIGANTE      | MAUÁ         | $p < 0,05$ |
| MAUÁ         | MARIANO      | $p < 0,05$ |

$p < 0,05$  diferem estatisticamente pelo teste de Maan-Whitney

Fonte: Autor, 2025.

A Figura 21 apresenta a distribuição dos tamanhos dos microplásticos por microbacia, por meio de *boxplots*, que mostram a média e desvio padrão (DP), a mediana e a amplitude interquartil (IQR) de cada microbacia. Os valores extremos (*outliers*) indicam partículas atípicas em termos de comprimento.

Figura 21 - Distribuição dos tamanhos dos microplásticos por microbacia.



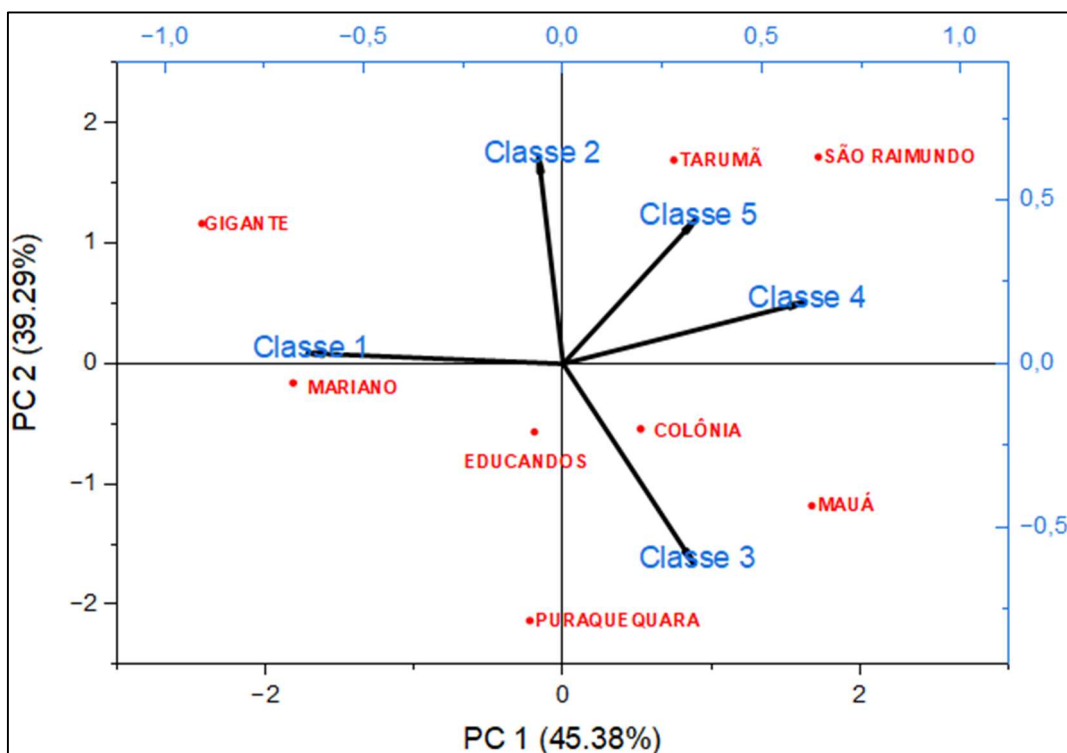
Fonte: Autor, 2025.

Observa-se que as microbasias Mauzinho (S7) e São Raimundo (S4) apresentaram as maiores medianas e amplitudes interquartis, refletindo maior variabilidade no tamanho das partículas. Por outro lado, Gigante (S3) e Mariano (S1) concentraram partículas com comprimentos menores e distribuição mais homogênea. Valores extremos foram detectados principalmente em Tarumã (S2) e Educandos (S5), indicando a presença de partículas atipicamente maiores.

#### 5.3.1.1 ANÁLISE MULTIVARIADA DO TAMANHO DAS PARTÍCULAS

A análise de componentes principais (PCA1), apresentado na Figura 22, baseada nas proporções de classes de tamanho de microplásticos por microbacia, revelou padrões de agrupamento relevantes entre as localidades amostradas. Os dois primeiros componentes explicaram 84,67% da variância total, com o PC1 contribuindo com 45,38% e o PC2 com 39,29%.

Figura 22 - Análise de componentes principais (PCA 1) do tamanho dos MPs por microbacia.



Fonte: Autor, 2025.

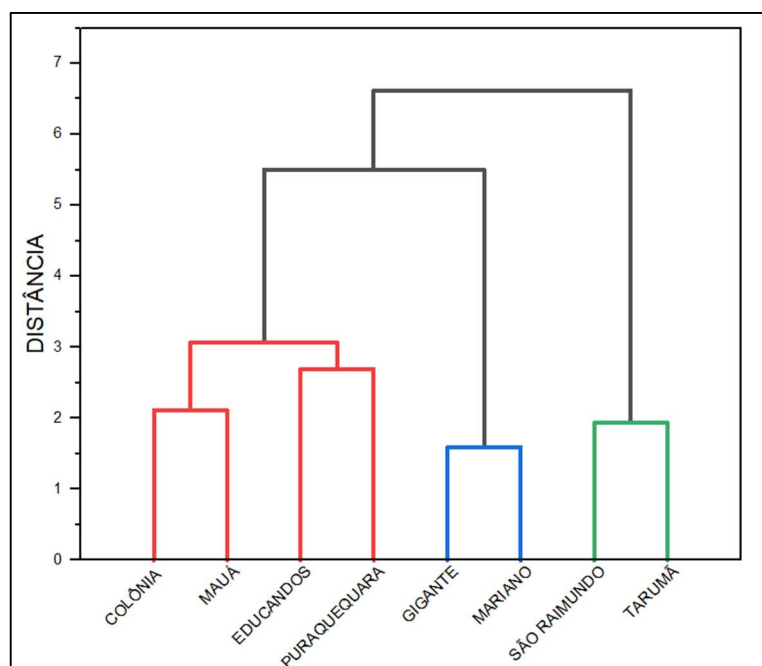
No *biplot* da PCA 1, observou-se que São Raimundo e Tarumã se posicionam próximas às setas das classes 4 e 5. Este posicionamento sugere que, embora essas duas microbacias apresentem proporções expressivas de partículas maiores, elas também compartilham uma característica mista, com presença significativa de tamanhos intermediários. Isso é confirmado pelos dados de distribuição percentual, que indicam que ambas têm como classe predominante a Classe 2 (52% em São Raimundo e 60% em Tarumã), mas também registram presença de partículas das classes maiores, ainda que em menor proporção. Assim, sua posição no gráfico reflete a combinação de proporções entre diferentes classes e não apenas o valor absoluto de uma única variável.

A microbacia do Educandos apresentou um padrão menos polarizado de distribuição, com predomínio das classes 1 e 2, que juntas compõem 72% do total. Essa distribuição mais balanceada a posiciona próximo ao centro, indicando menor influência de extremos e menor associação com as classes de tamanho maiores (4 e 5). O comportamento observado reforça a importância de interpretar o PCA considerando a combinação das variáveis e não apenas as mais frequentes isoladamente. As microbacias de Mauá, Colônia e Puraquequara, se alinham mais

fortemente à Classe 3, indicando uma concentração relativa nesta faixa de tamanho. Já Gigante e Mariano se destacam pela proximidade à Classe 1, refletindo a maior presença de microplásticos muito pequenos nessas áreas.

A Análise de Agrupamento Hierárquico (dendrograma), demonstrado na Figura 23, baseado na matriz de similaridade das proporções de classes de tamanho entre as microbacias, revelou três grupos distintos.

Figura 23 - Dendrograma de análise hierárquica do tamanho dos MPs por microbacia.



Fonte: Autor, 2025.

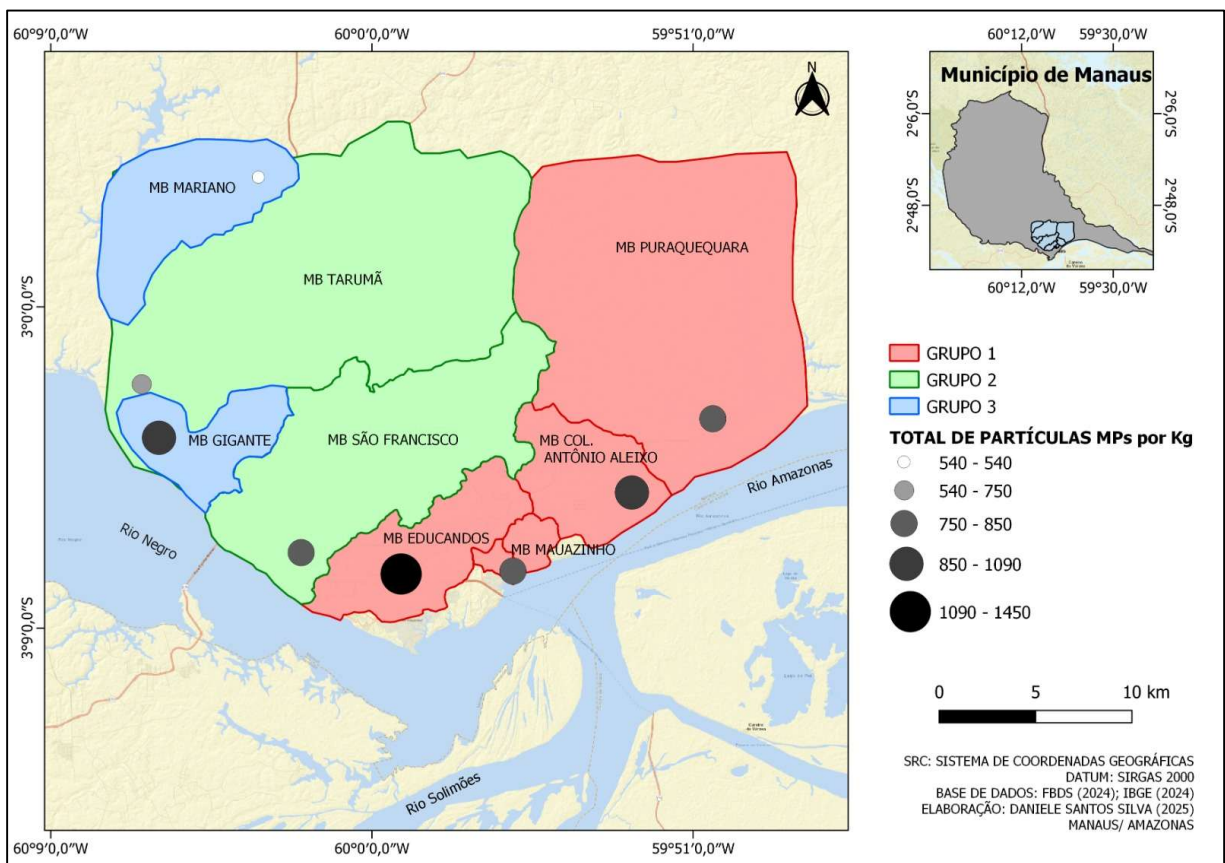
**Grupo 1 (vermelho):** as quatro microbacias Colônia, Mauá, Educandos e Puraquequara, compartilham perfis equilibrados ou com domínio de classes médias e pequenas. Todas possuem alta proporção nas classes 2 e 3 (1,00 – 2,99 mm). EDUCANDOS é a única com presença de Classe 5 (4%) e com mais MPs pequenos (Classe 1: 32%). Mesmo assim, a distribuição geral ainda se assemelha mais a MAUÁ e COLÔNIA, justificando o agrupamento. PURAQUEQUARA é a que mais se aproxima da classe 3 (36%), criando a ligação entre os extremos.

**Grupo 2 (azul):** Microbacias do Gigante e Mariano, compartilham grande proporção de partículas pequenas, com predomínio absoluto de MPs menores que 2 mm (>90%). Ausência total de classes 4 e 5 e baixa quantidade na classe 3, essas características destacam um perfil homogêneo, separando-as do grupo 1.

**Grupo 3 (verde):** As microbacias do São Raimundo e Tarumã, embora dominadas pela classe 2, se afastam do grupo 2 por apresentarem níveis significativos de MPs maiores. A presença de classe 5 (com 8% e 4%, respectivamente) é rara entre as demais microbacias, o que contribui fortemente para esta separação no dendrograma. O PCA já indicava uma associação dessas microbacias com as classes 4 e 5, e o dendrograma confirma isso.

A Figura 23.1 mostra a distribuição espacial com os grupos distintos gerados pela Análise de Agrupamento Hierárquico.

Figura 24.1 – Distribuição espacial com os 3 grupos distintos gerados pela Análise de Agrupamento Hierárquico (dendrograma).



