

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS-CAMPUS SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
E MONITORAMENTO AMBIENTAL

Febriana Marcela Amaral Tefa

Determinação da presença de microplásticos em diferentes estruturas de solo: Produto de compostagem, agregado de solo urbano e sedimentos

Sorocaba

2026

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS-CAMPUS SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
E MONITORAMENTO AMBIENTAL

Febriana Marcela Amaral Tefa

Determinação da presença de microplásticos em diferentes estruturas de solo: Produto de compostagem, agregado de solo urbano e Sedimentos

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal de São Carlos.

Área de concentração: Biotecnologia Ambiental.

Orientação: Prof. Dr. Walter Ruggeri Waldman

Coorientação: Dr. Thiago Aguiar Cacuro

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior de março de 2024 a fevereiro de 2026

Sorocaba

2026

Tefa, Febriana Marcela Amaral

Determinação da presença de microplásticos em diferentes estruturas de solo: Produto de compostagem, agregado de solo urbano e sedimentos / Febriana Marcela Amaral Tefa -- 2026.
99f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Prof. Dr. Walter Ruggeri, Waldman
Banca Examinadora: Dra. Mariana Amaral Dias, Dra. Joelen Osmari da Silva
Bibliografia

1. Microplásticos. 2. Agregados de solo. 3. Sedimentos. I. Tefa, Febriana Marcela Amaral. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologia para a Sustentabilidade

Programa de pós-graduação em Biotecnologia

e Monitoramento Ambiental

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Febriana Marcela Amaral Tefa, realizada em 05/03/2026.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Walter Ruggeri Waldman (UFSCar)

Dra. Mariana Amaral Dias (UNICAMP)

Dra. Joelen Osmari da Silva (UFSCar)

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

DEDICATÓRIA

Ao meu Pai, Afonso Tefa, que, mesmo não estando fisicamente presente, permanece vivo em minha memória e em meu coração. Seu exemplo, seus valores e seus ensinamentos continuam a me guiar em cada passo desta caminhada. Este trabalho é dedicado a você, com eterna gratidão e amor. À minha mãe Apolónia Amaral Pereira, minha maior fonte de amor, força e inspiração. Seu apoio incondicional, seus ensinamentos e seu exemplo de coragem foram fundamentais para que eu chegasse até aqui. Esta conquista também é sua. Vocês dois são minhas fontes eternas de inspiração e verdadeiro merecedores deste sonho. Onde quer que estejam, mesmo distantes fisicamente, carregue vocês no coração. Amo-os profundamente.

Aos meus familiares, em especial aos meus cinco irmãos (Maria do R. A. Tefa, Zeliana R. A. Tefa, Juanita de D. A. Tefa, Gradiana A. Tefa e José A. A. Tefa), meus sobrinhos (Afonso D. T. Pereira e Benício Valentine. T. Gama) e à minha avó (Amélia Amaral), pelo apoio incondicional em todos os momentos. Cada gesto, cada palavra de incentivo tornou possível a realização desta etapa. Esta conquista também é de vocês.

Ao meu noivo (Julito da Costa Neves), que, mesmo à distância, sempre esteve ao meu lado, apoiando-me e incentivando-me em todos os momentos ao longo de toda a minha trajetória acadêmica. Esta conquista também lhe pertence.

Aos meus futuros alunos e as instituições onde terei a honra de trabalhar. Comprometo-me a transmitir meus conhecimentos com sinceridade, dedicação, amor e paixão, para que alcancem uma educação de qualidade e, com isso, possam contribuir para o desenvolvimento do meu amado país República Democrática de Timor-Leste. Da mesma forma, comprometo-me a colaborar ativamente com as instituições sejam governamentais ou privadas, nas quais atuarei, contribuindo para seu fortalecimento e crescimento, bem como para a construção de um ambiente cada vez mais inclusivo, inovador e comprometido com o futuro do nosso povo.

AGRADECIMENTOS

A todos que compartilharam comigo esses últimos dois anos neste país (Brasil), oferecendo conselhos, apoio, ideias e conhecimentos que ampliaram minha compreensão da realidade e me motivaram a seguir estudando, expresso minha profunda gratidão.

A Deus Todo-Poderoso, expresso minha sincera gratidão pela vida, pela saúde e pela oportunidade de concluir meus estudos e alcançar este objetivo, fundamental para minha trajetória pessoal e profissional.

Ao Brasil, por me acolher como país irmão e me oferecer a oportunidade de estudar e me formar como uma pesquisadora profissional.

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Walter Ruggeri Waldman, agradeço pela confiança, pela orientação competente e pela dedicação contínua. Sua paciência, rigor acadêmico, clareza metodológica e contribuição intelectual foram essenciais para a construção e consolidação deste trabalho.

Ao meu coorientador, Dr. Thiago Aguiar Cacuro, agradeço pelas contribuições pertinentes, pela disponibilidade e pelo apoio constante, que enriqueceram significativamente o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB), pelo Programa de Mobilidade Internacional, por meio de convênio.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental (PPGBMA), agradeço pela acolhida institucional, pela infraestrutura disponibilizada e pelo ambiente acadêmico que possibilitou a execução deste estudo.

A minha família do Grupo de Pesquisa em Poluição Plástica (GPPP) (Mussa, Natalia, Glaucia, Bruna, Rafael, Luisa, Maria, Sandra, Joelen, Elisângela, Gabriel) agradeço pela convivência científica, pelas discussões produtivas e pela colaboração constante que contribuíram para meu amadurecimento como pesquisadora.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos durante 2 anos, e às agências de fomento FAPESP, CNPq, MCTI/FINEP e ao INCT Circularidade, pelo suporte financeiro das atividades desenvolvidas no Laboratório do Grupo de Pesquisa em Poluição Plástica (GPPP).

À Associação Brasileira de Compostagem, pelo apoio ao orçamento do evento científico.

À empresa Ceu Azul, pelo apoio material.

Ao Fundo do Desenvolvimento do Capital Humano (FDCH), pela concessão da bolsa de apoio, que possibilitou a aquisição de materiais didáticos, cobertura de despesas com saúde e custeio de passagem de ida e volta.

Ao Laboratório Nacional de Nanotecnologia (LNNano), vinculado ao Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (CNPEM), pela disponibilização da infraestrutura necessária à realização das análises de microplásticos por microscopia eletrônica de varredura (MEV).

Ao Laboratório de Estudos em Macroinvertebrados (LEMB), representado pela Profa. Dra. Eliane Pintor de Arruda, pelo apoio técnico e pela disponibilização da lupa utilizada na inspeção visual das amostras. Sua colaboração e apoio foram essenciais para o desenvolvimento das atividades desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Francisco Trivinho Strixino, que gentilmente disponibilizou os equipamentos (estufa, mesa agitadora orbital e centrífuga) necessários para a realização deste trabalho. Sua colaboração, confiança e apoio foram fundamentais para o desenvolvimento das atividades e para a concretização deste estudo.

À minha família do condomínio onde resido, agradeço pelo convívio harmonioso e pelo apoio cotidiano, que tornaram minha estadia e rotina de estudos mais leves e acolhedoras.

EPÍGRAFES

“Quem ousa começar, mesmo com medo, já percorreu metade do caminho. O restante se conquista com coragem, constância e fé no próprio passo.”

Autor (a): desconhecido (a)

Essa frase reflete diretamente a minha caminhada ao longo desses dois anos como pesquisadora. Iniciei essa jornada carregando dúvidas, receios e a incerteza de estar entrando em um mundo totalmente novo. Ainda assim, dei o primeiro passo, e nele já estava parte importante da minha conquista. O que veio depois exigiu coragem para enfrentar desafios inesperados, constância para manter o foco mesmo nos dias mais difíceis e fé no meu próprio esforço, acreditando que cada pequena ação me aproximava do meu objetivo. Hoje, ao olhar para trás, reconheço que essa frase traduz exatamente o que vivi: a força de começar, a determinação de continuar e a satisfação de chegar até aqui.

Resumo

Os microplásticos (MPs) são contaminantes ambientais persistentes e amplamente distribuídos, cuja presença tem sido cada vez mais registrada em ambientes terrestres. Este trabalho teve como objetivo determinar a ocorrência, a distribuição e caracterização dos MPs em diferentes compartimentos do ambiente terrestre, incluindo produtos de compostagem, agregados de solo urbano e sedimentos costeiros. Para isso, foram utilizadas técnicas de separação por densidade, digestão da matéria orgânica e caracterização visual, permitindo a identificação das partículas quanto à abundância, forma, cor e tamanho. Os resultados evidenciaram a presença de MPs em todos os compartimentos analisados. Nos produtos de compostagem, os MPs foram identificados tanto nos estágios pré quanto pós-maturação, numa proporção de 3933 MPs/Kg, com predominância de fibras e ampla diversidade morfológica, indicando que o processo de compostagem não é capaz de eliminar completamente esses contaminantes. Nos agregados de solo urbano, obtivemos uma abundância correspondente a 10283 MPs/Kg, com maior concentração de MPs nos agregados estáveis em água, especialmente nas frações de maior tamanho, sugerindo interação direta desses contaminantes com a estrutura do solo e possível influência sobre sua estabilidade. Nos sedimentos costeiros, os MPs apresentaram distribuição variável ao longo do perfil vertical, em média foi o correspondente a $11.594,67 \pm 9.227,647$ MPs/kg, reforçando o papel dos sedimentos como compartimentos de acumulação e registro ambiental da contaminação. Os resultados demonstram que os MPs estão amplamente distribuídos nos sistemas terrestres, destacando a necessidade de estratégias eficazes de gestão de resíduos e mitigação da contaminação plástica.

Palavras-chave: microplásticos; compostagem; solo urbano; agregados do solo; sedimentos.

Abstract

Microplastics (MPs) are persistent and widely distributed environmental contaminants, whose presence has been increasingly recorded in terrestrial environments. This study aimed to determine the occurrence, distribution, and characterization of MPs in different compartments of the terrestrial environment, including compost products, urban soil aggregates, and coastal sediments. To this end, density separation, organic matter digestion, and visual characterization techniques were used to identify the particles in terms of abundance, shape, color, and size. The results showed the presence of MPs in all compartments analyzed. In compost products, MPs were identified in both the pre- and post-maturation stages, at a ratio of 3933 MPs/kg, with a predominance of fibers and wide morphological diversity, indicating that the composting process is not capable of completely eliminating these contaminants. In urban soil aggregates, we obtained an abundance corresponding to 10,283 MPs/kg, with a higher concentration of MPs in water-stable aggregates, especially in the larger fractions, suggesting direct interaction of these contaminants with the soil structure and possible influence on its stability. In coastal sediments, MPs showed variable distribution along the vertical profile, with an average of $11,594.67 \pm 9,227.647$ MPs/kg, reinforcing the role of sediments as compartments for accumulation and environmental recording of contamination. The results demonstrate that MPs are widely distributed in terrestrial systems, highlighting the need for effective waste management and plastic contamination mitigation strategies.

Keywords: microplastics; composting; urban soil; soil aggregates; sediments.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo II

Figura 1: Fluxograma completo do processamento das amostras.

Figura 2: Abundância do formato de MPs encontrados definido em: A- Fibras Vermelha; B- Fragmento Azul; C-Fibras Preto; D- Fibras Preto; E-Espuma Branca; F- Esfera Verde; G- Fibras Rosa; H-Fibras Preto. A-C de Tratamento 1 (Pré-maturação) e D-H de Tratamento 2 (Pós-maturação).