Fonte: Autor, 2025

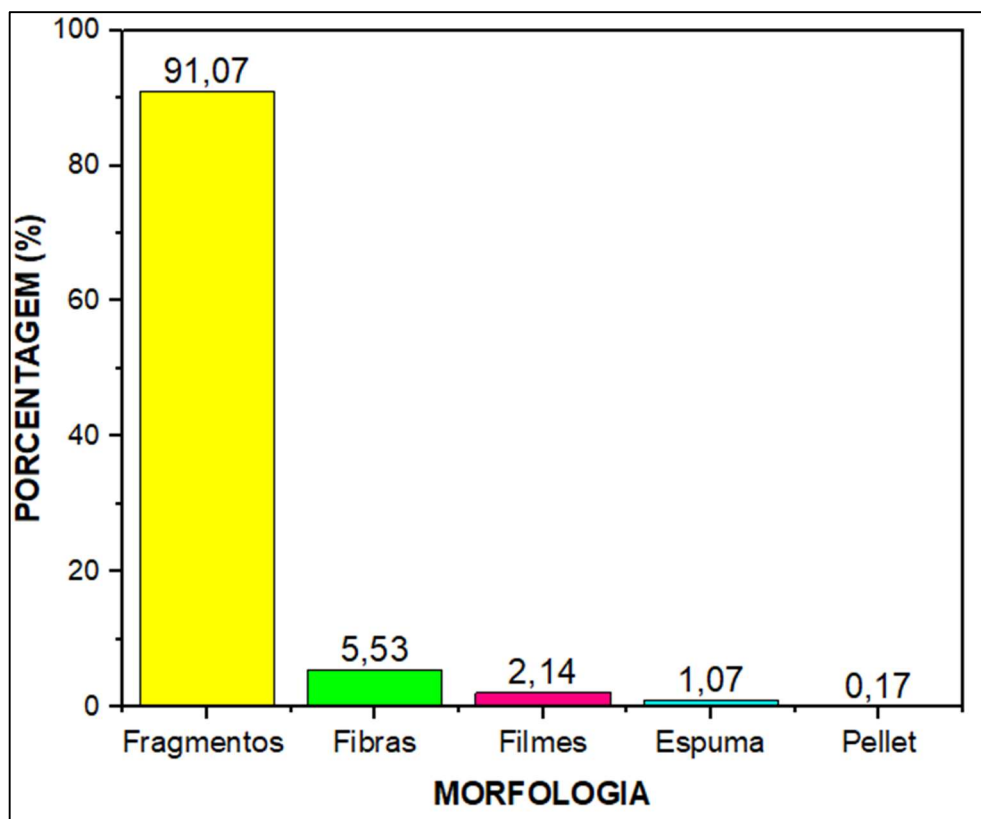
Este cruzamento entre PCA e dendrograma evidencia semelhanças e distinções nos padrões de distribuição do tamanho das partículas entre as microbacias, o que pode estar relacionado a fatores como origem e tempo de permanência dos resíduos no ambiente e dinâmica hidrológica. Além disso, a correspondência desses agrupamentos com a distribuição espacial das microbacias, na Figura 23.1, indica que tais padrões não ocorrem de forma aleatória, mas refletem a influência de variáveis

ambientais integradas, como uso e ocupação do solo, densidade populacional e grau de urbanização. Microbacias inseridas em áreas mais urbanizadas tendem a apresentar maior abundância e variabilidade no tamanho das partículas, possivelmente associadas a fontes contínuas de aporte de resíduos plásticos e a processos de fragmentação mais intensos. Por outro lado, microbacias com menor influência antrópica apresentam padrões mais homogêneos e menores concentrações, sugerindo menor entrada e maior estabilidade ambiental.

### 5.3.2 DISTRIBUIÇÃO DOS TIPOS DE MICROPLÁSTICOS

A caracterização morfológica dos microplásticos coletados revelou uma predominância clara de fragmentos, responsáveis por 91% da morfologia dos microplásticos encontrados conforme visualizado na Figura 24.

Figura 25 - Distribuição percentual de MPs por tipo de microplástico.



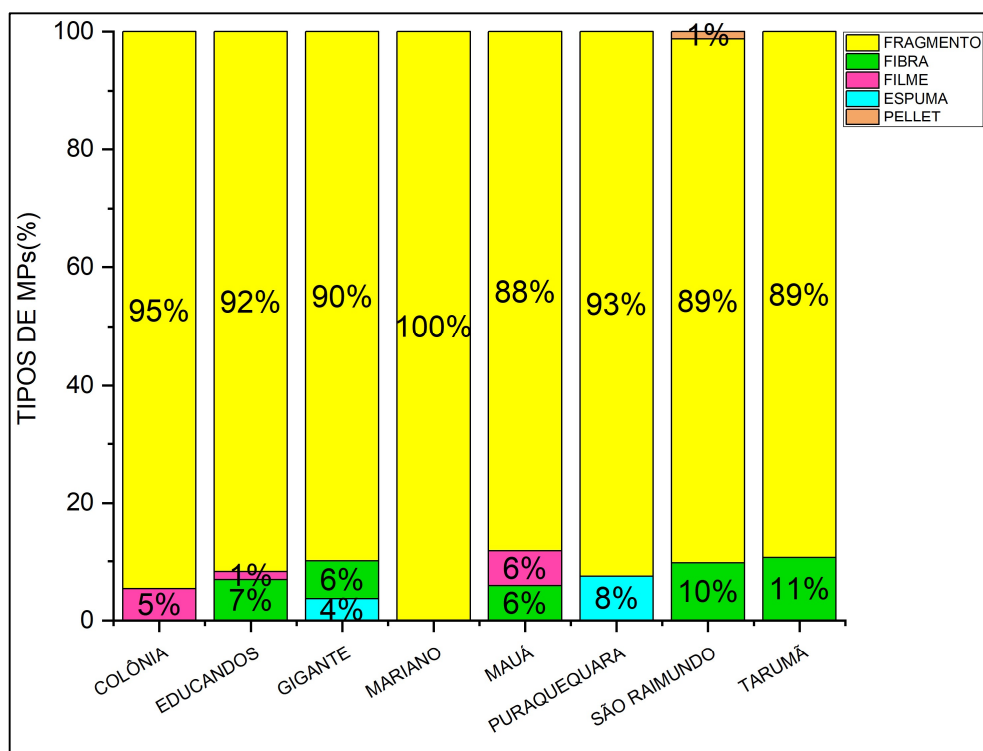
Fonte: Autor, 2025.

As fibras também foram encontradas, embora em menor proporção com 5,5%. Devido a sua alta capacidade de deposição, os fragmentos seguidos por fibras são

comumente encontrados em sedimentos aquáticos (HOELLEIN et al., 2019; MAHESWARAN et al., 2022). Esse padrão já foi evidenciado em diversas pesquisas, sendo os tipos de microplásticos mais frequentemente encontrados em estudos sobre sedimentos (DUONG et al., 2024; ZHOU et al., 2024).

Analizando o percentual dos tipos de microplásticos por microbacias (Figura 25), os fragmentos representaram a maior fração dos itens identificados, especialmente nas microbacias do Educandos (92%), Puraquequara (93%) e Colônia (95%). As fibras, foram detectadas principalmente nas microbacias de Educandos (7%), São Raimundo (10%) e Tarumã (11%).

Figura 26 - Percentual dos tipos de microplásticos por microbacias.



Fonte: Autor, 2025.

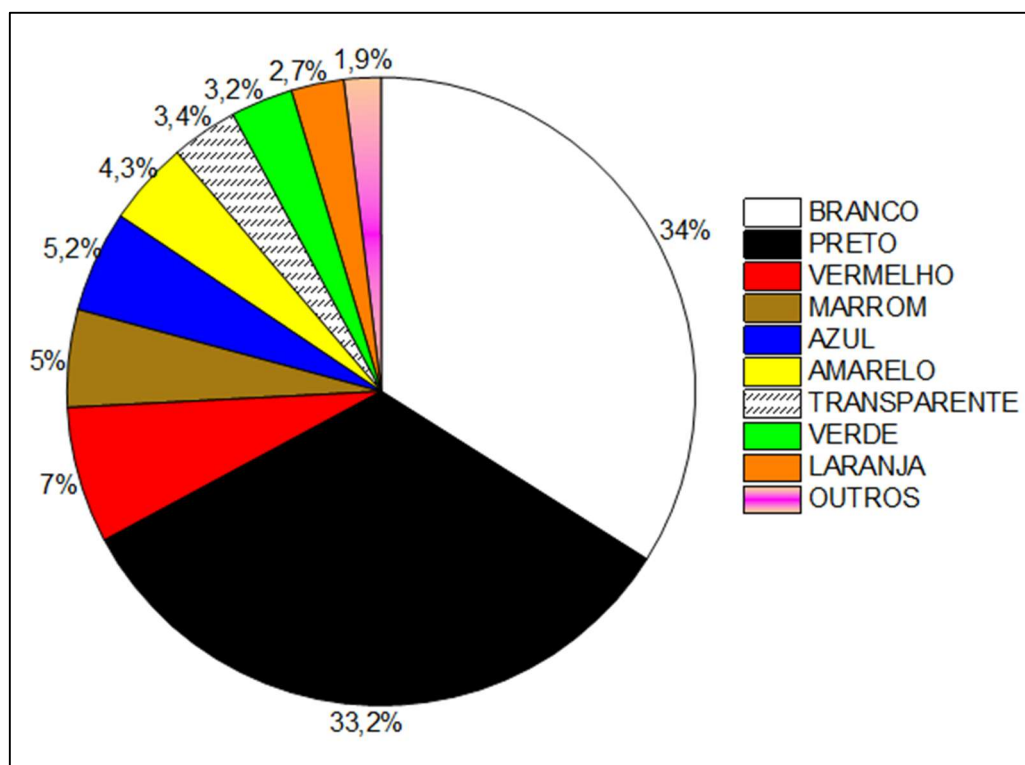
A presença de fragmentos está amplamente associada à fragmentação de resíduos plásticos maiores, como embalagens e utensílios domésticos descartados irregularmente, os quais se degradam ao serem expostos às intempéries (CHIA *et al.*, 2023). Já presença de fibras em ambientes aquáticos pode ser atribuída a diversos fatores como restos de linhas de redes de pesca, descarga das estações de tratamento que não são capazes de retê-las devido a sua morfologia, indicando a influência de efluentes domésticos, especialmente resíduos oriundos da lavagem de

tecidos sintéticos, esse tipo de fonte já é amplamente relatado como uma das principais rotas de entrada de microplásticos fibrosos em ambientes aquáticos (DE FALCO *et al.*, 2019).

### 5.3.3 DISTRIBUIÇÃO DAS CORES DOS MICROPLÁSTICOS

A caracterização das cores dos microplásticos identificados nas microbacias analisadas revelou um padrão recorrente observado em ambientes aquáticos: a predominância das cores branca (34%) e preta (33,2%), seguidas pelas cores vermelha (7%), marrom (5%), azul (5,2%), e amarela (4,3%), conforme ilustrado na Figura 26.

Figura 27 - Porcentagem total por cor.



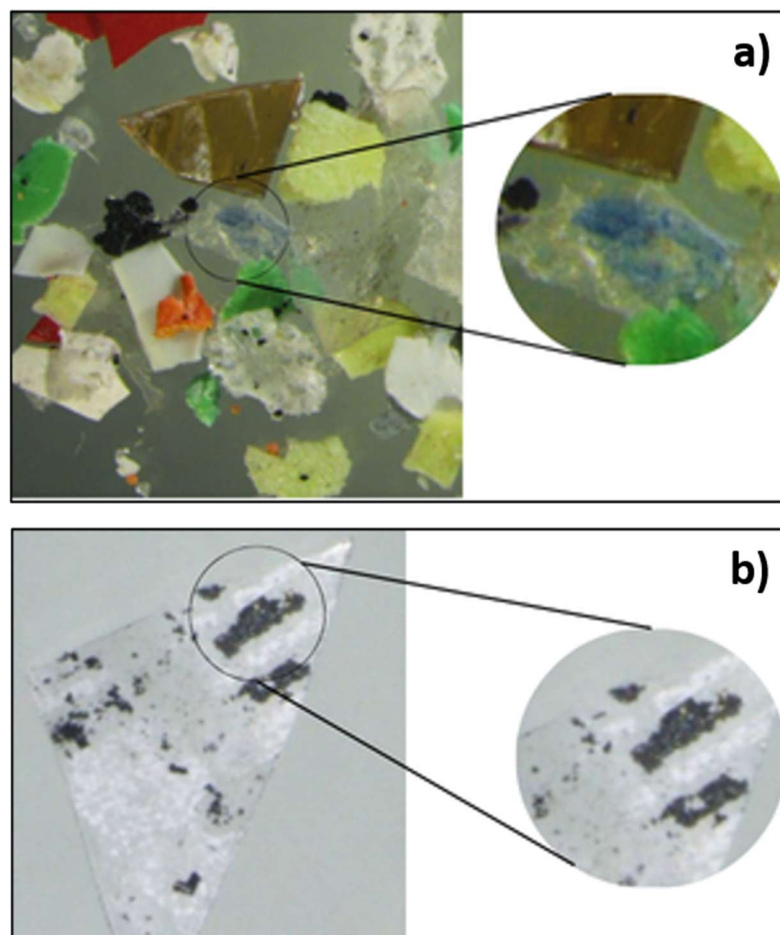
Fonte: Autor, 2025.

As cores branca e preta representam, juntas, mais de 67% do total de partículas analisadas, os MPs coloridos representam cerca de 30%, indicando certa diversidade de cores entre as partículas coletados nos sedimentos. Essa tendência de dominância de cores brancas e pretas é amplamente reportada na literatura científica, especialmente em estudos realizados em ambientes sedimentares e estuarinos (ZHOU *et al.*, 2024). Os dados aqui obtidos estão de acordo com outras pesquisas, que também apontam os microplásticos brancos e pretos como os mais

frequentemente encontrados (PAN et al., 2020; KOBAYASHI et al., 2021; LIONG et al., 2021).

Entre as explicações sugeridas para a predominância dessas partículas está a dificuldade de detecção visual por organismos aquáticos, já que eles são atraídos pela cor dos microplásticos, o que pode contribuir para a maior permanência dessas partículas no ambiente (MAHESWARAN et al., 2022; ÖZTEKIN et al., 2024). Além disso, fatores ambientais como oxidação por exposição à radiação UV promovem a descoloração constante de partículas originalmente coloridas, tornando-as esbranquiçadas ou translúcidas ao longo do tempo (CHIA et al., 2023). Um exemplo desse fenômeno pode ser observado nos fragmentos da Figura 27a e 27b.

Figura 28 - Descoloração dos microplásticos a) microplástico azul se tornando transparente b) microplástico preto se tornando branco.