Figura 3: Abundância dos MPs em solo de compostagem: A- Proporções percentuais (%) dos diferentes formatos encontrados nos dois estágios somados; B- Distribuição dos formatos de MPs por estágio de maturação.

Figura 4: Distribuição das cores dos MPs encontrados nos dois estágios somados, de acordo com os diferentes formatos (fibra, fragmento, filme, espuma e esfera).

Figura 5: Quantidade de cores encontradas: A-Quantidade total de cores encontradas nos dois estágios somados; B- Quantidade de cores por estágio de maturação.

Figura 6: Distribuição de tamanho dos MPs dos formatos mais encontrados nos estágios de Pré-maturação (Pré) e Pós-maturação (Pós). DP: Desvio Padrão.

Figura 7: Distribuição da frequência relativa de partículas em diferentes Estágios de Maturação (Pré e Pós-maturação).

Capítulo III

Figura 1: Imagem da Placa. A: Placa não degradada. B: Placa degradada. Fonte Autorial.

Figura 2: Imagem do equipamento: Agitador de peneiras com batidas intermitentes (MARCONI). Fonte Autorial.

Figura 3: Fluxograma dos Procedimentos. A: Separação dos tipos de agregados; B. Separação por densidade (MPs). Fonte Autorial.

Figura 4: MPs diversas, representativas dos que foram separados tanto dos agregados estáveis quanto dos instáveis a água.

Figura 5: Quantidade total de MPs encontrados nos agregados estáveis e instáveis sob diferentes tamanhos: A) 10 a 4mm, B) 4 a 2 mm, C) 2 a 1,18 mm, D) 1,18 a 0,85 mm.

Figura 6: Distribuição do tamanho de MPs (μm) nos agregados estáveis e instáveis em escala linear.

Figura 7: Distribuição do tamanho de MPs (μm) nos agregados estáveis e instáveis em escala Log.

Figura 8: Distribuição de tamanhos dos MPs por repetições em escala normal.

Figura 9: Distribuição de tamanhos dos MPs por repetições em escala Log.

Figura 10: Distribuição da frequência relativa de partículas em diferentes tamanhos de agregados (10–4 mm, 4–2 mm, 2–1,18 mm e 1,18–0,85 mm), comparando agregados estáveis e instáveis

Capítulo IV

Figura 1: Alguns tipos de MPs representativos dos MPs encontrados nas diferentes profundidades das amostras.

Figura 2: Quantidade de MPs por formatos encontrados nas diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 3: Quantidades de cores em fragmentos encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 4: Quantidade de cores em filmes encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 5: Quantidade de cores em fibras encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 6: Distribuição das áreas de MPs (mm^2) nos formatos mais predominantes nas diferentes profundidades em escala Linear.

Figura 7: Distribuição das áreas de MPs (mm^2) nos formatos mais predominantes nas diferentes profundidades em escala Log.

Figura 8: Distribuição da frequência relativa de tamanho dos fragmentos em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 9: Distribuição da frequência relativa de tamanho dos filmes em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 10: Distribuição da frequência relativa de tamanho das fibras em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

Figura 11: Algumas imagens representativas de microscopia eletrônica de varredura (MEV).

LISTA DE TABELAS

Capítulo III

Tabela 1: Massa Seca em gramas dos agregados que foram obtidos após o tratamento mecânico (MS), e Porcentagem (%) dos agregados estáveis.

Tabela 2: Número de MPs em diferentes tamanhos de agregados estáveis e instáveis (médias \pm DP).

Capítulo IV

Tabela 1: Número de MPs em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm) (médias \pm DP).

Tabela 2: Resultados do teste de comparações múltiplas de Dunn entre os formatos de MPs (fragmentos, filmes e fibras) em cada profundidade amostrada.

Tabela 3: Resultados do teste de comparações de Dunn aplicado aos formatos de MPs (fragmentos, filmes e fibras) em diferentes profundidades.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

GCUB: Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras

UFSCar: Universidade Federal de São Carlos

GPPP: Grupo de Pesquisa em Poluição Plástica

CAPES: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

FAPESP: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

CNPq: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

MCTI/FINEP: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação / Financiadora de Estudos e Projetos

INCT Circularidade: Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Circularidade

FDCH: Fundo do Desenvolvimento do Capital Humano

LNNano: Laboratório Nacional de Nanotecnologia

CNPEM: Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais

LEMB: Laboratório de Estudos em Macroinvertebrados

MPs: Microplástico

WSA: Water stable aggregate

MEV: Microscopia Eletrônica de Varredura

DP: Desvio Padrão

NaCl: Cloreto de Sódio

NaBr: Brometo de Sódio

cm: Centímetro

mm: Milímetro

µm: Micrometro

H₂O₂: Peroxido de hidrogênio

g: grama

Sumário

Resumo	8
Abstract	9
PRÓLOGO	17
1. CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1. Microplásticos: origem e relevância ambiental	19
1.2. Fontes urbanas de microplásticos no solo e em produtos de compostagem	20
1.3. Microplásticos em agregados de solo urbano	20
1.4. Sedimentos como acumulador de microplásticos	21
1.5. Técnicas para identificação e caracterização de microplásticos	22
1.6.1 Objetivo Geral	22
1.6.2 Objetivos Específicos	22
2. CAPÍTULO 2: ARTIGO 1	24
DETERMINAÇÃO DA ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM PRODUTOS DE COMPOSTAGEM DE DIFERENTES ESTÁGIOS DE MATURAÇÃO	24
Resumo	24
2.1. Introdução.....	25
2.2. Material e Métodos	26
2.2.3. Controle de contaminação.....	29
2.2.4. Caracterização física dos MPs	29
2.3. Resultados e Discussão	30
2.3.1. Características físicas dos MPs encontrados em composto	30
2.3.1.1. Cor, Forma e diversidade de tamanho	30
2.3.1.2. Abundâncias de cores dos MPs	32
2.3.1.3. Distribuição da quantidade de MPs por faixa de tamanho	34
2.4. Conclusão	36
2. 5. Referências Bibliográficas	37
3. CAPÍTULO 3: ARTIGO 2	41
PRESENÇA DOS MICROPLÁSTICOS EM AGREGADOS DO SOLO URBANO	41
Resumo	41
3.1 Introdução	42

	16
3.2. Materiais e Métodos	45
3.2.1. Coleta e Processamento de amostras	45
3.3. Resultados	48
3.4. Discussão	53
3.5. Conclusão	54
3.6. Referências Bibliográficas	55
4. CAPÍTULO 4: ARTIGO 3.....	59
ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTO COSTEIRO DA ILHA DO FUNDÃO, RIO DE JANEIRO	59
4.1. Introdução	60
4.2. Materiais e Métodos	61
4.2.1. Área de Estudo e Coleta das Amostras.....	61
4.2.2. Secagem e Preparação das Amostras	62
4.2.3. Separação Granulométrica dos sedimentos.....	62
4.2.4. A Separação dos MPs por Densidade.....	62
4.2.5. Digestão da Matéria Orgânica	62
4.2.6. Análise e Caracterização das Partículas	63
4.2.7. Caracterização por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	63
4.2.8. Análise Estatísticas	63
4.3. Resultados e discussão.....	64
4.3.1. Distribuição e quantidade total de MPs encontrados em diferentes profundidades.....	64
4.3.2. Distribuição de cores por tipos de MPs encontrados em diferentes profundidades.....	66
4.3.3. Distribuição de tamanho de MPs em diferentes profundidades	70
4.3.4. Caracterização morfológica por MEV	74
4.4. Conclusão	76
4.5. Referências Bibliográficas	76
5. CONCLUSÃO GERAL/CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
Referências Bibliográficas (Introdução geral)	83
Apêndice	91

PRÓLOGO

Esta dissertação está estruturada em quatro capítulos, sendo finalizada com considerações finais que integram e discutem os resultados dos quatro estudos desenvolvidos ao longo do mestrado. O primeiro capítulo apresenta a introdução geral, na qual são abordados os fundamentos teóricos que sustentam a pesquisa, bem como os objetivos gerais e específicos dos projetos de mestrado.

O segundo capítulo intitulado “Determinação das abundâncias e diversidades de microplástico em produtos de compostagem de diferentes estágios de maturação”, cuja relevância se deve ao seu uso crescente como alternativa sustentável para o manejo de resíduos orgânicos e para a melhoria da qualidade do solo. Entretanto, a presença de resíduos plásticos nos materiais de origem levanta a hipótese de que a compostagem possa atuar como uma via de introdução de MPs nos solos agrícolas e urbanos. Nesse contexto, este capítulo tem como objetivo avaliar a ocorrência desses contaminantes em compostos orgânicos, considerando a variação de abundância e diversidade do processo de maturação da compostagem.

Durante o desenvolvimento do segundo capítulo, a análise revelou resultados relevantes, porém também despertou novo questionamento: “será que a análise apenas de produtos de compostagem seria suficiente para entender a real dimensão da contaminação por MPs no ambiente terrestre?” Ao refletir sobre a abrangência do trabalho, percebeu-se que a investigação limitada apenas aos produtos de compostagem talvez não fosse suficiente para compreender a dimensão da presença de MPs em ambientes terrestres, ou seja, a estrutura dos solos. Esse cenário despertou a necessidade de explorar o padrão de acúmulo de MPs em outro contexto de solo urbano, nomeadamente associado a agregados de solo expostos a uma fonte de MPs de adesivo de PVC de placa de identificação, o que compõe o terceiro capítulo deste trabalho.

O terceiro capítulo, intitulado “Presença dos microplástico em agregados do solo urbano”, no qual o foco da investigação volta-se para a análise de partículas plásticas presentes em agregados de solos. A análise dos agregados de solo,

portanto, permitiu observar um cenário ainda não investigado e que possibilita os desenvolvimentos de linhas de pesquisa inovadoras.

O quarto capítulo tem como título “Estudo da distribuição e abundância de microplásticos em sedimento costeiro da Ilha do Fundão, Rio de Janeiro”. Os sedimentos integram processos de transporte provenientes de áreas terrestres e aquáticas, funcionando como indicadores da contaminação por MPs ao longo do tempo. A inclusão deste capítulo visa ampliar a compreensão sobre os padrões de acúmulo e as características dos MPs em ambientes sedimentares, estabelecendo conexões com os sistemas de solo abordados nos capítulos anteriores.

Dessa forma, este trabalho não deve ser visto apenas como agrupamento de quatro estudos independentes, mas como uma trajetória científica em construção. O primeiro capítulo apresenta os fundamentos teóricos que embasam a pesquisa. O segundo abriu caminhos para a compreensão da presença dos MPs em produtos de compostagem, e permitiu desenvolver as habilidades relacionadas aos trabalhos de separação e análise de MPs enquanto o terceiro ampliou a visão, incluindo estruturas de solo, como os agregados de diferentes tamanhos como um espaço fundamental para entender a dispersão e o acúmulo desses contaminantes. Por fim, o quarto capítulo complementa essa abordagem ao investigar os sedimentos como compartimentos de deposição e registro ambiental, integrando influências de sistemas terrestres e aquáticos e permitindo uma avaliação espacial da contaminação por MPs nesses ambientes. Em conjunto, os quatro capítulos constroem um percurso científico integrado, onde cada resultado traz novas dúvidas que ajudam a aprofundar o conhecimento sobre os MPs no meio ambiente terrestre e aquático.

1. CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Microplásticos: origem e relevância ambiental

A contaminação por MPs começou a ser considerada como preocupação ambiental a partir da década de 1970, quando o primeiro relato da presença dessas partículas no ambiente foi publicado, com descobertas em águas costeiras no Reino Unido (UK) (Carpenter *et al.*, 1972). No entanto, a preocupação científica com o tema "MPs" se intensificou a partir dos anos 2000, especialmente após 2004, quando o conceito passou a ser mais amplamente estudado e discutido (Montagner *et al.*, 2021). Desde então, a preocupação com a poluição por MPs tem impulsionado uma série de estudos sobre a distribuição desses contaminantes em diversos compartimentos ambientais, desde terrestres e aquáticos (Koutnik *et al.*, 2021), bem como em organismos (Wang, Congcong *et al.*, 2023; Zeng *et al.*, 2025).

Embora os MPs tenham sido inicialmente associados a ambientes marinhos, onde a presença de MPs é amplamente reconhecida, estudos recentes (Gui *et al.*, 2021; Montagner *et al.*, 2021) mostraram evidências da presença de MPs em sistemas terrestres, especialmente em solos urbanos e em produtos derivados da gestão de resíduos sólidos como os produtos de compostagem. Os MPs no ambiente terrestre representam riscos significativos à saúde do solo, afetando a biodiversidade edáfica, os processos biogeoquímicos e, conseqüentemente, a qualidade do meio ambiente (Baho; Bundschuh; Futter, 2021; De Souza Machado *et al.*, 2018).

Os MPs são partículas plásticas com diâmetro inferior a 5 mm (Thompson *et al.*, 2004). Podem ser primários, quando são intencionalmente produzidos em escala microscópica para aplicação em produtos industriais e domésticos, a exemplo de pellets de plástico e microesferas presentes em cosméticos e produtos de higiene pessoal. Por outro lado, os MPs secundários originam-se da fragmentação e degradação de itens plásticos de maior dimensão, resultando em partículas como fibras provenientes de tecidos sintéticos, capacetes e desgaste de pneus e fragmentos derivados de embalagens plásticas, como sacolas e garrafas PET (Montagner *et al.*, 2021; Vargas *et al.*, 2022).

1.2. Fontes urbanas de microplásticos no solo e em produtos de compostagem

No contexto urbano, diversas fontes contribuem para a introdução de MPs no solo e em produtos de compostagem. Entre as principais estão os resíduos sólidos urbanos, o desgaste de pneus e tintas, a aplicação de compostos orgânicos contaminados e a irrigação com águas residuais (Campanale *et al.*, 2022; Dissanayake *et al.*, 2022; Surendran *et al.*, 2023).

Os produtos de compostagem produzidos a partir de resíduos sólidos urbanos, amplamente utilizados como fertilizantes agrícolas e em áreas verdes, podem atuar como importantes vetores para a introdução de MPs no solo provenientes de resíduos plásticos presentes nos materiais orgânicos coletados para o processo de compostagem (Dissanayake *et al.*, 2022; Priya *et al.*, 2022; Vázquez; Rahman, 2021), pois durante o processo de compostagem, fragmentos plásticos presentes nos resíduos são frequentemente fragmentados e incorporados ao produto final, facilitando a dispersão desses contaminantes do ambiente (Gui *et al.*, 2021).

1.3. Microplásticos em agregados de solo urbano

Os agregados de solo urbano são frações estruturadas do solo modificadas por atividades antrópicas (Wang, Fayuan *et al.*, 2022) desempenham um papel crucial na retenção, acumulação e redistribuição de MPs (Zhang; Liu, 2018), influenciando diretamente sua mobilidade e persistência no ambiente (Ihenetu *et al.*, 2024; Zhao *et al.*, 2022). A ocorrência de MPs nesses agregados é particularmente preocupante, dado o seu potencial para modificar propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (De Souza Machado *et al.*, 2018; Khan *et al.*, 2024; Sajjad *et al.*, 2022; Wang, Fayuan *et al.*, 2022). Essas partículas podem aderir a diferentes frações do solo, integrando-se aos agregados ou permanecendo dispersas, o que pode comprometer a estrutura edáfica, a ciclagem de nutrientes e a atividade microbiana. Adicionalmente, os MPs podem atuar como vetores de contaminantes químicos e microrganismos patogênicos, ampliando os riscos ambientais e à saúde (Ihenetu *et al.*, 2024; Sajjad *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2022).

1.4. Sedimentos como acumulador de microplásticos

Os sedimentos atuam como importantes matrizes de acumulação de MPs devido à sua capacidade de reter partículas transportadas na coluna da água e pelo escoamento superficial (Drummond *et al.*, 2022; Yuan *et al.*, 2023). A deposição de MPs nos sedimentos ocorre a partir de múltiplas fontes, como efluentes urbanos, atividades industriais, desgaste de materiais plásticos e fragmentação de resíduos maiores (Bashir *et al.*, 2021; Jolaosho *et al.*, 2025; Kay *et al.*, 2018). Uma vez introduzidos no sistema aquático, características como densidade do polímero, forma (fibras, fragmentos ou filmes) e tamanho das partículas, associadas aos processos hidrodinâmicos locais, influenciam diretamente o transporte e a sedimentação dos MPs (Besseling *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2023). Partículas de maior densidade ou aquelas associadas à matéria orgânica e a minerais tendem a se depositar mais facilmente, favorecendo sua incorporação nos sedimentos (Ben Stride *et al.*, 2024; Li, Jiasen *et al.*, 2023, p. 20; Li, Wang *et al.*, 2024; Wu, Nan *et al.*, 2020).

Após a deposição, os sedimentos funcionam como reservatórios de longo prazo para os MPs, uma vez que esses materiais apresentam baixa taxa de degradação e elevada persistência ambiental (Chen *et al.*, 2024; Simon-Sánchez *et al.*, 2022; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Wu, Xiaowei *et al.*, 2022). Além disso, os sedimentos podem registrar diferentes períodos de aporte de MPs, refletindo a contaminação histórica do ambiente (Dong *et al.*, 2020; Lin *et al.*, 2021; Uddin *et al.*, 2021).

Do ponto de vista ecológico, os sedimentos desempenham papel fundamental ao abrigar comunidades bentônicas e participar dos ciclos biogeoquímicos (An *et al.*, 2025; Hope; Paterson; Thrush, 2020; Schratzberger; Ingels, 2018). A presença de MPs nesse compartimento pode gerar impactos físicos e químicos, incluindo a ingestão por organismos bentônicos, alterações na estrutura do habitat e a liberação de contaminantes adsorvidos à superfície dos MPs representam potenciais riscos ambientais (Bellasi *et al.*, 2020; Duis; Coors, 2016; He, Beibei *et al.*, 2022; Onoja *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2022). Além disso, processos de ressuspensão podem promover a remobilização dos MPs, transformando os sedimentos em fontes secundárias de contaminação (Martin *et al.*, 2017; Waldschläger *et al.*, 2022; Xia *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2021).

1.5. Técnicas para identificação e caracterização de microplásticos

Nos últimos anos, diferentes técnicas têm sido empregadas para a determinação de MPs em matrizes sólidas, como solos, produtos de compostagem e sedimentos, incluindo métodos de extração por densidade, caracterização morfológica por análise visual realizada com estereoscópio, estereomicroscópio, microscópio óptico ou microscopia eletrônica de varredura (MEV) e digestão química da matéria orgânica (He, Defu; Zhang; Hu, 2021; Seo *et al.*, 2025) e análises espectroscópicas, como FTIR e Raman (Rathore *et al.*, 2023). A utilização de técnicas espectroscópicas, como FTIR ou Raman, poderia complementar a identificação visual das partículas, permitindo determinar a composição polimérica dos MPs. Essa informação possibilitaria avaliar se há predominância de tipos específicos de polímeros, o que poderia indicar possíveis fontes ou nichos de poluição associados às atividades antrópicas presentes nas áreas estudadas.

1.6. Objetivos do Estudo

1.6.1 Objetivo Geral

- O presente estudo tem como objetivo determinar e comparar a ocorrência, distribuição e características dos MPs a partir de diferentes estruturas de solo, nomeadamente, produto de compostagem, agregados de solo urbano e sedimento. Ao investigar esses compartimentos, busca-se ampliar o conhecimento sobre as vias de entrada e o comportamento dos MPs nos solos.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Determinar a abundância de MPs em produto de compostagem;
- Caracterizar os MPs (tipos, formas, tamanhos e cores) presentes em produtos de compostagem;
- Comparar a abundância e diversidade de MPs com base na maturidade do composto;
- Quantificar a abundância de MPs em diferentes tamanhos de agregados do solo;

- Analisar a distribuição de tamanho dos MPs presentes nos agregados do solo;
- Analisar a influência dos MPs na estabilidade dos agregados do solo;
- Caracterizar os tipos de MPs presentes nos diferentes perfis de sedimento (forma, cor, tamanho e tipo);
- Quantificar a abundâncias de MPs de sedimentos coletadas em diferentes profundidades analisadas.

2. CAPÍTULO 2: ARTIGO 1

DETERMINAÇÃO DA ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM PRODUTOS DE COMPOSTAGEM DE DIFERENTES ESTÁGIOS DE MATURAÇÃO

Resumo

A presença de Microplásticos (MPs) em sistema de compostagem representa um desafio crescente para a gestão sustentável de resíduos orgânicos, uma vez que esses contaminantes persistentes podem comprometer a qualidade do composto final e serem transferidos para solos agrícolas, onde podem afetar a produção e gerar riscos ambientais e a saúde humana. Este estudo teve como objetivo analisar MPs em compostos de diferentes estágios de maturação (pré e pós-maturação). As amostras foram coletadas em uma instalação de compostagem industrial e submetidas a separação por densidade usando a solução ambientalmente amigável de NaCl ($1,2 \text{ g/cm}^3$). Foram contabilizadas no total 59 partículas de MPs, sendo 25 no composto pré-maturação e 34 no pós-maturação. As fibras foram o formato predominante (45,8%), seguidas por filmes (25,4%) e fragmentos (18%). Esferas e espumas foram observadas apenas na fase de pós-maturação. A análise de cores revelou predominância de partículas transparentes (41,1%), e tamanho variando de $16 \mu\text{m}$ a $2053 \mu\text{m}$, sem diferença estatística entre os estágios de maturação ($p > 0,05$). Assim, embora a compostagem seja um processo eficaz para a degradação da matéria orgânica, o produto final pode ser fonte de MPs de diferentes tamanhos e formatos, sendo, portanto, necessárias medidas preventivas como a separação de materiais plásticos nos resíduos usados como matéria prima, assegurando maior qualidade ambiental do produto final.

Palavras-Chaves: Composto; Resíduos orgânicos; Abundâncias; Diversidades, Contaminação.

2.1. Introdução

Os MPs são fragmentos de plástico resultantes da sua degradação ou da sua concepção industrial, e utilizados em muitos setores, desde a produção de itens essenciais para cuidados domésticos, materiais de embalagem na indústria alimentícia, indústrias agrícolas, como as de fertilizantes e pesticidas (Surendran *et al.*, 2023).

A contaminação por MPs é um problema ambiental onipresente, pois esses contaminantes podem ser encontrados em todos os ambientes, desde a água, solo, ar e seres vivos, tanto em grande centro urbanos, quanto em regiões remotas no nosso planeta (Montagner *et al.*, 2021; Wang, Jiao *et al.*, 2019a).

O avanço tecnológico e aumento da população global de produtos plásticos, juntamente com o consumo elevado de materiais duráveis e não duráveis, tem resultado em uma produção significativa de resíduos. Nem sempre esses resíduos são tratados ou descartados de maneira adequada. Esses resíduos têm atraído considerável atenção de pesquisadores em todo o mundo, devido à sua persistência no ambiente por décadas ou séculos, causando danos diretos e indiretos a todo o ecossistema terrestre e aquático (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya; Ratnayake, 2024; Okori *et al.*, 2024; Xiang *et al.*, 2022).