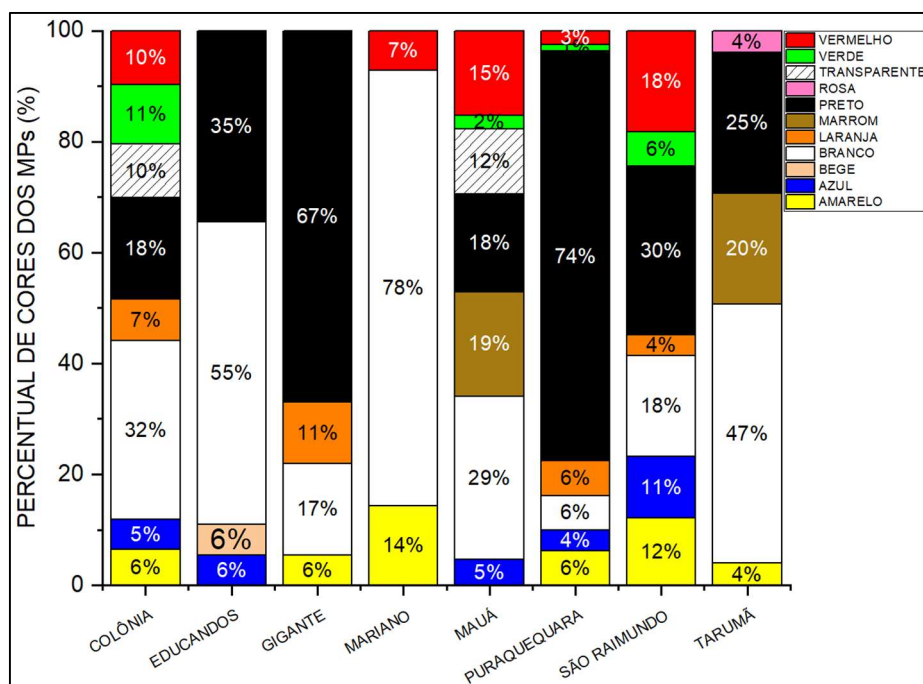


Fonte: Autor, 2025.

Outro ponto importante é que muitos dos plásticos descartáveis de uso cotidiano, como copos, tampas, sacolas e embalagens, são fabricados em tons claros ou transparentes, o que naturalmente contribui para o maior número dessas cores entre os resíduos fragmentados presentes nos ecossistemas (ÖZTEKIN et al., 2024).

A distribuição das cores também apresentou variações relevantes entre as microbacias (Figura 28).

Figura 29 - Percentual de cores dos microplásticos por microbacia.



Fonte: Autor, 2025.

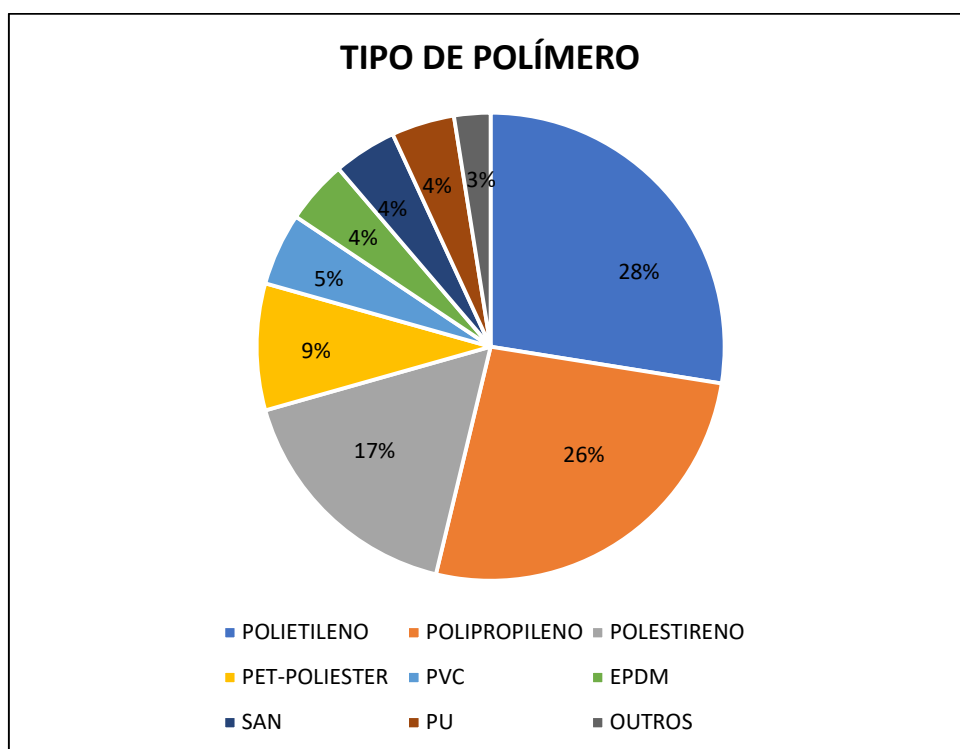
A microbacia MARIANO, por exemplo, destacou-se com 78% de partículas brancas, enquanto GIGANTE e PURAQUEQUARA apresentaram as maiores proporções de partículas pretas, com 67% e 74%, respectivamente. Essas diferenças podem refletir particularidades locais nas fontes de resíduos, como o tipo de material descartado ou o nível de degradação que os microplásticos sofrem em cada ambiente. Em SÃO RAIMUNDO, observou-se uma distribuição mais diversificada, com percentuais mais equilibrados entre branco (18%), azul (11%) e amarelo (12%). As microbacias COLÔNIA e PURAQUEQUARA também apresentaram grande diversidade de cores, o que pode estar associado principalmente ao descarte inadequado de materiais plásticos coloridos e águas residuais urbanas, maior heterogeneidade nas fontes poluidoras e à influência de diferentes atividades humanas (MAHESWARAN et al.,

2022). Dessa forma, a análise da cor dos microplásticos fornece pistas importantes sobre suas origens, grau de degradação e até mesmo sobre seu potencial de ingestão por organismos, já que certos padrões visuais podem influenciar o comportamento alimentar de espécies aquáticas (DE FALCO *et al.*, 2019).

#### 5.4 IDENTIFICAÇÃO QUÍMICA DA MATRIZ POLIMÉRICA DOS MPs POR FTIR-ATR

Foram selecionadas aleatoriamente 160 microplásticos para análise, com base nos resultados da identificação polimérica das amostras, foram identificados 10 tipos de polímeros, aqueles encontrados em maior proporção foram: polietileno (PE) representando 28% das amostras, polipropileno (PP) com 26% e o poliestireno (PS) com 17%, representando 71% dos tipos encontrados. Outros polímeros em menor proporção foram PET-Poliéster (9%), PVC (5%), EPDM (4%), SAN (4%), PU (4%) e outros (EPR e PMMA) (3%) das amostras analisadas, como mostra a Figura 29.

Figura 30 - Percentual dos tipos de polímeros encontrados nas microbacias.



Fonte: Autor, 2025.

A predominância de PE, PP e PS observada neste estudo evidencia a influência direta das atividades antropogênicas locais na composição dos microplásticos. Esse padrão é consistente tanto com os dados de produção global desses polímeros, apresentados

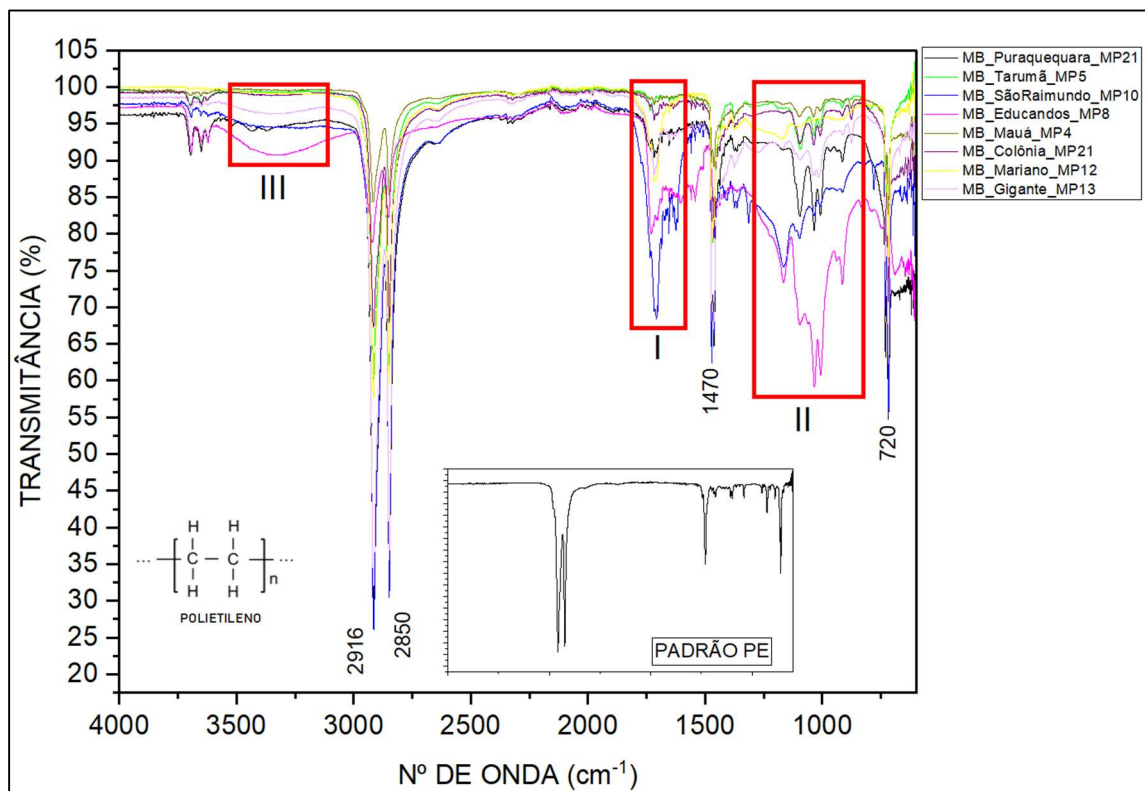
na Figura 1 — que destacam PE e PP como os plásticos mais produzidos mundialmente — quanto com a literatura recente, na qual PE, PP e PS são frequentemente reportados como predominantes em sedimentos aquáticos. Tal ocorrência é atribuída, principalmente, ao amplo uso desses materiais em produtos de consumo e às deficiências no gerenciamento de resíduos sólidos (PLASTICS EUROPE, 2023; LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024; ROSHNI *et al.*, 2025; SEKAR e SUNDARAM, 2025). Como esses polímeros ficam por muito tempo no sedimento, eles podem liberar aditivos nocivos, esses compostos podem se difundem para o ambiente e se tornarem nocivos os organismos aquáticos, especialmente os que vivem no fundo e estão em contato direto com o sedimento. Assim, o sedimento funciona como depósito de microplásticos e, ao mesmo tempo, como fonte de exposição constante para a fauna local (RAMAKRISHNAN e SATHIYAMOORTHY, 2024; DINKU *et al.*, 2025). Mesmo que PE, PP e PS sejam polímeros com densidades próximas a da água e normalmente flutuarem, eles podem chegar aos sedimentos por processos de formação de biofilme, o qual ocorre quando microrganismos se acumulam na superfície do microplástico, aumentando sua densidade e facilitando sua deposição no sedimento (JOO *et al.*, 2021).

#### 5.4.1 – BANDAS CARACTERÍSTICAS DOS POLÍMEROS

Os espectros resultantes das análises de FTIR-ATR, foram plotados em gráficos (Transmitância (%) x N° de onda ( $\text{cm}^{-1}$ )) com a descrição das bandas de absorção. Para melhor apresentação, foram inseridos somente gráficos com espectros representativos dos principais tipos de polímeros identificados, os demais forma adicionados nos **anexos**. As amostras foram nomeadas de acordo com os pontos coletados e a numeração do microplástico selecionado, conforme o exemplo: na Microbacia Educandos foi selecionado o microplástico 1, sendo reportado como MB\_Educandos\_MP1.

A Figura 30 ilustra os espectros de algumas amostras de microplásticos com as bandas características do polímero Polietileno (PE), sendo este o tipo de polímero o mais encontrado nas amostras analisadas.

Figura 31 - Espectro FTIR-ATR das amostras identificadas como PE e do padrão de PE.

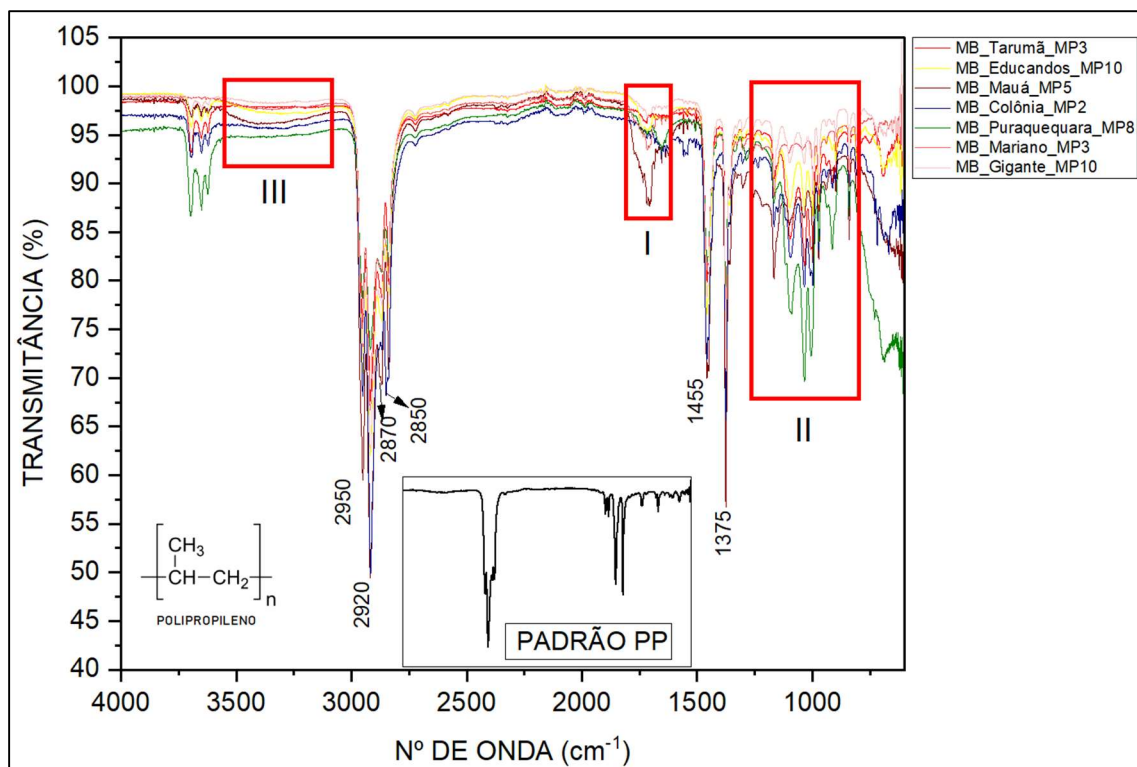


Fonte: Autor, 2025.