Devido ao crescimento da população principalmente urbana, aumenta também a produção de resíduos orgânicos e inorgânicos colocando mais desafios na sua gestão (Sayara *et al.*, 2020). Uma das estratégias para reduzir os riscos da contaminação por resíduos orgânicos pode ser a compostagem, que é um processo de reciclagem que transforma resíduos orgânicos em um composto rico em nutrientes, também conhecido como composto orgânico que pode ser utilizado em processos de produção agrícola (Ho *et al.*, 2022).

Atualmente, a contaminação de MPs em sistema de compostagem tem ganhado crescente atenção na comunidade científica devido aos impactos ambientais e de saúde pública associados a esses contaminantes. No entanto, a presença de MPs nos resíduos compostáveis (Gui *et al.*, 2021) pode comprometer a qualidade e eficácia do composto produzido e introduzir esses contaminantes no ciclo agrícola (Nourozi *et al.*, 2024; Zhou *et al.*, 2022), comprometendo

igualmente a qualidade do solo e das plantas cultivadas (Sajjad *et al.*, 2022b), e ter implicações na saúde humana (Liu *et al.*, 2025, p. 202; Van Schothorst *et al.*, 2021; Wahl *et al.*, 2024; Zhou *et al.*, 2022).

Apesar desses desafios, a compostagem contribui para a redução do volume de resíduos destinados a aterros, recicla nutrientes importantes para a agricultura, como nitrogênio, fósforo e potássio e reduz a dependência de fertilizantes químicos. Além disso, a compostagem melhora a estrutura do solo, aumenta sua capacidade de retenção de água e pode ser utilizada na recuperação de áreas degradadas, promovendo a regeneração ecológica (Ayilara *et al.*, 2020; Lim; Lee; Wu, 2016; Sayara *et al.*, 2020). Portanto, é fundamental equilibrar os benefícios da compostagem com a necessidade de controle da contaminação por MPs, garantindo assim um processo sustentável e seguro.

Assim, a contaminação por MPs na compostagem é uma contaminante onipresente que demanda atenção multidisciplinar para enfrentar os desafios associados a esses contaminantes persistentes e garantir a segurança ambiental e humana (Judy *et al.*, 2019; Manea *et al.*, 2024; Van Schothorst *et al.*, 2021).

Para tal, estudos avaliando a presença e diversidade desses contaminantes, bem como os seus impactos, são necessários. No presente estudo, analisamos a contaminação por MPs em produtos de compostagem quanto à abundância e à diversidade, considerando diferentes estágios de maturação do composto.

2.2. Material e Métodos

Para determinar a presença de MPs em produtos de compostagem, foram utilizadas técnicas como separação por densidade, digestão química de matéria orgânica e caracterização visual. As amostras de compostagem foram coletadas de duas fontes de resíduos em uma instalação de compostagem industrial. Em seguida, foram processadas em laboratório para separar e identificar MPs.

2.2.1. Coleta de Amostras

As amostras de composto final foram coletadas em diferentes estágios de maturação do processo de compostagem, com o objetivo de comparar os resultados obtidos em cada fase e avaliar se os mesmos tipos de MPs são encontrados, bem como possíveis variações na sua presença ao longo do tempo. Para cada estágio, foram coletadas amostras com massa aproximada de ~2 kg de pontos diferentes para a extração de MPs.

A **pré-maturação** constitui a fase inicial do processo de compostagem, ocorrendo imediatamente após a mistura dos resíduos orgânicos. Nesse estágio, o material ainda se encontra em condição imatura, uma vez que os microrganismos responsáveis pela decomposição iniciam apenas o processo de adaptação ao novo ambiente e ao substrato disponível. Embora haja atividade biológica incipiente, ainda não se observa a degradação intensa da matéria orgânica, sendo essa etapa marcada pela preparação do sistema para o desenvolvimento da atividade microbiana mais efetiva (Kiehl, 2010; Pereira Neto, 2007).

A **pós-maturação**, por sua vez, corresponde à etapa final da compostagem, caracterizada pela estabilização do material orgânico. Nessa fase, o composto já passou por todas as transformações biológicas necessárias, resultando em um produto humificado, estável e com baixa atividade microbiológica. O material apresenta propriedades físico-químicas adequadas, ausência de odores desagradáveis e redução significativa de compostos potencialmente fitotóxicos, o que o torna apropriado para aplicação no solo com segurança agrônômica e ambiental (Inácio, 2009; Kiehl, 2010).

2.2.2. Processamento das Amostras

Pré-tratamento: As amostras foram secas em estufa a 50°C por um período de 48h. Após a secagem, foram peneiradas utilizando peneiras com malha de 2 mm para separar os fragmentos maiores. Em seguida, as amostras foram pesadas em balança analítica.

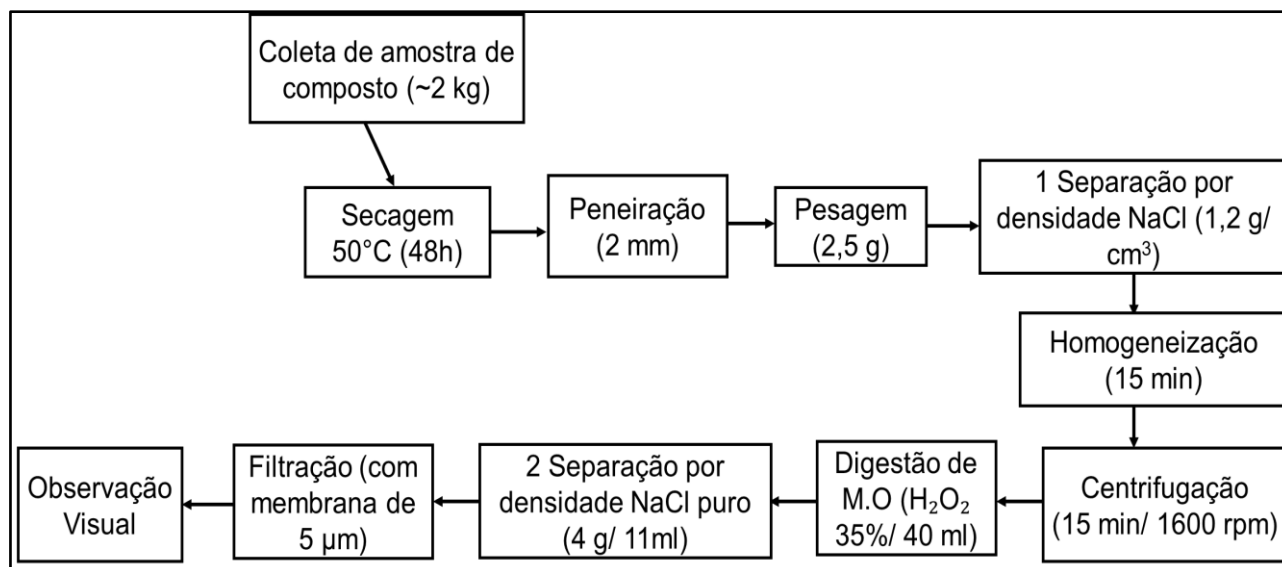
Preparação das subamostras: Cada amostra de cada tratamento foi dividida em triplicata, contendo aproximadamente 2,5 g por tubo Falcon. Para cada triplicata, adicionou-se 7,5 ml de solução saturada de NaCl ($1,2 \text{ g/cm}^{-3}$) com o objetivo de partículas flutuarem ou separa-se dos sedimentos.

Separação por Densidade 1: As amostras foram agitadas constantemente durante 15 min em mesa agitadora orbital (CIENLAB) e centrifugadas (Baby I Centrifuge, Mod. 206. Brushless) por 15 min a uma velocidade de 1600 rpm. O procedimento foi repetido três vezes para maximizar a extração dos MPs.

Digestão da Matéria Orgânica: Após a centrifugação, o sobrenadante de cada amostra foi transferido para um Becker de 250 ml, onde foram adicionados aproximadamente 40 ml de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 35% (v/v), com o objetivo de decompor a matéria orgânica residual presente. Em seguida, os Becker foram mantidos em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ por 24 h, a fim de assegurar a completa oxidação e remoção dos componentes orgânicos, favorecendo a detecção acurada dos MPs.

Separação por Densidade 2: Após a digestão, foi realizada a segunda separação por densidade, onde 4g NaCl puro foram adicionados em tubos Falcon contendo aproximadamente 11 ml de sobrenadante digerido. Em seguida os tubos foram centrifugados durante 15 min a 1600 rpm. Posteriormente, o sobrenadante foi cuidadosamente transferido para um recipiente apropriado para a filtração.

Filtração e Análise inspeção visual: As amostras foram filtradas utilizando bomba vácuo com membrana de nitrato de celulose de $5 \mu\text{m}$. Finalmente, as partículas retidas nas membranas filtrantes foram observadas sob estereomicroscópio para determinar tamanhos dos MPs encontrados, bem como suas formas, cores e quantidade, como esquematizado na figura 1.

Figura 1: Fluxograma completo do processamento das amostras.

2.2.3. Controle de contaminação

Durante todas as etapas de amostragem, preparo e análise das amostras-foram adotadas medidas para minimizar riscos de contaminação. No laboratório, realizaram-se brancos expondo membranas umedecidas durante o processamento para monitorar a contaminação ambiental, que foram posteriormente analisadas sob estereomicroscópio.

Todos os materiais utilizados no processamento das amostras foram cuidadosamente lavados com água destilada previamente filtrada três vezes. Da mesma forma, todas as soluções e o peróxido de hidrogênio foram filtrados três vezes para evitar qualquer contaminação. Durante as etapas de filtração e separação por densidade, os equipamentos utilizados permaneceram cobertos com papel alumínio; as análises foram conduzidas, sempre que possível, em espaços fechados (capela de fluxo laminar em uma sala de acesso limitado).

2.2.4. Caracterização física dos MPs

A caracterização física dos MPs (forma, cor e tamanho) foi feita utilizando estereomicroscópio Leica S8APO. O tamanho foi medido com o software LAS V411 associado ao estereomicroscópio. Para a observação dos MPs, todos os filtros foram completamente analisados, assegurando a representatividade das amostras e a precisão dos resultados obtidos.

Análise estatística: Para verificar a normalidade dos dados, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). Como os dados não apresentaram distribuição normal, optou-se pela utilização do teste de ANOVA não paramétrico de Mann-Whitney, seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn ($p < 0,05$).