As bandas 2916 e 2850  $\text{cm}^{-1}$  decorrentes da estrutura de hidrocarbonetos alifático referente a vibrações de alongamento simétricas/assimétricas da ligação C–H, a banda em 1470  $\text{cm}^{-1}$  (com variação entre 1460 e 1470  $\text{cm}^{-1}$ ) é referente à deformação angular da ligação C–H, a banda em 720  $\text{cm}^{-1}$  refere-se à deformação do tipo balanço de grupos  $\text{CH}_2$  (SILVERSTEIN *et al.*, 2019; MORAES, 2022; LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024).

A Figura 31 mostra os espectros dos microplásticos identificados como polímeros do tipo polipropileno (PP), sendo o segundo polímero mais encontrado.

Figura 32 - Espectro FTIR-ATR das amostras identificadas como PP e do padrão de PP.

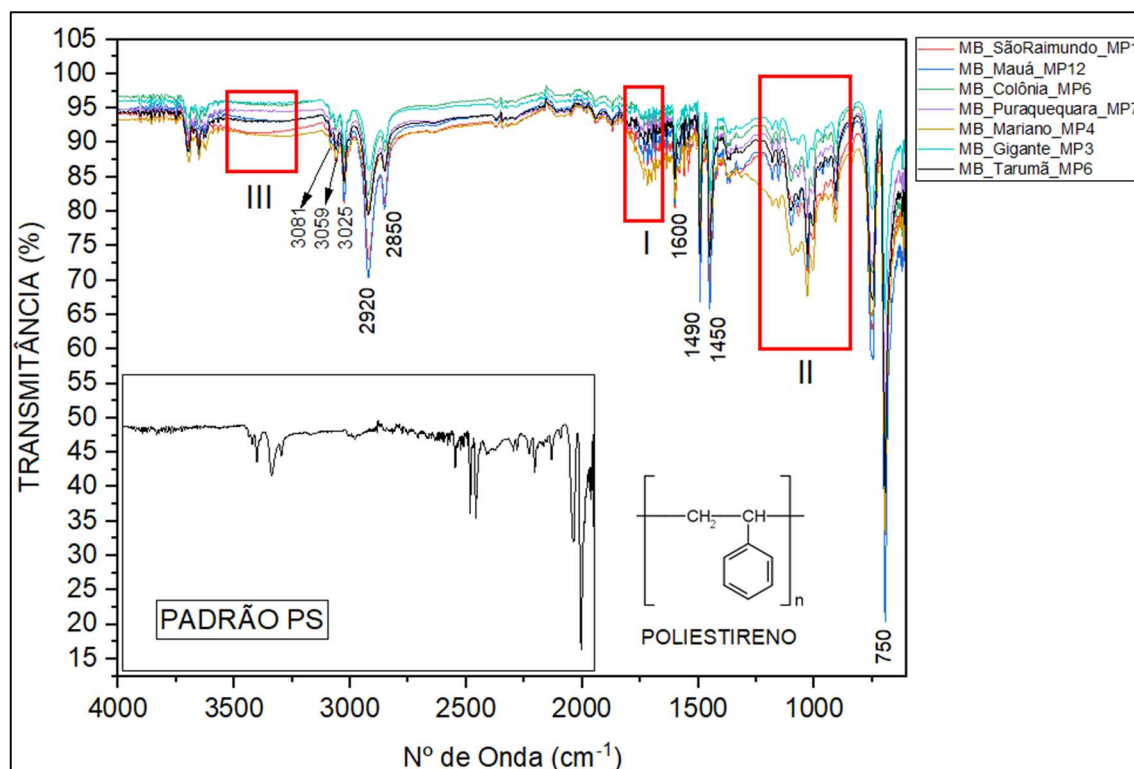


Fonte: Autor, 2025.

As bandas 2950, 2920, 2870 e 2850 cm<sup>-1</sup> são referentes as vibrações de alongamento simétricas/assimétricas das ligações dos grupos metil (-CH<sub>3</sub>) e metileno (-CH<sub>2</sub>), as bandas em 1445 e 1375 cm<sup>-1</sup> à flexão simétrica CH<sub>3</sub>. (SILVERSTEIN *et al.*, 2019; SMITH, 2021; MORAES, 2022;)

A Figura 32 mostra os espectros dos microplásticos identificados como polímeros do tipo poliestireno (PS).

Figura 33 - Espectro FTIR-ATR das amostras identificadas como PS e do padrão de PS.



Fonte: Autor, 2025.

Os picos com valores próximos e acima de  $3000 \text{ cm}^{-1}$  são referentes a alongamentos C-H insaturados pertencentes ao anel benzênico monosubstituído, ou seja, as bandas  $3081$ ,  $3059$  e  $3025 \text{ cm}^{-1}$ . As bandas  $2920$  e  $2850 \text{ cm}^{-1}$  são referentes as vibrações de alongamento simétricas/assimétricas da ligação C-H saturadas. Os picos na faixa de  $1600$ ,  $1490$  e  $1450 \text{ cm}^{-1}$  referem-se ao estiramento simétrico ou assimétrico das ligações C=C do anel, devido aos modos vibracionais do anel aromático. A banda em  $750 \text{ cm}^{-1}$  com intensidade forte, pode ser atribuída à flexão do anel aromático, causada pela curvatura fora do plano da ligação C-H do anel e à deformação angular dos grupos C-H dentro do anel aromático (Silverstein *et al.*, 2019; Smith, 2021; Boronat *et al.*, 2024).

Em muitas amostras de microplásticos analisadas, nas regiões destacadas como I, II e III nos gráficos de FTIR, ocorreu a formação de bandas não características de polímeros, entre os intervalos das regiões de absorção,  $1650 - 1850 \text{ cm}^{-1}$  (I),  $1030$  e

1060  $\text{cm}^{-1}$  (II) e entre 3600 e 3300  $\text{cm}^{-1}$  (III), conforme pode ser observado nas Figuras de 30, 31 e 32.

As bandas da região I (1650 - 1850  $\text{cm}^{-1}$ ), são referentes a formação do grupo carbonila (C=O) de ésteres ou ácidos carboxílicos formados durante a fotodegradação dos microplásticos, a qual exibe uma forte banda de absorção principalmente entre 1712 e 1770  $\text{cm}^{-1}$  (Jung *et al.*, 2018; Gomes, Fernandes & Waldman, 2024). A função carbonila é o principal grupo gerado na fotodegradação de polímeros (Lee; Chae, 2021).

As bandas da região II (1030 e 1060  $\text{cm}^{-1}$ ), já foram reportadas por Gimiliani, 2021, como sendo provavelmente a degradação do polímero ou a presença de aditivos, também pode ser atribuída à presença de pigmentos inorgânicos.

Na região III (3600 e 3300  $\text{cm}^{-1}$ ), as bandas são frequentemente reportadas na literatura como referente a presença de hidroxila (-OH), principalmente em torno de 3400  $\text{cm}^{-1}$ , formada durante o processo de degradação na presença de oxigênio do ar (Cai *et al.*, 2018; Jung *et al.*, 2018; Ainali, Bikiaris & Lambropoulou, 2021).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação teve como ponto de partida o desafio de compreender a presença e o comportamento dos MPs nos sedimentos das microbacias urbanas de Manaus e nos rios Negro, Solimões e Amazonas. Com base nos objetivos propostos, investigar a ocorrência, quantificar e identificar quimicamente os MPs, todas as metas foram alcançadas por meio da abordagem metodológica utilizada, que integrou coletas padronizadas, caracterização detalhada e espectroscopia FTIR-ATR aplicada à identificação polimérica.

Sobre a abundância dos MPs, a microbacia Educandos apresentou a maior abundância total de partículas estimada em 1450 partículas  $\text{MPs.kg}^{-1}$  de sedimento, enquanto o ponto da microbacia Mariano foi o que registrou a menor abundância total de partículas estimada com apenas 540 partículas  $\text{MPs.kg}^{-1}$ . Essa variação reflete diretamente o nível de urbanização e a intensidade das atividades humanas nos arredores das microbacias, evidenciando a forte influência antrópica sobre a poluição sedimentar.

Do ponto de vista físico, a caracterização dos tamanhos revelou uma predominância das classes menores: Classe 2 (1,00–1,99 mm) representou 48,5% dos MPs, seguida da Classe 1 (0,01–0,99 mm) com 25,5%, totalizando juntas 74% de todas as partículas analisadas. Esse predomínio de MPs menores está associado ao processo contínuo de fragmentação ambiental, em que partículas maiores se degradam gradualmente por ação de fatores físicos, químicos e biológico.

Em relação às cores, observou-se uma forte dominância das partículas brancas (34%) e pretas (33,2%), que juntas representam mais de dois terços das amostras. Cores como vermelho (7%), marrom (5%), azul (5,2%) e amarelo (4,3%) também foram identificadas, demonstrando uma certa diversidade de cores.

Quanto à morfologia, análise indicou que fragmentos e fibras foram os tipos mais comuns, sugerindo predominância de fontes secundárias, ou seja, derivadas da degradação de resíduos plásticos maiores. As fibras, por exemplo, foram mais frequentes nas microbacias Educandos, São Raimundo e Tarumã, e sua origem pode ser atribuída à lavagem de tecidos sintéticos e efluentes domésticos.

No que diz respeito à composição polimérica, os polímeros mais frequentes foram: Polietileno (PE), Polipropileno (PP), seguido por Poliestireno (PS) e PET-Poliéster. Também foram detectados: PVC, EPDM, SAN, PU, PMMA e EPR. A presença dessas resinas reflete os polímeros mais comumente utilizados em embalagens, utensílios domésticos e materiais industriais, o que reafirma o elo direto entre consumo urbano e contaminação ambiental.

Em síntese, os dados obtidos nesta pesquisa demonstram que os sedimentos das microbacias urbanas de Manaus atuam como reservatórios significativos de microplásticos, principalmente de pequenas dimensões, com predomínio de cores desgastadas e polímeros de uso cotidiano. Isso confirma a persistência desses poluentes no ambiente.

Como toda investigação científica, este estudo possui limitações. A análise foi restrita a MPs visíveis por microscopia óptica e em sedimentos superficiais, o que pode subestimar a presença de partículas menores (nanoplásticos) ou enterradas em camadas profundas. Estudos futuros podem expandir a área de coleta, incluir diferentes matrizes (como água e biota), aplicar técnicas analíticas complementares (como pY-GC-MS) e investigar os contaminantes adsorvidos à superfície dos MPs.

Por fim, este trabalho não apenas contribui para o mapeamento inédito da poluição por microplásticos nos sedimentos urbanos de Manaus, mas também serve como um alerta sobre os caminhos invisíveis que ligam nossas escolhas de consumo à saúde dos ecossistemas. Ao evidenciar um problema ainda negligenciado em ambientes de água doce, especialmente na região amazônica, esta pesquisa reforça o papel da ciência na defesa do meio ambiente e no planejamento de políticas públicas efetivas para o controle da poluição plástica.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abayomi, O. A., Range, P., Al-Ghouti, M. A., Obbard, J. P., Almeer, S. H., & Ben-Hamadou, R. (2017). Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 124(1), 181-188.

ABIPLAST. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. Perfil 2023. Disponível em: [www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2024/09/PERFIL\\_ABIPLAST\\_2023.pdf](http://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2024/09/PERFIL_ABIPLAST_2023.pdf) . Acesso em: Outubro, 2024.

Adamu, H., Haruna, A., Zango, Z. U., Garba, Z. N., Musa, S. G., Yahaya, S. M., ... & Qamar, M. (2024). Microplastics and Co-pollutants in Soil and Marine Environments: Sorption and Desorption Dynamics in Unveiling Invisible Danger and Key to Ecotoxicological Risk Assessment. *Chemosphere*, 142630.

Ahmed, M. A., Kandil, U. F., Shaker, N. O., & Hashem, A. I. (2015). The overall effect of reactive rubber nanoparticles and nano clay on the mechanical properties of epoxy resin. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 8(4), 549-561.

Ainali, N. M., Bikiaris, D. N., & Lambropoulou, D. A. (2021). Aging effects on low-and high-density polyethylene, polypropylene and polystyrene under UV irradiation: An insight into decomposition mechanism by Py-GC/MS for microplastic analysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 158, 105207. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105207>.

Alam, F. C., Sembiring, E., Muntalif, B. S., & Suendo, V. (2019). Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya District, Indonesia). *Chemosphere*, 224, 637-645.

ALIMI, O. S., FARNER BUDARZ, J., HERNANDEZ, L. M., TUFENKJI, N. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1704–1724, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>.

Allel, A., Benguergoura, H., Naceur, M. W., Ledoux, A., Saeed, W. S., & Aouak, T. (2021). Poly (styrene-co-butadiene)/Maghnia-Organo-Montmorillonite Clay Nanocomposite. Preparation, Properties and Application as Membrane in the Separation of Methanol/Toluene Azeotropic Mixture by Pervaporation. *Membranes*, 11(12), 921.

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. *Nat. Geosci.* **2019**, *12* (5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.

Arthur, C. & Baker, Joel & Bamford, Holly. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NOS-OR&R-30.

ATLAS DO PLÁSTICO. Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Fundação Heinrich Böll. ISBN / DOI 978-65-87665-02-3. NOVEMBRO 2020. Disponível em: <<https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico/>> Acesso em: novembro de 2024.

Azaaouaj, S., Nachite, D., Anfuso, G., & Er-Ramy, N. (2024). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of the eastern Moroccan Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, *200*, 116144.

Balestra, V., & Bellopede, R. (2022). Microplastic pollution in show cave sediments: First evidence and detection technique. *Environmental pollution*, *292*, 118261.

Ballent, A., Purser, A., de Jesus Mendes, P., Pando, S., & Thomsen, L. (2012). Physical transport properties of marine microplastic pollution. *Biogeosciences Discussions*, *9*(12).

BESSELING, E; QUIK, J. T; SUN, M; KOELMANS, A. A. **Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study.** Science Direct. 2017. VI.220. 540-548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>.

Blettler, M. C., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., & Garelo, N. (2017). Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental monitoring and assessment*, *189*, 1-13.

Boronat, C. E. C. I. L. I. A., Correcher, V. I. R. G. I. L. I. O., García-Guinea, J., & Bravo-Yagüe, J. C. (2024). Effects of UVC irradiation on polystyrene for healthcare packaging: Study by FTIR and Raman spectroscopy with thermoluminescence. *Polymer Degradation and Stability*, *222*, 110700. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2024.110700>.

Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., ... & Rochman, C. M. (2020). Sampling and quality assurance and quality control: a guide for scientists investigating the occurrence of microplastics across matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099-1125.

Bugatti, C., de Almeida, K. C., de Araújo Guimarães, M. S., & Amâncio, N. D. F. G. (2023). Microplásticos e Nanoplásticos e sua relevância na saúde humana: uma revisão de literatura. *Research, Society and Development*, 12(1), e6712139302-e6712139302.

CAI, L.; WANG, J.; PENG, J.; WU, Z.; TAN, X. Observation of the degradation three types of plastics pellets exposed to UV irradiation in three different environments. *Science of the Total Environment*. V. 628-629, p. 740-747, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.079>.

CARPENTER, E. J; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, v. 175, n. 4027, p. 1240-1242, 1972.

Chae, B., & Oh, S. (2023). Is 5 mm still a good upper size boundary for microplastics in aquatic environments? Perspectives on size distribution and toxicological effects. *Marine Pollution Bulletin*, 196, 115591.

Chen, H., Huang, D., Zhou, W., Deng, R., Yin, L., Xiao, R., ... & Lei, Y. (2024). Hotspots lurking underwater: insights into the contamination characteristics, environmental fates and impacts on biogeochemical cycling of microplastics in freshwater sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 135132.

Chen, S., Yang, Y., Jing, X., Zhang, L., Chen, J., Rensing, C., ... & Zhou, S. (2021). Enhanced aging of polystyrene microplastics in sediments under alternating anoxic-oxic conditions. *Water Research*, 207, 117782.

Chen, Y., Wen, D., Pei, J., Fei, Y., Ouyang, D., Zhang, H., & Luo, Y. (2020). Identification and quantification of microplastics using Fourier-transform infrared spectroscopy: current status and future prospects. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 18, 14-19.

Chen, Y., Wu, D., Zhang, L., Yang, Z., Zhou, F., Kortsch, S., & Pontarp, M. (2024). Impacts of microplastic ingestion on fish communities in Haizhou Bay, China. *Journal of Hazardous Materials*, 480, 136067.

Chia, R. W., Lee, J. Y., Cha, J., & Rodríguez-Seijo, A. (2024). Methods of soil sampling for microplastic analysis: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(1), 227-238.

Chia, R.W., Lee, JY., Lee, M. *et al.* Comparison of Microplastic Characteristics in Mulched and Greenhouse Soils of a Major Agriculture Area, Korea. *J Polym Environ* **31**, 2216–2229 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10924-022-02746-1>.

Circelli, L., Cheng, Z., Garwood, E., Yuksel, K., Di Iorio, E., Angelico, R., & Colombo, C. (2024). Comparison of ATR-FTIR and NIR spectroscopy for identification of microplastics in biosolids. *Science of the Total Environment*, 916, 170215.

Coates, J. (2006). "Interpretation of Infrared Spectra, A Practical Approach." In R.A. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. DOI: 10.1002/9780470027318.a5606

Colombo. Plástico destrói paraíso ambiental no Sri Lanka. Agencia Brasil. EBC. Internacional. 25 de janeiro de 2022. Disponível em:< <https://agenciabrasil.ebc.com.br/internacional/noticia/2022-01/plastico-destroi-paraíso-ambiental-no-sri-lanka>. > Acesso: novembro de 2024.

De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., & Avella, M. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), 6633. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>.

Di, M.; Wang, J. Microplastics in Surface Waters and Sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Sci. Total Environ.* **2018**, 616–617, 1620–1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>.

Dinku, DE, Ndur, S., Gyimah, E., Fosu, S., & Korley, P. (2025) Microplastics in African Freshwater Sediments: A Systematic Review of Characteristics, Abundance, and Analytical Methods. *Cleaner Water*, 100095. doi: <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2025.100095>.

Donoso, J. M., & Rios-Touma, B. (2020). Microplastics in tropical Andean rivers: a perspective from a highly populated Ecuadorian basin without wastewater treatment. *Heliyon*, 6, 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04302>.

Doyle, M. J.; Watson, W.; Bowlin, N. M.; Sheavly, S. B. Plastic Particles in Coastal Pelagic Ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Mar. Environ. Res.* **2011**, 71, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>.

Drummond, J. D., Nel, H. A., Packman, A. I., & Krause, S. (2020). Significance of hyporheic exchange for predicting microplastic fate in rivers. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(10), 727-732.

Du, J., Xu, S., Zhou, Q., Li, H., Fu, L., Tang, J., ... & Du, X. (2020). A review of microplastics in the aquatic environment: distribution, transport, ecotoxicology, and toxicological mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 11494-11505.

Duong, T. T., Nguyen-Thuy, D., Phuong, N. N., Ngo, H. M., Doan, T. O., Le, T. P. Q., ... & Strady, E. (2023). Microplastics in sediments from urban and suburban rivers: Influence of sediment properties. *Science of the Total Environment*, 904, 166330. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166330>.

FARACA, G.; ASTRUP, T. Plastic waste from recycling centres: Characterisation and evaluation of plastic recyclability. *Waste Management*, v. 95, p. 388–398, 2019.

FREE, C.M.; JENSEN, O. P.; MASON, S. A.; ERIKSEN, M.; WILLIAMSON, N. J.; BOLDGIV, B. **High levels of microplastic pollution in a large remote lake**. 2014. Science Direct. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics : Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, v. 138, p. 145–147, 2019.

Fu, L., Li, J., Wang, G., Luan, Y., & Dai, W. (2021). Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112207.

Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment*, 749, 141604.

GEYER, R. **Production, use, and fate of synthetic polymers**. Amsterdam: Elsevier, 2020.

Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Sci. Adv.* **2017**, 3 (7), 1–5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GIMILIANI, G. T. (2021). *Caracterização de microplásticos em amostras marinhas e estuarinas* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Grillo, J. F., Rebolledo, A. G., Sabino, M. A., & Ramos, R. (2022). *Microplastics in Latin America and the Caribbean: on the adoption of reporting standards and quality assurance and quality control protocols*, *Environ. Adv.* 8 100236.

GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION - GESAMP. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. Nairobi, Quênia: United Nations Environment Programme (UNEP), 2019. 138 p. (Reports and Studies, n. 99).

HADDOUT, S.; GIMILIANI, G.T.; PRYA, A.M.; HOGUANE, J.; CASILA, C.C.; LJUBENKOV, I. Microplastics in surface waters and sediments in the Sebou Estuary and Atlantic Coast, Morocco. *Analytical Letters – Taylor & Francis*, 2021. <https://doi.org/10.1080/00032719.2021.1924767>

Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of hazardous materials*, 344, 179-199.

Hannah Ritchie, Veronika Samborska and Max Roser (2023) - “Plastic Pollution” Published online at OurWorldinData.org. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/plastic-pollution>> Acesso: novembro 2024.

HARTMANN, N. B. *et al.* Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 2019.

Hoellein, T.J., Shogren, A.J., Tank, J.L. *et al.* Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Sci Rep* 9, 3740 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40126-3>.

Hossain, S., Rahman, M. A., Chowdhury, M. A., & Mohonta, S. K. (2021). Plastic pollution in Bangladesh: A review on current status emphasizing the impacts on environment and public health. *Environmental Engineering Research*, 26(6). DOI: <https://doi.org/10.4491/eer.2020.535>.

Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., ... & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on

their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124187.

IBGE. **Panorama.** Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/manaus/panorama> Acesso em: Outubro, 2024.

ISO, U. (2020). TR 21960: 2020; Plastics-Environmental Aspects-State of Knowledge and Methodologies. *International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland*.

Jaouani, R., Mouneyrac, C., Châtel, A., Amiard, F., Dellali, M., Beyrem, H., ... & Lagarde, F. (2022). Seasonal and spatial distribution of microplastics in sediments by FTIR imaging throughout a continuum lake-lagoon-beach from the Tunisian coast. *Science of The Total Environment*, 838, 156519.

JIANG, J. Q. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, p. 16–23, 2018.

Joo SH, Liang Y, Kim M, Byun J, Choi H. Microplastics with adsorbed contaminants: mechanisms and treatment. *Environmental Challenges*. 2021 Apr 1;3:100042.

Jung, MR, Horgen, FD, Orski, SV, Rodriguez, V., Beers, KL, Balazs, GH, ... e Lynch, JM (2018). Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 704-716. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.061>.

Kasavan, S.; Yusoff, S.; Rahmat Fakri, M. F.; Siron, R.; Plastic pollution in water ecosystems: a bibliometric analysis from 2000 to 2020. *Journal of Cleaner Production* **2021**, 313, 127946.

Kauts, S., Mishra, Y., Yousuf, S., Bhardwaj, R., Singh, S. K., & Alshabrmi, F. M. (2023). Toxicological Profile of Polyethylene Terephthalate (PET) Microplastic in Ingested *Drosophila melanogaster* (Oregon R+) and Its Adverse Effect on Behavior and Development, *Toxics*, 2023, 11 (9), 782 CrossRef CAS PubMed.

Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49, 6070-6076. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>.

Kobayashi, T., Yagi, M., Kawaguchi, T., Hata, T., & Shimizu, K. (2021). Spatiotemporal variations of surface water microplastics near Kyushu, Japan: A quali-quantitative analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112563. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112563>.

Koutnik, V. S., Leonard, J., Alkidim, S., DePrima, F. J., Ravi, S., Hoek, E. M., & Mohanty, S. K. (2021). Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, 274, 116552. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>.

KUMAR, R. *et al.* Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: A review. **Science of the Total Environment**, v. 782, art. 146695, 2021.

Laju, R. L., Jayanthi, M., Jeyasanta, K. I., Patterson, J., Asir, N. G. G., Sathish, M. N., & Edward, J. K. P. (2022). Spatial and vertical distribution of microplastics and their ecological risk in an Indian freshwater lake ecosystem. *The Science of the Total Environment*, 820, 153337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153337>.

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F. *et al.* Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci Rep* 8, 4666 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.

Lee, J. Y., Chia, R. W., Veerasingam, S., Uddin, S., Jeon, W. H., Moon, H. S., ... & Lee, J. (2024). A comprehensive review of urban microplastic pollution sources, environment and human health impacts, and regulatory efforts. *Science of The Total Environment*, 174297.

LEE, J.; CHAE, K. J. A systematic protocol of microplastics analysis from their identification to quantification in water environment: A comprehensive review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, art. 124049, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124049>.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, P. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, v. 137, p. 362–374, 2018.

LI, Y.; ZHANG, H.; TANG, C. A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean. **Anthropocene Coasts**, v. 3, n. 1, p. 6–13, 2020.

Lin, L., Zuo, L. Z., Peng, J. P., Cai, L. Q., Fok, L., Yan, Y, Li, H. X., & Xu, X. R. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: a case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *The Science of the Total Environment*, 644, 375-381. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>.

Liong, R.M.Y., Hadibarata, T., Yuniarto, A. et al. Microplastic Occurrence in the Water and Sediment of Miri River Estuary, Borneo Island. *Water Air Soil Pollut* 232, 342 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05297-8>.

LIU, H. YANG, X., LIU, G., LIANG, C., XUE, S., CHEN, H., RITSEMA, C. J., GEISSEN, V. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. **Chemosphere**, v. 185, p. 907–917, **2017**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.064>.

López-Velázquez, K., Duque-Olivera, KG, Santiago-Gordillo, DA, Hoil-Canul, ER, Guzmán-Mar, JL, Villanueva-Rodríguez, M., ... & Cabellos-Quiroz, JL (2024). Microplastics on sandy beaches of Chiapas, Mexico. *Regional Studies in Marine Sciences*, 70 , 103381. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103381>.

Loro, D. H. (2023). TERMOPLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS DE BASE BIOLÓGICA: UM REVIEW. *Publicações*. Disponível em:< <https://editorapublicar.com.br/ojs/index.php/publicacoes/article/view/659/351>> Acesso: novembro de 2024.

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., ... & Ren, H. (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental science & technology*, 50(7), 4054-4060.

Luna, C. B. B., Araújo, E. M., Siqueira, D. D., Morais, D. D. D. S., Filho, E. A. D. S., & Fook, M. V. L. (2020). Incorporation of a recycled rubber compound from the shoe industry in polystyrene: Effect of SBS compatibilizer content. *Journal of Elastomers & Plastics*, 52(1), 3-28.