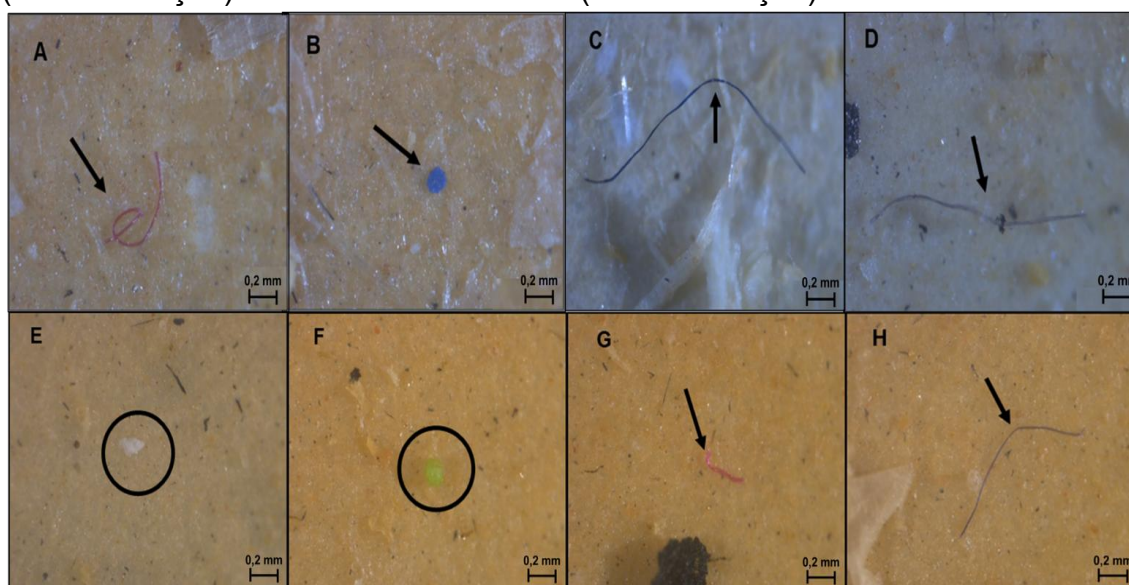
2.3. Resultados e Discussão

2.3.1. Características físicas dos MPs encontrados em composto

2.3.1.1. Cor, Forma e diversidade de tamanho

Em relação ao formato dos MPs presentes no composto evidenciou-se a ocorrência de partículas com ampla variação de formas e cores (Figura 2). Foram identificadas fibras, fragmentos, filme, esfera e espuma.

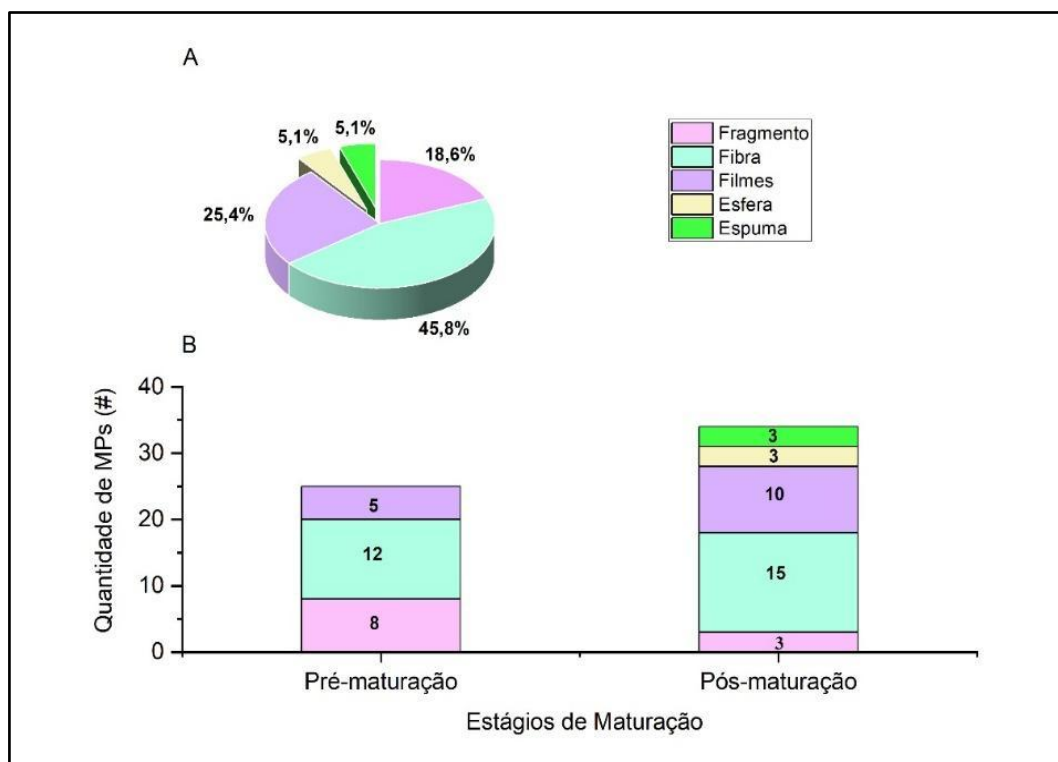
Figura 2: Abundância do formato de MPs encontrados definido em: A- Fibras Vermelha; B- Fragmento Azul; C-Fibras Preto; D- Fibras Preto; E-Espuma Branca; F- Esfera Verde; G- Fibras Rosa; H-Fibras Preto. A-C de Tratamento 1 (Pré-maturação) e D-H de Tratamento 2 (Pós-maturação).



Na análise dos dois estágios de maturação de composto (Pré-maturação e Pós-maturação) foram encontrados ao todo 59 MPs, dos quais 25 para composto pré-maturação e 34 MPs para pós-maturação (Figura 3). Entre os formatos de MPs encontrados, as fibras representam a maior proporção com 45,8%, seguidos de filmes com 25,4%, e fragmentos com 18% (Figura 3A). A maior diversidade de tipos de MPs foi observada no composto pós-maturação (Figura 3B). Este

aparente incremento no número e diversidade de MPs pode evidenciar que a compostagem nestes estágios não é capaz de reduzir a contaminação por MPs.

Figura 3: Abundância dos MPs em solo de compostagem: A- Proporções percentuais (%) dos diferentes formatos encontrados nos dois estágios somados; B- Distribuição dos formatos de MPs por estágio de maturação.



No primeiro estágio de maturação, fibras e fragmentos foram dominantes, porém quando analisamos o estágio pós-maturação filmes e fibras passam a ser os tipos mais dominantes. No entanto, a proporção de fragmentos apresentou redução, passando de oito para três unidades, o que indica que parte deles pode ter se fragmentado em partículas ainda menores. Assim, a compostagem não degrada completamente os plásticos, podendo favorecer o aumento de partículas de menor tamanho (Gui *et al.*, 2021), aumentando o risco de toxicidade devido a possibilidade de liberar aditivos tóxicos e invadir tecidos biológicos (Baihetiyaer *et al.*, 2023; Zhao, Yuanyuan *et al.*, 2023).

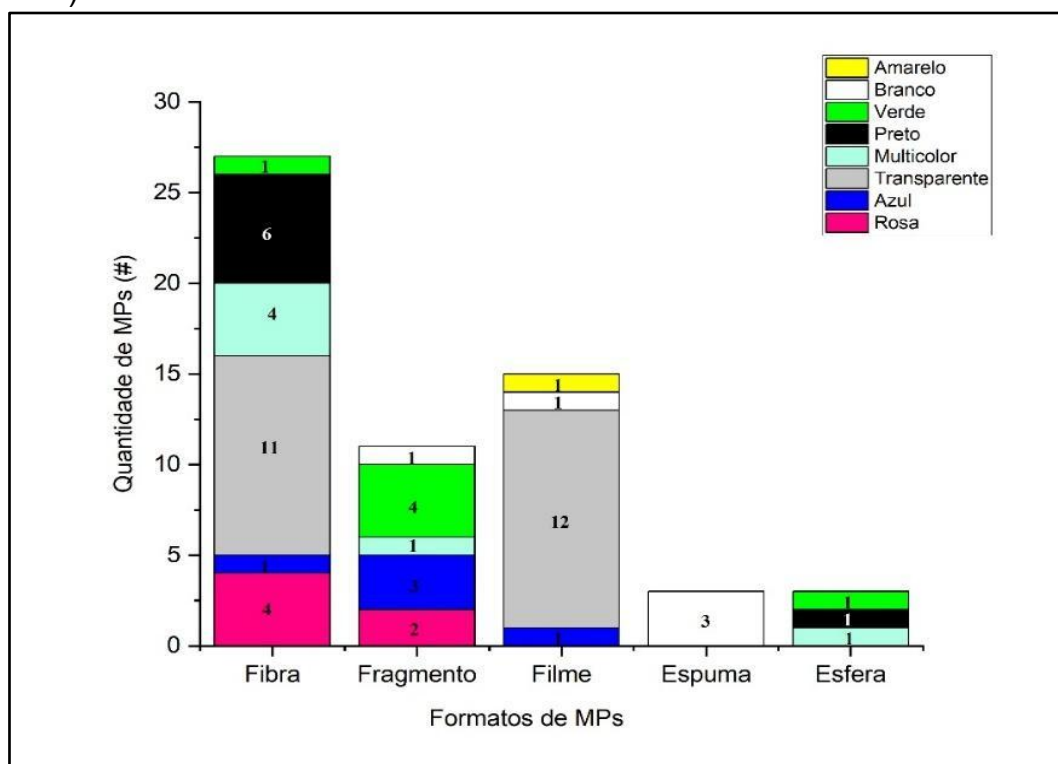
As fibras são geralmente associadas ao desgaste de tecidos sintéticos, frequentemente liberadas em águas residuais provenientes da lavagem de roupas. Estudos revelaram que a lavagem de apenas 1 kg de tecidos pode liberar

mais de 150.000 fibras para o ambiente (Tang, Na; Liu; Xing, 2020), tornando-se uma das principais fontes de fibras em tratamento de lodo de esgoto (Tian *et al.*, 2021), além disso, fibras plásticas podem se dispersar através da precipitação bem como o transporte pela água da superfície do solo (Ding *et al.*, 2019). Por outro lado, os filmes têm origem predominantemente na fragmentação de sacolas e embalagens plásticas, que, ao longo do processo de compostagem, podem se degradar em partículas menores. Já os fragmentos derivam da quebra mecânica ou da decomposição de diferentes resíduos plásticos, enquanto as esferas são possivelmente oriundas de cosméticos, abrasivos industriais ou espumas utilizadas em materiais de isolamento térmico (Zhang, Jiajia *et al.*, 2024). Dessa forma, a diversidade morfológica dos MPs reflete não apenas as fontes primárias de contaminação, mas também os processos de transformação aos quais esses materiais estão sujeitos durante a compostagem e o tratamento de resíduos.

2.3.1.2. Abundâncias de cores dos MPs

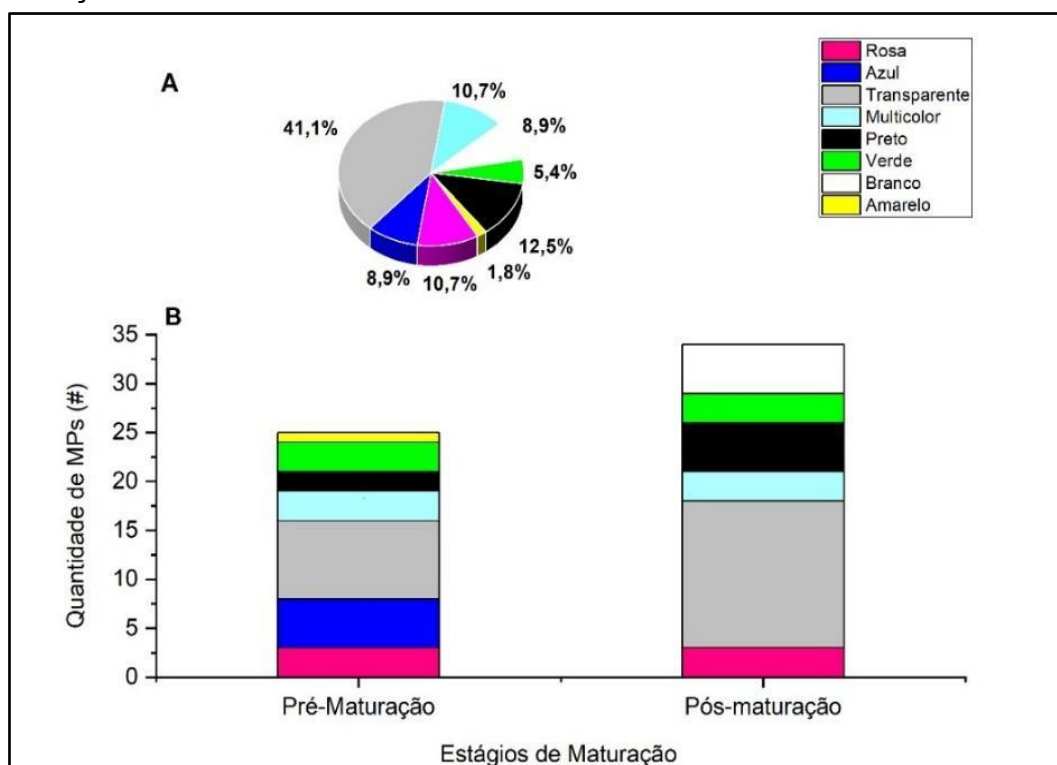
As fibras apresentam a maior diversidade e quantidade de cores entre todos os formatos encontrados, com destaque para as cores transparente, multicolor, preto, rosa, azul e branco, seguido de fragmentos e filmes (Figura 4), sugere que a fonte principal desse tipo de MPs é o desgaste de tecidos sintéticos (como roupas, estofados, carpetes, redes de pesca, sacolas reutilizáveis etc.) (Alfonso *et al.*, 2020; Van Caneghem; Vanstockem; Verstegen, 2024). Os formatos espuma e esfera, que foram os menos abundantes, também apresentaram menor variedade de cores.