Lusher AL, Brâte ILN, Munno K, Hurley RR, Welden NA. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy*. 2020;74(9):1139-1153. doi:10.1177/0003702820930733.

Maheswaran, B., Karmegam, N., Al-Ansari, M., Subbaiya, R., Al-Humaid, L., Raj, J. S., & Govarthan, M. (2022). Assessment, characterization, and quantification of

microplastics from river sediments. *Chemosphere*, 298, 134268. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134268>.

Marcolin, N. A era do plástico: Há cem anos era inventada a primeira resina sintética. Memória. Revista pesquisa Fapesp. Edição 121. p. 10-11. Mar 2006. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/a-era-do-plastico/#:~:text=Em%20vez%20de%20retardar%20a,tornou%20se%20ainda%20mais%20rico>. > Acesso: 29 de outubro de 2024.

Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Disponível em: <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1076> > Acesso: dezembro de 2024.

Meijer, L. J. J.; Emmerik, T. Van; Ent, R. Van Der; Schmidt, C.; Lebreton, L. More than 1000 Rivers Account for 80 % of Global Riverine Plastic Emissions into the Ocean. **2021**, No. April, 1–14.

Melilli, G., Litwin, S., Vincent, L., Sbirrazzuoli, N., Roelands, M. C., van der Waal, J. C., ... & Guigo, N. (2024). Monitoring in-situ dissolution of polystyrene-acrylonitrile (SAN) via calorimetry and spectroscopy. *Journal of Molecular Liquids*, 415, 126336.

MELO, J.; WATANABE, M. O setor plástico e sustentabilidade: direcionamentos dos artigos científicos na área de Ciências Sociais Aplicadas. RGSN - Revista Gestão, Sustentabilidade e Negócios, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 151-164, jun. 2022.

Millican, J. M.; Agarwal, S. Plastic Pollution: A Material Problem? *Macromolecules* **2021**, 54 (10), 4455–4469. <https://doi.org/10.1021/acs.macromol.0c02814>.

Miranda, M. J. D. O. (2017). O uso de geotecnologias na análise temporal do processo de expansão urbana sobre a Bacia Hidrográfica do Puraquequara: Manaus-AM.

Mitra, S., Ghanbari-Siahkali, A., Kingshott, P., Hvilsted, S., & Almdal, K. (2006). Uma investigação sobre mudanças nas propriedades químicas da borracha pura de etileno-propileno-dieno em ambientes ácidos aquosos. *Química e física de materiais*, 98 (2-3), 248-255.

Montagner, C. C., Dias, M. A., Paiva, E. M., & Vidal, C. (2021). Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química nova*, 44(10), 1328-1352.

Moraes, N. G. D. (2022). *Análise de microplásticos no Rio Tietê SP: Identificação, caracterização e quantificação de poluentes orgânicos adsorvidos* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Moraes, Nicoli & Olivatto, Glaucia & Machado de Oliveira Lourenço, Felipe & Lourenço, Ana Laura & Tornisielo, Valdemar. (2024). Microplásticos em Ambientes Aquáticos: Ocorrência, Riscos Ambientais, Técnicas Analíticas, Soluções e Perspectivas Futuras. *Revista Virtual de Química*. 16. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20240011>.

Mukhopadhyay, S., Sahu, P., Bhajiwala, H., Mohanty, S., Gupta, V., & Bhowmick, A. K. (2019). Synthesis, characterization and properties of self-healable ionomeric carboxylated styrene-butadiene polymer. *Journal of Materials Science*, 54(24), 14986-14999.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Plastic Debris in the Marine Environment: History and Future Challenges. *Global Challenges*, v. 4, n. 6, art. 1900081, 2020.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 39-45, 2016.

Neto, H. H. L. C., Silvestre, R. C. M., Jean, R. N. P., dos Santos, A. V. A., & da Silva, F. C. (2023). A primeira avaliação de microplásticos no Rio Xingu. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 20(2023).

Nguyen, Q. A. T., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., & Trinh-Dang, M. (2020). Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine pollution bulletin*, 161, 111768.

OCDE (2022) – processed by Our World in Data. “All greenhouse gases”. OECD, “Global Plastics Outlook - Greenhouse gas emissions from primary plastics”.

OCDE (2022), Perspectivas globais dos plásticos: impulsionadores econômicos, impactos ambientais e opções políticas, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>.

Olivatto, G.P, Carreira, R., Tornisielo, V.L., Montagner, C.C. (2018). Microplastics: Contaminants of Global Concern in the Anthropocene. *Revista Virtual de Química*. 10. 1968-1989. [10.21577/1984-6835.20180125](https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125).

Oliveira, M. M. C., de Andrade Queiroz, L., de Santana Santos, N., & Valentim, A. C. S. (2023). Determinação de microplásticos no ar e no lixiviado de um aterro sanitário. *Revista Geama*, 9(2), 11-19.

ONU. Nações Unidas. 2019. ONU alerta para poluição causada pela queima de lixo plástico. Disponível em: < <https://news.un.org/pt/story/2019/05/1671451>> Acesso: novembro 2024.

ONU. Nações Unidas. 2024. Fast Facts – What is Plastic Pollution? Disponível em: < <https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2023/08/explainer-what-is-plastic-pollution/>> Acesso em: Outubro, 2024.

Öztekin, A., Üstün, F., Bat, L. *et al.* Microplastic Contamination of the Seawater in the Hamsilos Bay of the Southern Black Sea. *Water Air Soil Pollut* **235**, 325 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07138-w>.

Palmer, J., Herat, S. Ecotoxicity of Microplastic Pollutants to Marine Organisms: a Systematic Review. *Water Air Soil Pollut* **232**, 195 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05155-7>.

Pan, Z., Sun, Y., Liu, Q., Lin, C., Sun, X., He, Q., ... & Lin, H. (2020). Riverine microplastic pollution matters: a case study in the Zhangjiang River of Southeastern China. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111516. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111516>.

Pavia, D. L., Lampman, G. M., Kriz, G. S., & Vyvyan, J. R. (2014). Introduction to Spectroscopy (5th ed.). Cengage Learning.

Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., & Li, D. (2018). Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, 234, 448-456.

Pereira, A. P. D. S., Silva, M. H. P. D., Lima, É. P., Paula, A. D. S., & Tommasini, F. J. (2017). Processing and characterization of PET composites reinforced with geopolymer concrete waste. *Materials Research*, 20(Suppl 2), 411-420.

Petersen, F., & Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Science of the Total Environment*, 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>.

Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and prevention of microplastics pollution in water: current perspectives and future directions. *ACS omega*, 4(4), 6709-6719. Crawford, C. B.; Quinn, B.; *Microplastic Pollutants*; Elsevier: Amsterdam, 2017.

Pico, Y., Alfarhan, A., & Barcelo, D. (2019). Nano-and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, 409-425.

Plastic Europe - Plastics – the fast Facts **2023**. Disponível em: <<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>> Acesso em: Outubro, 2024.

Pompêo, M., Rani-Borges, B., & Paiva, T. C. B. D. (2022). Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções.

Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660.

Qin, F., Du, J., Gao, J., Liu, G., Song, Y., Yang, A., ... & Wang, Q. (2020). Bibliometric profile of global microplastics research from 2004 to 2019. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(16), 5639.

Queiroz, L. G., Pompêo, M., de Moraes, B. R., Ando, R. A., & Rani-Borges, B. (2024). Implications of damming and morphological diversity of microplastics in the sediment from a tropical freshwater reservoir. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2), 112234.

Rafa, N., Ahmed, B., Zohora, F., Bakya, J., Ahmed, S., Ahmed, S. F., ... & Almomani, F. (2024). Microplastics as carriers of toxic pollutants: Source, transport, and toxicological effects. *Environmental Pollution*, 343, 123190.

Ramakrishnan, D., & Sathiyamoorthy, M. (2024). Seasonal distribution, source apportionment and risk exposure of microplastic contaminants along the Muttukadu backwater estuary, Tamil Nadu, India. *Results in Engineering*, 23, 102776. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102776>.

- Ramaremissa, G., Ndlovu, M., & Saad, D. (2022). Comparative assessment of microplastics in surface waters and sediments of the Vaal River, South Africa: abundance, composition, and sources. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(12), 3029-3040.
- Rashid, S., Majeed, L.R., Mehta, N. *et al.* Microplastics in terrestrial ecosystems: sources, transport, fate, mitigation, and remediation strategies. *Euro-Mediterr J Environ Integr* **10**, 2633–2659 (2025). <https://doi.org/10.1007/s41207-025-00766-6>.
- Rillig, M. C., Kim, S. W., Kim, T. Y., & Waldman, W. R. (2021). The global plastic toxicity debt. *Environmental Science & Technology*, 55(5), 2717-2719.
- Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandía, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: a critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252-260.
- Román-Hidalgo, C., Barreiros, L., Villar-Navarro, M., López-Pérez, G., Martín-Valero, M. J., & Segundo, M. A. (2023). Electromembrane extraction based on biodegradable materials: Biopolymers as sustainable alternatives to plastics. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 162, 117048.
- Roshni, K., Renjithkumar, C. R., Amal, R., & Devipriya, S. P. (2025). Characterization and risk assessment of microplastics accumulated in sediments and benthic molluscs in the mangrove wetlands along the south-west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 216, 117955. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117955>.
- S. Gomes, R., Fernandes, A. N., & Waldman, W. R. (2024). How to measure polymer degradation? An analysis of authors' choices when calculating the carbonyl index. *Environmental Science & Technology*, 58(17), 7609-7616. Doi: DOI: <https://10.1021/acs.est.3c10855>.
- Salthammer, T. (2022). Microplásticos e seus aditivos no ambiente interno. *Angewandte Chemie*, 134 (32), e202205713.
- Sanches, NB, Cassu, SN, & Dutra, RDCL (2015). Caracterização TG/FT-IR de aditivos tipicamente empregados em formulações de EPDM. *Polímeros*, 25 (3), 247-255.
- Scircle, A., Cizdziel, J. V., Tisinger, L., Anumol, T., & Robey, D. (2020). Occurrence of microplastic pollution at oyster reefs and other coastal sites in the Mississippi sound, USA: impacts of freshwater inflows from flooding. *Toxics*, 8(2), 35.

Sekar, V., & Sundaram, B. (2025). Investigation of microplastic pollution index in the urban surface water: A case study in west Godavari district, Andhra Pradesh, India. *Journal of Environmental Management*, 374, 124098. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124098>.

Sendra, M., Sparaventi, E., Novoa, B., & Figueras, A. (2021). An overview of the internalization and effects of microplastics and nanoplastics as pollutants of emerging concern in bivalves. *Science of the Total Environment*, 753, 142024. doi: [10.1016/j.scitotenv.2020.142024](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142024).

SILVERSTEIN, Robert M.; WEBSTER, Francis X.; KIEMLE, David J.; BRYCE, David L. Identificação Espectrométrica de Compostos Orgânicos. 8. ed. LTC, **2019**. 468 p.

Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., & Ziveri, P. (2019). River deltas as hotspots of microplastic accumulation: the case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *The Science of the Total Environment*, 687, 1186-1196. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>.

Siwach, S., Bharti, M., Yadav, S., Dolkar, P., Modeel, S., Yadav, P., ... & Negi, R. K. (2024). Unveiling the ecotoxicological impact of microplastics on organisms-the persistent organic pollutant (POP): A comprehensive review. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104397.

Skoog, D. A, West, D. M., Holler, F. J., Crouch, S. R. Fundamentos de Química Analítica, Editora Thomson, tradução da 8ª edição, **2006**.

Smith, B. (2021). The infrared spectra of polymers III: Hydrocarbon polymers. *Spectroscopy*, 36 (11) (2021), pp. 22-25. Disponível em: <https://cdn.sanity.io/files/0vv8moc6/spectroscopy/c2e77a2d9d6f5e65a5149e4c9cfdc4d531c91745.pdf>> Acesso: setembro/2025.

Smith, B. C. (2011). Infrared Spectral Interpretation: A Systematic Approach. CRC Press. ISBN: 9781420069297.

Solomons, T.W. G., Fryhle C. B., Snyder S. A.; Química orgânica: volume 1 tradução Edilson Clemente da Silva ... [et al.]. – 12. ed. – Rio de Janeiro:LTC, **2018**.

SORENSEN, R. M.; JOVANOVIĆ, B. From nanoplastic to microplastic: A bibliometric analysis on the presence of plastic particles in the environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, art. 111926, 2021.

Souza, G. R. D. (2020). Avaliação da poluição por microplásticos nas águas do Igarapé do Mindu, no ambiente urbano de Manaus.

Souza-Filho, E. A. D., Hortêncio-Batista, I., & Albuquerque, C. C. D. (2019). Survey of physical-chemical aspects of mindu microbacy waters in Manaus-Amazonas. *Revista Geográfica de América Central*, (63), 295-321.

Stapleton, M. J., & Hai, F. I. (2023). Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: a brief overview of the sources and implications. *Bioengineered*, 14(1). <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2244754>.

Sun, J., Sui, M., Wang, T., Teng, X., Sun, J., & Chen, M. (2024). Detection and quantification of various microplastics in human endometrium based on laser direct infrared spectroscopy. *Science of The Total Environment*, 906, 167760.

Sun, X., Song, R., Liu, J. *et al.* Caracterização de microplásticos transportados pelo ar em diferentes locais de trabalho da indústria de borracha de poli(etileno:propileno:dieno) (EPDM). *Environ Sci Pollut Res* **30**, 78839–78848 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27750-3>

Tang, Y., Liu, Y., Chen, Y., Zhang, W., Zhao, J., He, S., ... & Yang, Z. (2021). A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. *Science of the Total Environment*, 766, 142572.

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 Does All the Plastic Go? *Science*, **2004**, 304 (May), 838.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME - UNEP. Addressing Single-use plastic products pollution, using a life cycle approach. 2021

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME - UNEP. Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability. Nairobi, Kenya, 2018.

Vargas, J. G. M., Silva, V. B. D., Oliveira, L. K. D., & Molina, E. F. (2022). Microplásticos: Uso na indústria cosmética e impactos no ambiente aquático. *Química Nova*, 45(06), 705-711.

Waldman, W. R., & Rillig, M. C. (2020). Microplastic research should embrace the complexity of secondary particles.

Waldschläger, K.; Lechthaler, S.; Stauch, G.; Schüttrumpf, H. The Way of Microplastic through the Environment – Application of the Source-Pathway-Receptor Model (Review). *Sci. Total Environ.* **2020**, *713*, 136584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>.

Wang, C., Song, J., Nunes, LM, Zhao, H., Wang, P., Liang, Z., ... & Xing, B. (2024). Poluição global por fibras microplásticas de lavanderia doméstica. *Journal of Hazardous Materials* , 477 , 135290.

Wang, Y., Wu, Y., Pu, Q., Sun, P., Zhao, W., Liu, M., & Li, Y. (2023). Aquatic toxicity of tire microplastics on marine and freshwater organisms: An in silico approach. *Chemosphere*, 313, 137523.

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

Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., ... & Gao, B. (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and environmental safety*, 184, 109612.

Wu, P.; Huang, J.; Zheng, Y.; Yang, Y.; Zhang, Y.; He, F.; Chen, H.; Quan, G.; Yan, J.; Li, T.; Gao, B. Environmental Occurrences, Fate, and Impacts of Microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2019**, *184* (April), 109612. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>.

WWF - World Wildlife Fund. UNPACKING REUSE IN THE PLASTIC POLLUTION TREATY A historic opportunity for scaling up reuse. 2024. Disponível em: <[wwfint.awsassets.panda.org/downloads/unpacking\\_reuse\\_240410\\_high-res.pdf](http://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/unpacking_reuse_240410_high-res.pdf)> Acesso em: Outubro, 2024.

Xia, F., Tan, Q., Qin, H., Wang, D., Cai, Y., & Zhang, J. (2023). Sequestration and export of microplastics in urban river sediments. *Environment International*, 181, 108265.

Yin, L., Wen, X., Huang, D., Zhou, Z., Xiao, R., Du, L., Su, H., Wang, K., Tian, Q., Tang, Z., & Gao, L. (2022). Abundance, characteristics, and distribution of microplastics in the Xiangjiang river, China. *Gondwana Research*, 107, 123-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gr.2022.01.019>.

YUAN, F., ZHAO, H., SUN, H., SUN, Y., ZHAO, J., XIA, T. Investigation of microplastics in sludge from five wastewater treatment plants in Nanjing, China. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113793, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113793>.

Zhang, F.; Wang, X.; Xu, J.; Zhu, L.; Peng, G.; Xu, P.; Li, D. Food-Web Transfer of Microplastics between Wild Caught Fish and Crustaceans in East China Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 2019, 146, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.061>.

ZHANG, Q. *et al.* A Review of Microplastics in Table Salt, Drinking Water, and Air: Direct Human Exposure. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 7, p. 3740–3751, 2020.

Zhou, J., Liu, X., Li, W., & Cao, Y. (2024). Characteristics, sources, and distribution of microplastics in sediments and their potential ecological risks: A case study in a typical urban river of China. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114575. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114575>.

Zimmermann, L., Bartosova, Z., Braun, K., Oehlmann, J., Völker, C., & Wagner, M. (2021). Produtos plásticos lixiviam produtos químicos que induzem toxicidade in vitro sob condições de uso realistas. *Environmental science & technology*, 55 (17), 11814-11823.

Zobkov, M., & Esiukova, E. (2017). Microplastics in Baltic bottom sediments: quantification procedures and first results. *Marine pollution bulletin*, 114(2), 724-732.

## Anexos

Padrões comerciais, para comparação com os polímeros identificados, utilizados na indústria plástica.



Pellets de Polietileno



Pellets de Polipropileno



Pellets de Poliestireno



Filme de PVC

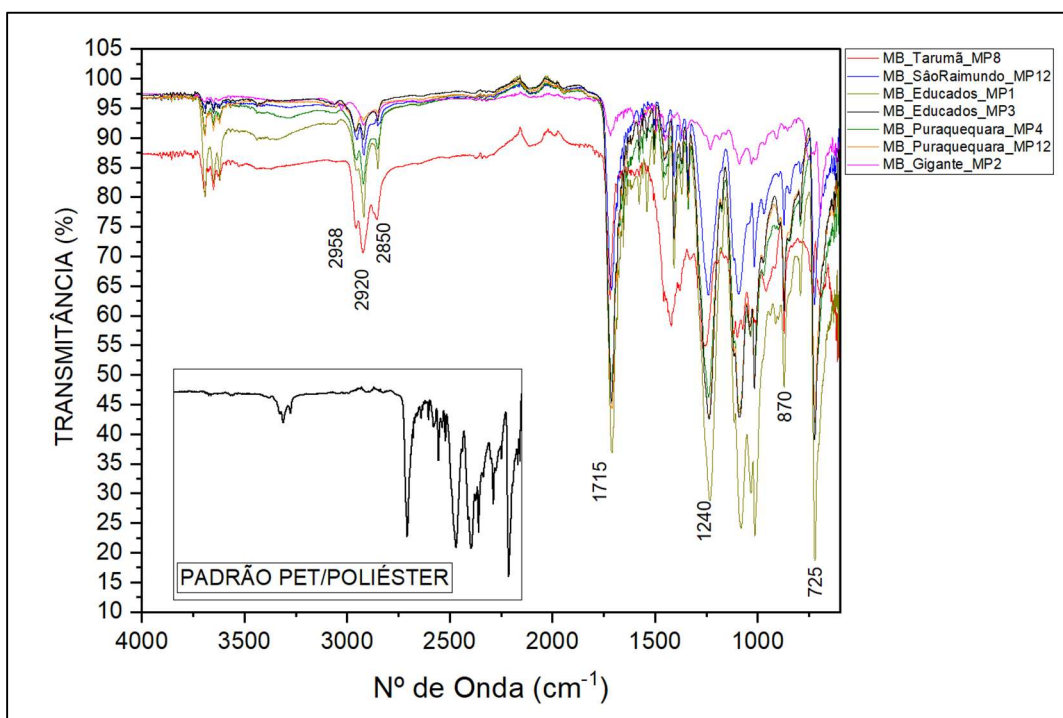


Espuma de PU



Embalagem de PET

Espectro FTIR-ATR das amostras identificadas como **PET/POLIÉSTER** e do padrão de PET/POLIÉSTER.



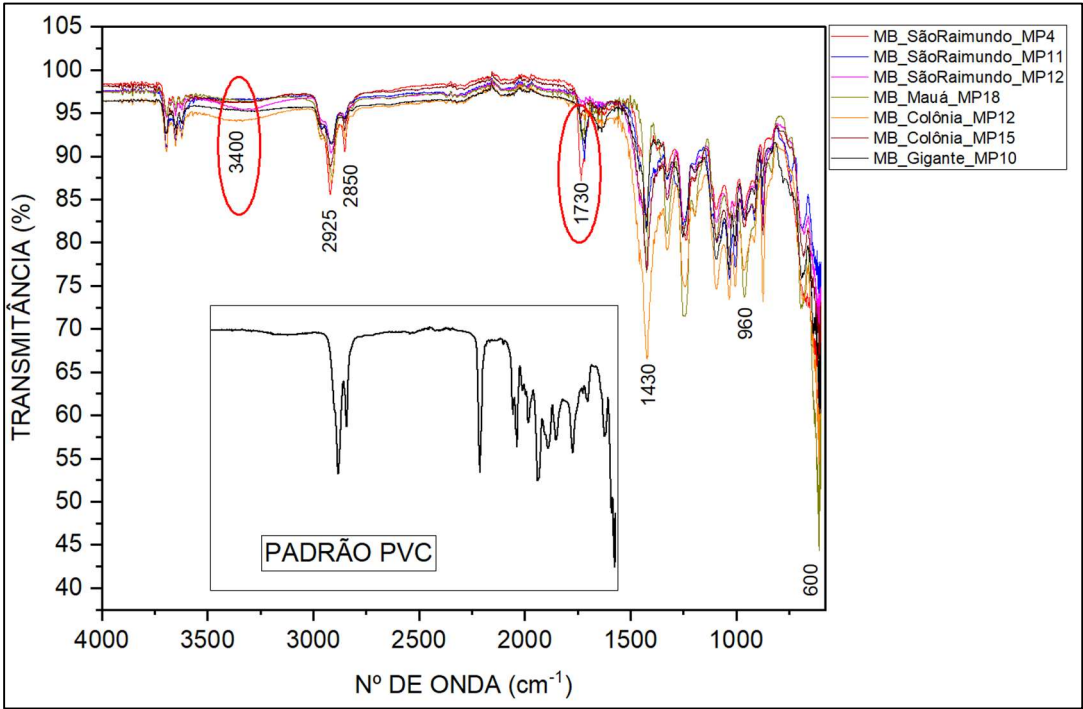
| POLÍMERO      | BANDAS                       | ASSOCIAÇÕES                                                                          | REFERÊNCIAS               |
|---------------|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|
| PET/POLIÉSTER | 2956 - 2867 $\text{cm}^{-1}$ | Estiramento C–H dos grupos $\text{CH}_2$ .                                           | SILVERSTEIN et al., 2019. |
|               | 1715 $\text{cm}^{-1}$        | Devido a vibração de estiramento da carbonila do éster ( $\text{C}=\text{O}$ ).      | Park et al., 2021         |
|               | 1240 $\text{cm}^{-1}$        | Referente a vibração de estiramento ( $\text{C}-\text{O}-\text{C}$ ) do grupo éster. | Sanchez et al., 2024      |
|               | 730 - 870 $\text{cm}^{-1}$   | Associados ao estiramento C–H no plano e flexão C–H fora do plano do anel aromático. | İnan et al., 2026         |

Park, S., Thanakkasaranee, S., Shin, H., Lee, Y., Tak, G., & Seo, J. (2021). Pet/bio-based terpolyester blends with high dimensional thermal stability. *Polymers*, 13(5), 728.

Sanchez, J. M., Oliva, J., Gomez-Solis, C., Puentes-Prado, E., Montes, E., Juárez-Ramírez, I., ... & Palmerin, J. M. (2024). High removal of PS and PET microplastics from tap water by using  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  porous microparticles and photothermal irradiation with NIR light. *Chemosphere*, 367, 143538.

İnan, S., Kusumkar, V. V., Švajdlenková, H., Machata, P., Bednárek, J., Viglašová, E., & Galamboš, M. (2026). First-Time Evaluation of??????? Cs Adsorption onto Virgin PLA, PET, and PVC Microplastics. *Chemical Engineering Journal Advances*, 101057.

Espectro FTIR-ATR de algumas amostras identificadas como **PVC** e do padrão de PVC.



| POLÍMERO | BANDAS                       | ASSOCIAÇÕES                                                                                                                       | REFERÊNCIAS                                                          |
|----------|------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| PVC      | 2915 e 2854 cm <sup>-1</sup> | Devido as vibrações de alongamento simétricas/assimétricas da ligação C–H (hidrocarbonetos alifáticos).                           | SILVERSTEIN et al., 2019.                                            |
|          | 1430 cm <sup>-1</sup>        | Atribuído ao modo de flexão e oscilação C–H nos grupos vinil                                                                      | Cargnelutti et al., 2025                                             |
|          | 960 cm <sup>-1</sup>         | Atribuído à deformação C–H e às vibrações de estiramento C–Cl, típico da estrutura do PVC.                                        |                                                                      |
|          | 600 cm <sup>-1</sup>         | Corresponde ao estiramento C–Cl                                                                                                   |                                                                      |
|          | 1650 - 1850 cm <sup>-1</sup> | Devido à formação do grupo carbonila (C=O) de ésteres ou ácidos carboxílicos formados durante a fotodegradação dos microplásticos | Jung et al., 2018; Gomes, Fernandes & Waldman, 2024; Lee; Chae, 2021 |

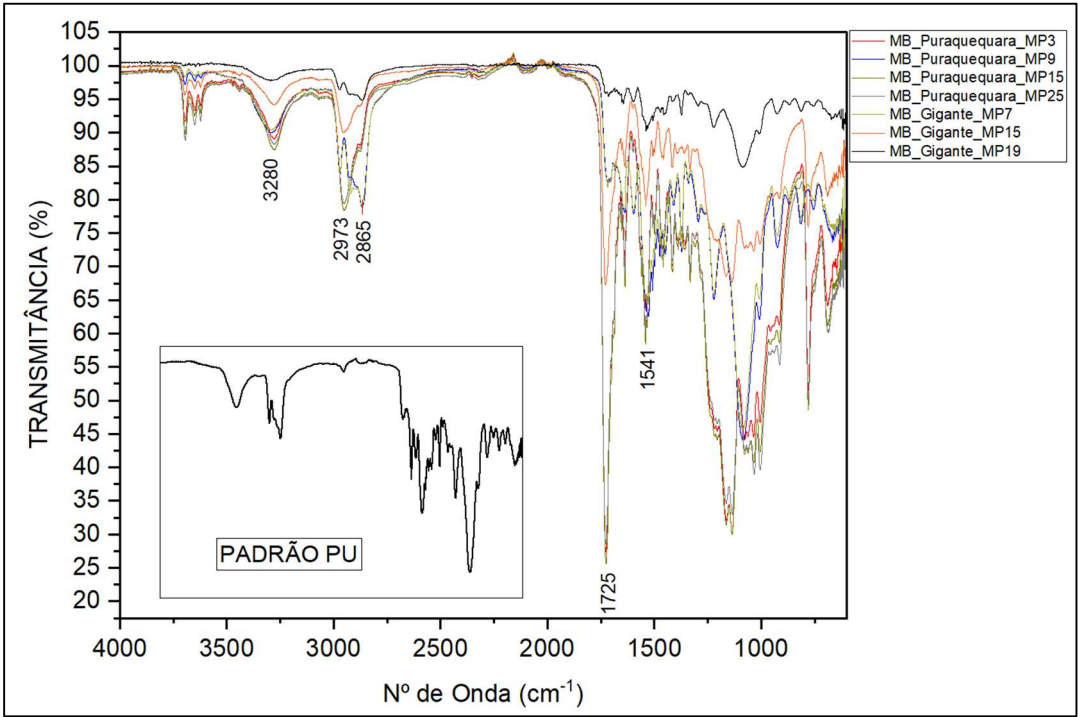
3600 - 3300 cm<sup>-1</sup>

Associados à presença de hidroxila (-OH), formada durante o processo de degradação na presença de oxigênio do ar

Cai *et al.*, 2018;  
Jung *et al.*, 2018;  
Ainali, Bikiaris & Lambropoulou, 2021

Cargnelutti, V. R., Golin, R., Fukumoto, A. A. F., da Cruz, I. F., de Menezes Filho, F. C. M., Lopes, P. R. M., ... & de Moraes, E. B. (2025). PVC microplastics as vectors for dye pollutants: adsorption of rhodamine B and AI-based predictive modeling. *Desalination and Water Treatment*, 101558.