Figura 4: Distribuição das cores dos MPs encontrados nos dois estágios somados, de acordo com os diferentes formatos (fibra, fragmento, filme, espuma e esfera).



Os MPs identificados nos dois estágios apresentaram uma diversidade de cores, com a maior predominância de cor transparente (41,1%), preto (12,5%), rosa e multicolor (10,7%) (Figura 5A). Nos estágios observamos uma diversidade de cores de MPs, tendo em comum as cores rosa, preto, verde, transparente e multicolor (Figura 5B).

Figura 5: Quantidade de cores encontradas: A-Quantidade total de cores encontradas nos dois estágios somados; B- Quantidade de cores por estágio de maturação.



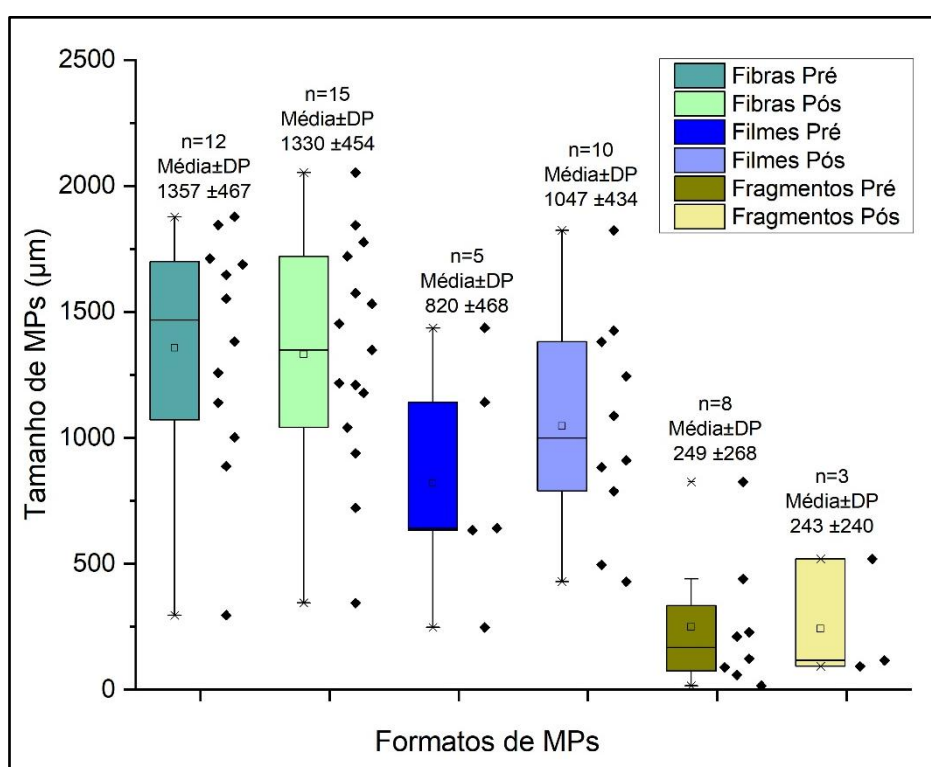
A predominância de partículas transparentes indica que grande parte dos MPs deriva de materiais plásticos que perdem a coloração original ao longo do tempo, como sacolas, embalagens finas e filmes plásticos que se tornam translúcidos após degradação (Amrutha; Warriar, 2020; Zaki *et al.*, 2021). O multicolor pode indicar fragmentos de diferentes produtos misturados, enquanto o rosa pode estar relacionado a embalagens cosméticas. Os azuis também foram abundantes e podem estar relacionados à liberação de fibras têxteis sintéticas, como poliéster e nylon, além de embalagens descartáveis (Zhang, Jiajia *et al.*, 2024)

2.3.1.3. Distribuição da quantidade de MPs por faixa de tamanho

O tamanho dos MPs extraídos de produto de compostagem variou entre 16 μm a aproximadamente 2 mm nos dois estágios de maturação. Observou-se, em ambos os estágios de maturação, um amplo espectro de tamanho, abrangendo desde partículas micrométricas até fibras superiores a 2 mm. Com relação ao formato as fibras apresentaram maior amplitude de tamanho enquanto

fragmentos estiveram abaixo de 500 μm (Figura 6). Considerando cada estágio, a média, desvio padrão, bem como a mediana para pré-maturação foram de 894 (± 635 μm), 887 μm respectivamente, enquanto para pós-maturação os valores foram de 1007 (± 559 μm), 1064 μm . Considerando que a condição de normalidade dos dados foi rejeitada pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), optou-se pelo teste de Mann-Whitney, que indicou ausência de diferença estatisticamente significativa entre os dois estágios ($U=380$, $p=0,49486$).

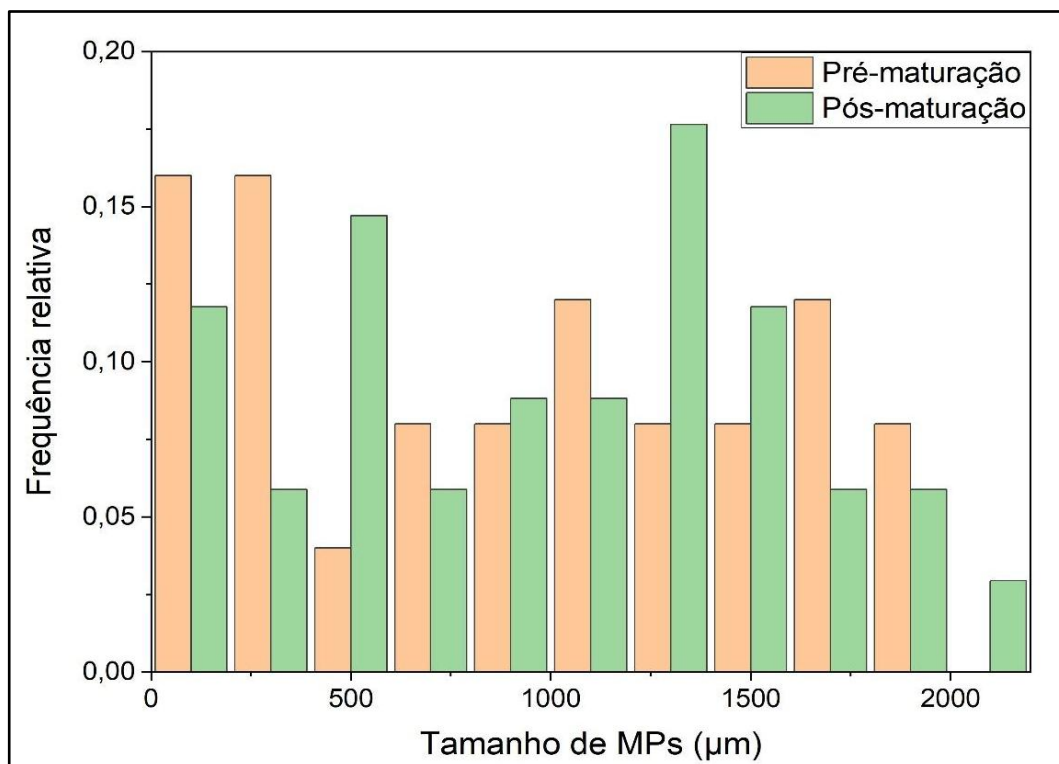
Figura 6: Distribuição de tamanho dos MPs dos formatos mais encontrados nos estágios de Pré-maturação (Pré) e Pós-maturação (Pós). DP: Desvio Padrão.



No entanto, a distribuição dos dados evidencia padrões distintos entre os estágios (Figura 7). Observa-se que ambas as fases exibem uma ampla faixa de tamanhos, variando aproximadamente de <200 μm até >2000 μm , indicando elevada heterogeneidade dimensional dos MPs. Durante a pré-maturação, observou-se maior variabilidade no tamanho das partículas, destacando-se as partículas abaixo de 500 μm . Em contrapartida, no estágio de pós-maturação, há um deslocamento da distribuição para os tamanhos maiores (~ 1000 - 1500 μm). Esses resultados indicam que o processo de maturação não elimina os

MPs, mas pode alterar sua distribuição de tamanhos, favorecendo a permanência de partículas maiores.

Figura 7: Distribuição da frequência relativa de partículas em diferentes Estágios de Maturação (Pré e Pós-maturação).



2.4. Conclusão

O presente estudo permitiu identificar a presença de MPs em produtos de compostagem em diferentes estágios de maturação, evidenciando que a compostagem não elimina esses contaminantes.

Foram observadas diferentes formas, cores e tamanhos de MPs, com predominância de fibras e filmes, sugerindo múltiplas fontes de contaminação, como resíduos urbanos e materiais sintéticos.

Apesar de diferenças dos dados mostrarem uma tendência de aumento da abundância nas diferentes categorias (quantidade, formato e cores) para o estágio pós maturação, estatisticamente os dois estágios de maturação do composto apresentaram padrões similares.

2. 5. Referências Bibliográficas

ALFONSO, María Belén; SCORDO, Facundo; SEITZ, Carina; MAVO MANSTRETTA, Gian Marco; RONDA, Ana Carolina; ARIAS, Andrés Hugo; TOMBA, Juan Pablo; SILVA, Leonel Ignacio; PERILLO, Gerardo Miguel Eduardo; PICCOLO, María Cintia. First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America). **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 733, p. 139385, set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139385>.

AMRUTHA, K.; WARRIER, Anish Kumar. The first report on the source-to-sink characterization of microplastic pollution from a riverine environment in tropical India. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 739, p. 140377, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140377>.

AYILARA, Modupe; OLANREWaju, Oluwaseyi; BABALOLA, Olubukola; ODEYEMI, Olu. Waste Management through Composting: Challenges and Potentials. **Sustainability**, [s. l.], v. 12, n. 11, p. 4456, 30 maio 2020. <https://doi.org/10.3390/su12114456>.

BAIHETIYAER, Baikerouzi; JIANG, Nan; LI, Xianxu; SONG, Jie; WANG, Jun; FAN, Xiaoteng; ZUO, Yajie; YIN, Xianqiang. Exploring the toxicity of biodegradable microplastics and imidacloprid to earthworms (*Eisenia fetida*) from morphological and gut microbial perspectives. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 337, p. 122547, nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122547>.

DING, Ling; MAO, Ruo Fan; GUO, Xuetao; YANG, Xiaomei; ZHANG, Qian; YANG, Chen. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 667, p. 427–434, jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.332>.

GUI, Jiayi; SUN, Yue; WANG, Jingli; CHEN, Xu; ZHANG, Shuchi; WU, Donglei. Microplastics in composting of rural domestic waste: abundance, characteristics, and release from the surface of macroplastics. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 274, p. 116553, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116553>.

HO, Thi Thien Kim; TRA, Van Tung; LE, Thanh Hai; NGUYEN, Ngoc-Kim-Quy; TRAN, Cong-Sac; NGUYEN, Phuong-Thao; VO, Thi-Dieu-Hien; THAI, Van-Nam; BUI, Xuan-Thanh. Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, [s. l.], v. 6, p. 100211, dez. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100211>.

JUDY, Jonathan D.; WILLIAMS, Mike; GREGG, Adrienne; OLIVER, Danni; KUMAR, Anu; KOOKANA, Rai; KIRBY, Jason K. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 252, p. 522–531, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.027>.

LIM, Su Lin; LEE, Leong Hwee; WU, Ta Yeong. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic

analysis. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 111, p. 262–278, jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>.

LIU, Xiangyu; LI, Huiyue; YANG, Jie; YAN, Shen; ZHOU, Yufei; JIANG, Rui; LI, Renhe; WANG, Mengmeng; REN, Peng. Different effects of bio/non-degradable microplastics on sewage sludge compost performance: Focusing on antibiotic resistance genes, virulence factors and key metabolic functions. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 488, p. 137329, maio 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137329>.

MANEA, Elena Elisabeta; BUMBAC, Costel; DINU, Laurentiu Razvan; BUMBAC, Marius; NICOLESCU, Cristina Mihaela. Composting as a Sustainable Solution for Organic Solid Waste Management: Current Practices and Potential Improvements. **Sustainability**, [s. l.], v. 16, n. 15, p. 6329, 24 jul. 2024. <https://doi.org/10.3390/su16156329>.

MONTAGNER, Cassiana; DIAS, Mariana; PAIVA, Eduardo; VIDAL, Cristiane. MPS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS. **Química Nova**, [s. l.], 2021. DOI 10.21577/0100-4042.20170791. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=9344&nomeArquivo=RV2021-0062.pdf. Acesso em: 23 set. 2025.

NAYANATHARA THATHSARANI PILAPITIYA, P.G.C.; RATNAYAKE, Amila Sandaruwan. The world of plastic waste: A review. **Cleaner Materials**, [s. l.], v. 11, p. 100220, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>.

NOUROZI, Nasim; MASSAHI, Tooraj; NOURI, Monireh; MARDANI, Maryam; HOSSINI, Hooshyar. A systematic review of the occurrence of microplastics in compost: Understanding the abundance, sources, characteristics and ecological risk. **Results in Engineering**, [s. l.], v. 24, p. 103639, dez. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.103639>.

OKORI, Francis; LEDERER, Jakob; KOMAKECH, Allan John; SCHWARZBÖCK, Therese; FELLNER, Johann. Plastics and other extraneous matter in municipal solid waste compost: A systematic review of sources, occurrence, implications, and fate in amended soils. **Environmental Advances**, [s. l.], v. 15, p. 100494, abr. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100494>.

SAJJAD, Muhammad; HUANG, Qing; KHAN, Sardar; KHAN, Muhammad Amjad; LIU, Yin; WANG, Junfeng; LIAN, Faqin; WANG, Qingqing; GUO, Genmao. Microplastics in the soil environment: A critical review. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 27, p. 102408, ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>.

SAYARA, Tahseen; BASHEER-SALIMIA, Rezaq; HAWAMDE, Fatina; SÁNCHEZ, Antoni. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. **Agronomy**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1838, 22 nov. 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>.

SURENDRAN, U.; JAYAKUMAR, M.; RAJA, P.; GOPINATH, Girish; CHELLAM, Padmanaban Velayudhaperumal. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources

and migration in soil environment. **Chemosphere**, [s. l.], v. 318, p. 137946, mar. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>.

TANG, Na; LIU, Xiaoning; XING, Wei. Microplastics in wastewater treatment plants of Wuhan, Central China: Abundance, removal, and potential source in household wastewater. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 745, p. 141026, nov. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141026>.

TIAN, Yujie; CHEN, Zhuo; ZHANG, Jiayao; WANG, Zhengzhuofan; ZHU, Yujiao; WANG, Ping; ZHANG, Tao; PU, Jian; SUN, Hongwen; WANG, Lei. An innovative evaluation method based on polymer mass detection to evaluate the contribution of microfibers from laundry process to municipal wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 407, p. 124861, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124861>.

VAN CANEGHEM, J.; VANSTOCKEM, J.; VERSTEGEN, A. Functional classification and material characterization of plastic packaging in Flemish land litter to support effective reduction policies. **Environmental Advances**, [s. l.], v. 15, p. 100505, abr. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100505>.

VAN SCHOTHORST, Benjamin; BERIOT, Nicolas; HUERTA LWANGA, Esperanza; GEISSEN, Violette. Sources of Light Density Microplastic Related to Two Agricultural Practices: The Use of Compost and Plastic Mulch. **Environments**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 36, 20 abr. 2021. <https://doi.org/10.3390/environments8040036>.

WAHL, Aurélie; DAVRANCHE, Mélanie; RABILLER-BAUDRY, Murielle; PÉDROT, Mathieu; KHATIB, Imane; LABONNE, Fabian; CANTÉ, Marion; CUISINIER, Candice; GIGAULT, Julien. Condition of composted microplastics after they have been buried for 30 years: Vertical distribution in the soil and degree of degradation. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 462, p. 132686, jan. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132686>.

WANG, Jiao; LIU, Xianhua; LI, Yang; POWELL, Trevor; WANG, Xin; WANG, Guangyi; ZHANG, Pingping. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 691, p. 848–857, nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>.

XIANG, Yujia; JIANG, Li; ZHOU, Yaoyu; LUO, Zirui; ZHI, Dan; YANG, Jian; LAM, Su Shiung. Microplastics and environmental pollutants: Key interaction and toxicology in aquatic and soil environments. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 422, p. 126843, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126843>.

ZAKI, Muhammad Rozaimi Mohd; YING, Peh Xin; ZAINUDDIN, Azim Haziq; RAZAK, Muhammad Raznisyafiq; ARIS, Ahmad Zaharin. Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], v. 43, n. 9, p. 3733–3748, set. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00872-8>.

ZHANG, Jiajia; DING, Wencheng; WANG, Shengtao; HA, Xuejiao; ZHANG, Lei; ZHAO, Yue; WU, Wenqiang; ZHAO, Meng; ZOU, Guoyuan; CHEN, Yanhua. Pollution characteristics of microplastics in greenhouse soil profiles with the long-term application of organic compost. **Resources, Environment and Sustainability**, [s. l.], v. 17, p. 100165, set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2024.100165>.

ZHAO, Yuanyuan; JIA, Huiting; DENG, Hui; XING, Wenzhe; FENG, Dan; LI, Jiatong; GE, Chengjun; YU, Huamei; ZHANG, Ying; CHEN, Haiying. Response of earthworms to microplastics in soil under biogas slurry irrigation: Toxicity comparison of conventional and biodegradable microplastics. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 858, p. 160092, fev. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160092>.

ZHOU, Yanting; SUN, Yue; LIU, Jili; REN, Xiuna; ZHANG, Zengqiang; WANG, Quan. Effects of microplastics on humification and fungal community during cow manure composting. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 803, p. 150029, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150029>.

3. CAPÍTULO 3: ARTIGO 2

PRESENÇA DOS MICROPLÁSTICOS EM AGREGADOS DO SOLO URBANO

Febriana M. A. Tefa^{1,3}, Mussa Issufo^{1,2,3}, Walter R. Waldman^{1,3*}

¹Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal de São Carlos

²Instituto de Desenvolvimento Rural e Biociências (ISDRB), Universidade de Rovuma, Niassa, Moçambique

³Universidade Federal de São Carlos Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade (CCTS)

e-mail de autor correspondente: walter@ufscar.br

Resumo

Os MPs são contaminantes onipresentes e vêm sendo detectados em todos os ambientes. O acúmulo destas partículas no solo pode afetar a sua estrutura e dinâmica, impactando na biodiversidade e funções ecossistêmicas. Este estudo teve como objetivo avaliar a abundância e a influência dos MPs sobre a estabilidade de agregados de solo. Para isso, amostras foram coletadas em área previamente caracterizada como hotspot de MPs de PVC, submetidas a peneiragem, separação de agregados estáveis e instáveis em água, extração de MPs por separação por densidade e análise microscópica. A estabilidade dos agregados foi determinada e associada à presença de MPs em diferentes frações granulométricas. Os resultados indicaram que os agregados estáveis apresentaram maior concentração e heterogeneidade de MPs. Os tamanhos de agregados de 10 a 4 mm e 4 a 2 mm, apresentaram diferenças estatisticamente significativas pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Os MPs menores que 200 μm mostraram-se predominantes. Em contrapartida, os agregados instáveis concentraram MPs em faixas médias, evidenciando menor retenção e vulnerabilidade estrutural. Concluímos que a presença de MPs modifica a organização estrutural do solo, afetando sua estabilidade e qualidade, o que reforça a necessidade de aprofundar estudos sobre seus mecanismos de interação e de desenvolver estratégias de manejo para mitigar a contaminação plástica nos ecossistemas terrestres.

Palavras-Chaves: Microplástico no Solo; Estabilidade de agregado; Watterstabel-aggregate; Contaminação ambiental.

3.1 Introdução

Na década de 1950 a 1960 houve um aumento expressivo na produção e no descarte inadequado de plásticos (Geyer; Jambeck; Law, 2017), fazendo parte das pressões antrópicas ao ambiente e responsáveis pela perda de biodiversidade e no comprometimento das funções ecossistêmicas, influenciando negativamente em atividades socioeconômicas humanas (Kumar *et al.*, 2020, p. 20).

Essas partículas sintéticas, embora inicialmente estudadas em ambientes aquáticos, vêm sendo cada vez mais detectadas em solos originam-se principalmente da degradação de plásticos agrícolas (como filmes de cobertura e tubos de irrigação), fertilizantes revestidos com polímeros e deposição atmosférica onde se acumulam devido a diversas práticas humanas (Huang *et al.*, 2020). A aplicação de biossólidos, compostos orgânicos contaminados, irrigação com águas residuárias e deposição atmosférica (Kumar *et al.*, 2020; Sajjad *et al.*, 2022c; Wang, Jiao *et al.*, 2019b) são algumas das principais vias pelas quais os MPs ingressam no solo, tornando-o um importante reservatório desses contaminantes.

A acumulação de MPs no solo pode provocar alterações significativas na sua estrutura, como o aumento da porosidade e da capacidade de retenção de água, a redução da densidade aparente e a perda da integridade estrutural (Wang, Congcong *et al.*, 2023). Além disso, as partículas de MPs tendem a se incorporar à microestrutura do solo por meio da aglomeração com matéria orgânica e secreções microbianas. Entre os impactos negativos particularmente notáveis dos MPs do solo está a interrupção da agregação do solo (Li; Liu; Li, 2024; Liu *et al.*, 2025).