Espectro FTIR-ATR de algumas amostras identificadas como **PU (Poliuretano)** e do padrão de PU.



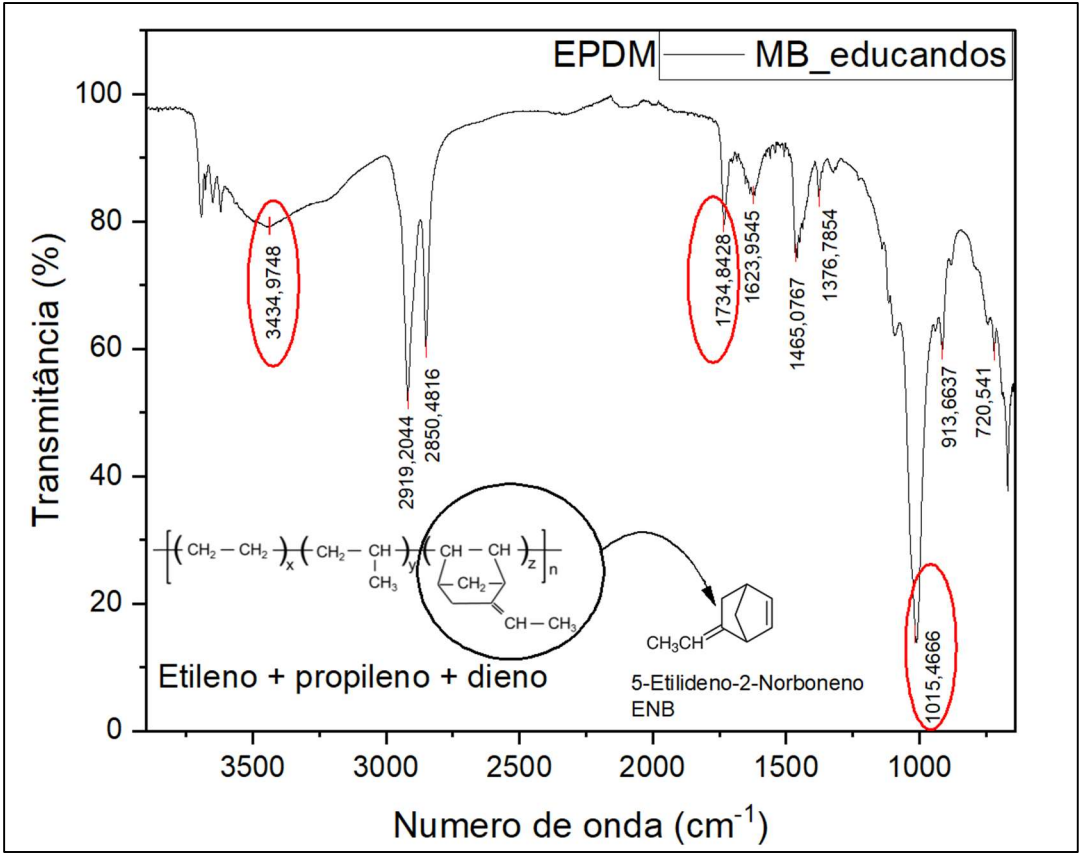
| POLÍMERO         | BANDAS                       | ASSOCIAÇÕES                                                                    | REFERÊNCIAS                       |
|------------------|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| Poliuretano (PU) | 3280 cm <sup>-1</sup>        | Atribuído ao estiramento N–H da ligação uretano (-N-HCOO).                     | Santos <i>et al.</i> , 2021       |
|                  | 2973 - 2865 cm <sup>-1</sup> | Atribuídas ao estiramento C–H de carbonos alifáticos de grupos CH <sub>2</sub> | Yang <i>et al.</i> , 2025         |
|                  | 1725 cm <sup>-1</sup>        | Proveniente do estiramento C=O da ligação uretano (-NHOC=O)                    | Chen e Sweetman, 2024.            |
|                  | 1541 cm <sup>-1</sup>        | Devido à deformação N–H e ao estiramento C–N.                                  | SILVERSTEIN <i>et al.</i> , 2019. |

Santos, OSH, Yoshida, MI, Hussene, CMB et al. Desemulsificação e remoção de óleo de fluidos de usinagem por espuma de poliuretano como sorvente. *J Polym Environ* 29 , 441–449 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10924-020-01890-w>

Yang, C., Xu, J. L., & Gowen, A. (2025). Evaluating UV-C-induced degradation of polyurethane and polystyrene: Comparing O-PTIR and portable ATR-FTIR. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 126546.

Chen, X., & Sweetman, A. J. (2024). An investigation into the effect of UV irradiation and biofilm colonization on adsorption and desorption behavior of polyurethane (PU) microplastics for bisphenol A (BPA). *Environmental Technology & Innovation*, 35, 103662.

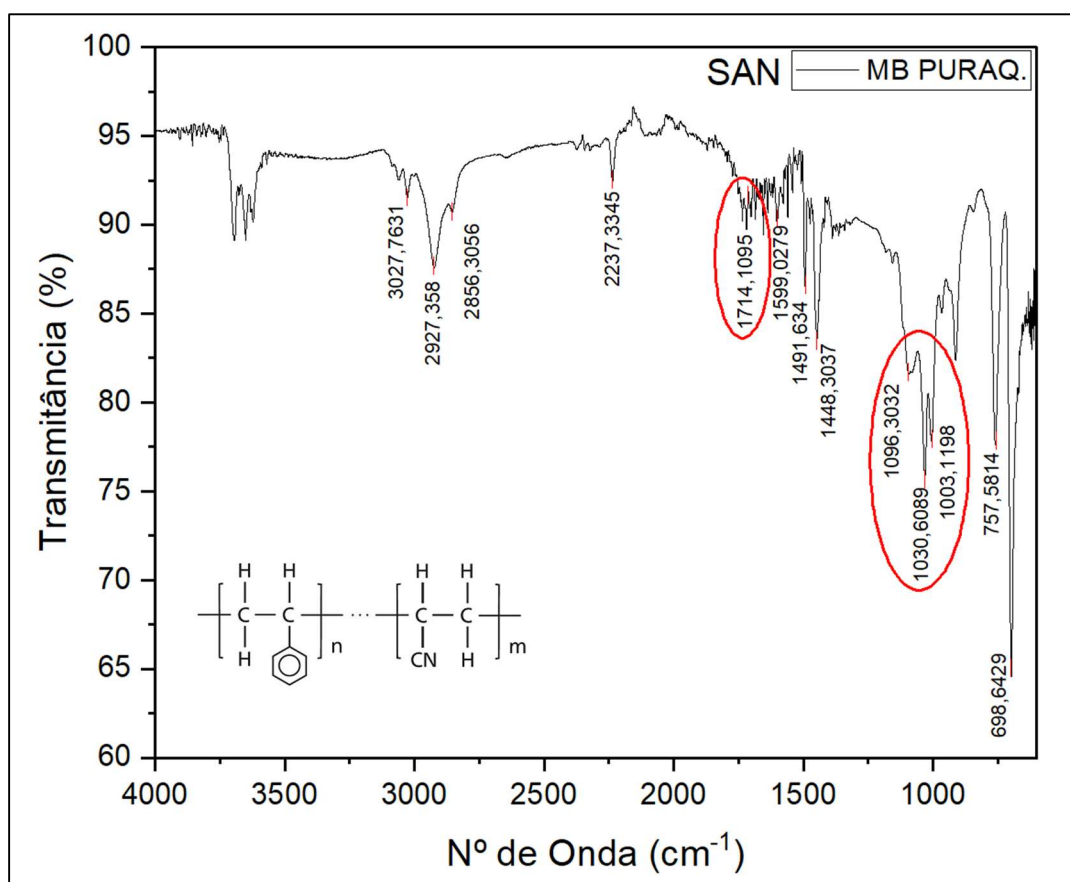
Espectro FTIR-ATR representante das amostras identificadas como **EPDM (Etileno Propileno Dieno Monômero)**.



| POLÍMERO | BANDAS                       | ASSOCIAÇÕES                                                                                                                                             | REFERÊNCIAS               |
|----------|------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|
| EPDM     | 2920 e 2849 cm <sup>-1</sup> | Provenientes de vibrações de alongamento simétricas/assimétricas da ligação C-H (hidrocarbonetos alifáticos).                                           | SILVERSTEIN et al., 2019. |
|          | 1463 e 1379 cm <sup>-1</sup> | vibração de deformação angular no plano (tesoura) -CH2 e vibração de estiramento simétrica de C-H de ligação simples -CH3 (propileno), respectivamente. | MITRA, et al., 2006.      |

|                              |                                                                                                                                     |                                                                                            |
|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|
| 913 $\text{cm}^{-1}$         | Proveniente da ligação C=C de dieno ENB.                                                                                            | SANCHES, et al., 2015.                                                                     |
| 720 $\text{cm}^{-1}$         | Resultante da vibração de balanço de $-\text{CH}_2$ de metileno.                                                                    | SUN, et al., 2023.                                                                         |
| 1650 - 1850 $\text{cm}^{-1}$ | Oriundo da formação do grupo carbonila (C=O) de ésteres ou ácidos carboxílicos formados durante a fotodegradação dos microplásticos | Jung <i>et al.</i> , 2018; Gomes, Fernandes & Waldman, 2024; Lee; Chae, 2021               |
| 1015 - 1060 $\text{cm}^{-1}$ | Devido a degradação do polímero ou a presença de aditivos, também pode ser atribuída à presença de pigmentos inorgânicos.           | Gimiliani, 2021                                                                            |
| 3600 - 3300 $\text{cm}^{-1}$ | Procedente da presença de hidroxila (-OH), formada durante o processo de degradação na presença de oxigênio do ar                   | Cai <i>et al.</i> , 2018; Jung <i>et al.</i> , 2018; Ainali, Bikiaris & Lambropoulou, 2021 |

Espectro FTIR-ATR representante das amostras identificadas como **SAN (Estireno Acrilonitrila)**.



| POLÍMERO | BANDAS                             | ASSOCIAÇÕES                                                                                                                                         | REFERÊNCIAS                                                                  |
|----------|------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|
| SAN      | 3027, 2923 e 2855 $\text{cm}^{-1}$ | Em consequência do estiramento simétrico e assimétrico relacionadas aos grupos alquila C–H e aromáticos.                                            | Jafarzadeh, <i>et al</i> (2025).                                             |
|          | 2237 $\text{cm}^{-1}$              | Devido ao estiramento da ligação tripla $\text{-C}\equiv\text{N}$ em acrilonitrila.                                                                 | Melilli <i>et al</i> (2024).                                                 |
|          | 1450, 1490 e 1600 $\text{cm}^{-1}$ | Correspondem à vibração de estiramento $\text{C}=\text{C}$ nos grupos aromáticos.                                                                   | Litwin <i>et al</i> (2025).                                                  |
|          | 697 e 757 $\text{cm}^{-1}$         | Atribuídos ao benzeno monosubstituído.                                                                                                              |                                                                              |
|          | 1650 - 1850 $\text{cm}^{-1}$       | Devido à formação do grupo carbonila ( $\text{C}=\text{O}$ ) de ésteres ou ácidos carboxílicos formados durante a fotodegradação dos microplásticos | Jung <i>et al.</i> , 2018; Gomes, Fernandes & Waldman, 2024; Lee; Chae, 2021 |
|          | 1000 - 1100 $\text{cm}^{-1}$       | Devido à degradação do polímero ou a presença de aditivos, também pode ser atribuída à presença de pigmentos inorgânicos                            | Gimiliani, 2021                                                              |

Jafarzadeh, F. S., Vatani, M., & Raisi, A. (2025). A novel blend membrane modified Pebax-1657 with high-loading styrene-acrylonitrile copolymer for  $\text{CO}_2$  separation. *Journal of CO2 Utilization*, 102, 103271.

Melilli, G., Litwin, S., Vincent, L., Sbirrazzuoli, N., Roelands, M. C., van der Waal, J. C., ... & Guigo, N. (2024). Monitoring in-situ dissolution of polystyrene-acrylonitrile (SAN) via calorimetry and spectroscopy. *Journal of Molecular Liquids*, 415, 126336.

Litwin, S., Melilli, G., Vincent, L., Roelands, M. C., Cuyppers, R., Janssen, P., ... & Guigo, N. (2025). Dissolution kinetics of Poly (styrene-co-acrylonitrile) below and above its glass transition temperature. *Materials Today Communications*, 114556.