Os agregados do solo, unidades fundamentais para a saúde do solo, são formadas pela união de partículas minerais e matéria orgânica, essenciais para a estabilidade, formação de porosidade, proteção de matéria orgânica, aeração, infiltração de água e retenção de nutrientes no solo. Considerando a dimensão, os agregados do solo são classificados em macroagregados, com partículas

superiores a 0,25 mm e microagregados, que variam entre 0,053 e 0,25 mm (Cao *et al.*, 2021; Zhang, Yi *et al.*, 2019; Zhou *et al.*, 2022).

Além da classificação por tamanho, os agregados do solo também podem ser avaliados quanto à sua estabilidade. Agregados estáveis são unidades estruturais do solo formadas pela associação de partículas minerais e matéria orgânica que resistem à ação desagregadora da água, mantendo sua integridade quando submetidas à imersão. Enquanto, agregados instáveis apresentam baixa coesão interna, desagregando-se facilmente quando em contato com a água, o que os torna mais suscetíveis à erosão e à degradação da estrutura do solo (Six *et al.*, 2000; Tisdall; Oades, 1982).

A presença de MPs pode comprometer a estabilidade desses agregados, favorecendo processos como compactação, erosão e diminuição da fertilidade (Boots; Russell; Green, 2019; Fang; Sallach; Hodson, 2024; Han *et al.*, 2024). Além dos impactos diretos sobre o solo, a presença de MPs nos agregados de solo urbanos representa um risco para a saúde humana e para o equilíbrio ecológico. Isso ocorre porque muitos MPs transportam substâncias nocivas, como metais, que podem ser absorvidas por plantas, entrar na cadeia alimentar ou contaminar recursos hídricos (Qiu *et al.*, 2022; Tang, Kuok Ho Daniel, 2023; Yu *et al.*, 2020).

A dinâmica do solo depende fortemente de sua organização estrutural, que influencia tanto nos processos físicos quanto biológicos. A estabilidade dos agregados em água tem sido considerada um dos principais indicadores da qualidade estrutural do solo. Nesse sentido, investigar como os MPs se distribuem e interagem dentro dessa fração de agregados estáveis é fundamental para compreender seus impactos potenciais sobre a integridade e o funcionamento do solo. No entanto, esse entendimento ainda é limitado (Zhang, G.S.; Liu, 2018).

Por outro lado, o acúmulo de MPs no solo pode afetar direta ou indiretamente o funcionamento dos ecossistemas edáficos. Os MP são capazes de aumentar a capacidade de retenção de água, ao mesmo tempo em que reduzem a densidade aparente e a estabilidade dos agregados em água. Além disso, esses

contaminantes podem modificar propriedades físicas fundamentais do solo e se acumular em concentrações suficientemente elevadas para comprometer tanto o seu funcionamento quanto a biodiversidade associada (Hou *et al.*, 2021).

Os solos contaminados com MPs podem apresentar degradação estrutural e redução da estabilidade dos agregados em função de diferentes processos. Isso ocorre porque os MPs estabelecem interações físicas frágeis com as partículas do solo, resultando em menor coesão estrutural, além de poderem interferir na formação e estabilização de novos agregados de maior tamanho (Sepehrnia *et al.*, 2024).

A incorporação de MPs na estrutura do solo pode comprometer a coesão desses agregados, alterando suas propriedades e interferindo nas interações entre microorganismos, raízes e partículas do solo, o que pode afetar processos biogeoquímicos e a qualidade do ambiente edáfico (De Souza Machado *et al.*, 2018; Han *et al.*, 2024; Wang, Quan-Ying *et al.*, 2024).

Além disso, a combinação desencadeia toxicidade sinérgica que inibe processos microbianos essenciais, como a nitrificação e a decomposição de matéria orgânica. Em solos agrícolas, observa-se redução de até 40% na atividade enzimática relacionada ao ciclo do nitrogênio quando expostos a concentrações elevadas de MPs (Hanif *et al.*, 2024; Sajjad *et al.*, 2022c; Yang *et al.*, 2025).

Embora soluções como biopolímeros biodegradáveis e sistemas de reciclagem eficientes estejam em desenvolvimento, a transição enfrenta desafios econômicos devido ao baixo custo e versatilidade dos plásticos convencionais (Sajjad *et al.*, 2022c; Yang *et al.*, 2025).

Devido à complexidade desses impactos físicos, químicos e biológicos dos MPs nos agregados do solo, destaca-se a necessidade de aprofundar os estudos sobre sua influência na estabilidade estrutural dos agregados no solo, a fim de aumentar a compreensão dos riscos ambientais e para os ecossistemas associados a essa contaminação. Neste estudo avaliamos a influência dos MPs na estabilidade de agregados do solo, explorando a relação com a abundância e diversidade de tamanhos das partículas.

3.2. Materiais e Métodos

Para identificar a presença de MPs em agregados de solo urbano provenientes de uma única fonte, utilizou-se um protocolo que envolve etapas de coleta, preparo, extração e análise. A seguir, descreve-se detalhadamente o procedimento adotado.

3.2.1. Coleta e Processamento de amostras

Coleta de amostras: As amostras de solo foram coletadas ao redor de uma placa de identificação, feita com adesivos de PVC e fortemente degradada por intemperização (Figura 1), com uma pá de aço inoxidável do topo do solo até uma profundidade máxima de 10 cm, com uma massa aproximadamente de 2 kg. As amostras foram transportadas em uma bandeja de alumínio para o laboratório para a análise.

Figura 8: Imagem da Placa. A: Placa não degradada. B: Placa degradada. Fonte Autorial



Secagem de amostras: No laboratório as amostras foram submetidas à secagem em estufa a 50 °C durante 72 h para remoção de umidade.

Peneiragem: Após a secagem as amostras foram peneiradas usando uma coluna de peneiras com malhas de diferentes tamanhos (malha de 10 mm, 4 mm, 2 mm, 1,18 mm, 0,85 mm e <0,85 mm) em um agitador de peneiras com batidas intermitentes (MARCONI) (Figura 2). Os agregados que permaneciam nas peneiras foram separados por tamanhos. Este procedimento permitiu a

separação do solo em diferentes frações granulométricas, que foram armazenadas em recipientes devidamente identificados.

Figura 9: Imagem do equipamento: Agitador de peneiras com batidas intermitentes (MARCONI). Fonte Autorial.



Separação dos Agregados Estáveis e Instáveis: Após a peneiragem, foram pesados 35 g de solo de cada faixa de tamanho (10 a 4 mm, 4 a 2 mm, 2 a 1,18 mm, 1,18 a 0,85 mm) em balança analítica. Em seguida, as amostras separadas em frações foram submersas em recipientes contendo 900 ml de água destilada e agitadas manualmente por 30 min. Após a agitação, toda a fração individual de agregados estáveis em água, (*Water-Stable Aggregate- WSA*), foi colocada nos potes marcados por cada tamanho. As amostras que não colapsaram na água foram secas (50°C/72h) e pesadas para determinação da massa dos WSA.

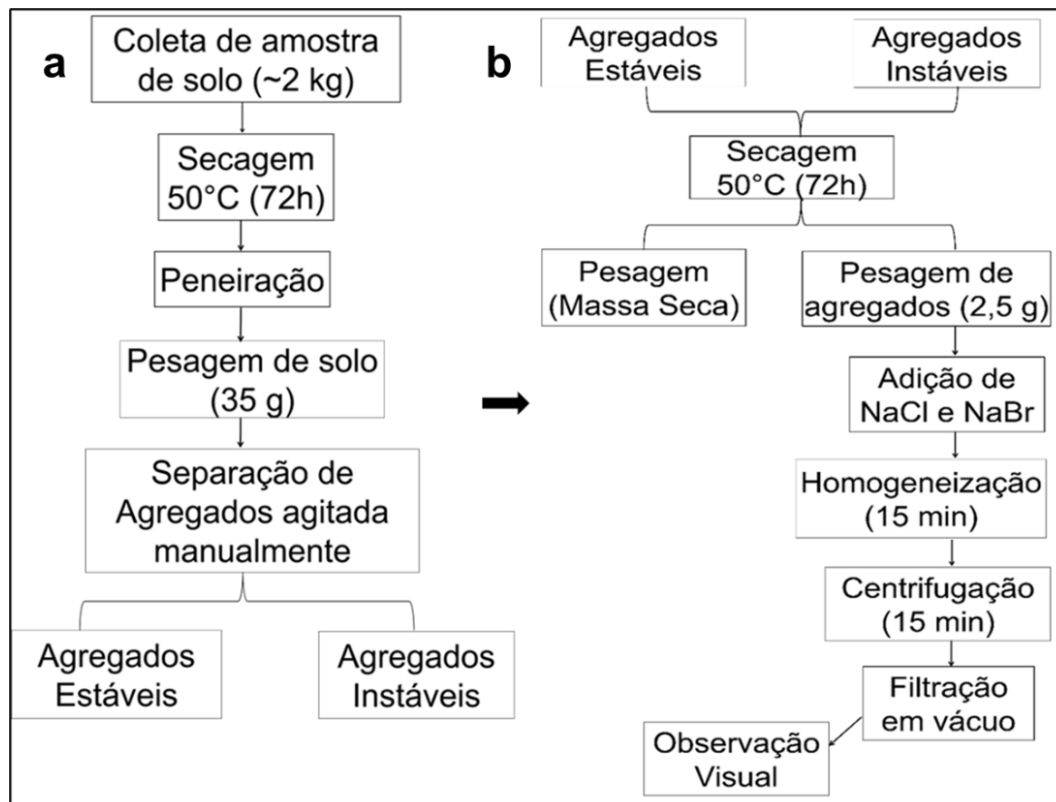
Preparação das Subamostras para Extração de MPs: Cada amostra (estável e instável) foi dividida em triplicata, com aproximadamente 2,5 g em cada tubo de Falcon. A triplicata foi utilizada com o objetivo de gerar um conjunto de dados mais amplo, possibilitando comparações mais consistentes e garantindo maior rigor nos resultados.

Extração dos MPs: Cada tubo Falcon contendo 2,5 g de agregado de solo recebeu 7,5 ml de solução saturada de NaCl (1,2 g/cm³) para remover os materiais orgânicos em excesso. Em seguida foi adicionada a mesma

quantidade de solução saturada de NaBr ($1,5 \text{ g/cm}^3$) para separação dos MPs, considerando que os fragmentos da placa têm densidade maior que $1,5 \text{ g/cm}^3$ (Sebastião *et al.*, 2025). As amostras foram agitadas constantemente por 15 min em uma mesa agitadora orbital (CIENLAB) e centrifugadas (Baby I Centrifuge, Mod. 206. Brushless) por 15 min a 1600 rpm. A fração superior foi separada e o procedimento foi repetido três vezes para otimizar a extração dos MPs. Este método de flotação por densidade é amplamente utilizado para separar MPs de sedimentos, pois os MPs são menos densos que os sedimentos (Sebastião *et al.*, 2025; Xu; Rillig; Waldman, 2022).

Filtração e inspeção visual: As amostras extraídas foram filtradas utilizando uma bomba de vácuo com uma membrana filtrante de nitrato de celulose de 0,47 dm com porosidade de $5 \mu\text{m}$. Após a filtração, os MPs foram observados no estereomicroscópio Leica S8APO para contagem e medição do tamanho. Os procedimentos estão esquematizados na Figura 3.

Figura 10: Fluxograma dos Procedimentos. A: Separação dos tipos de agregados; B. Separação por densidade (MPs). Fonte Autorial.

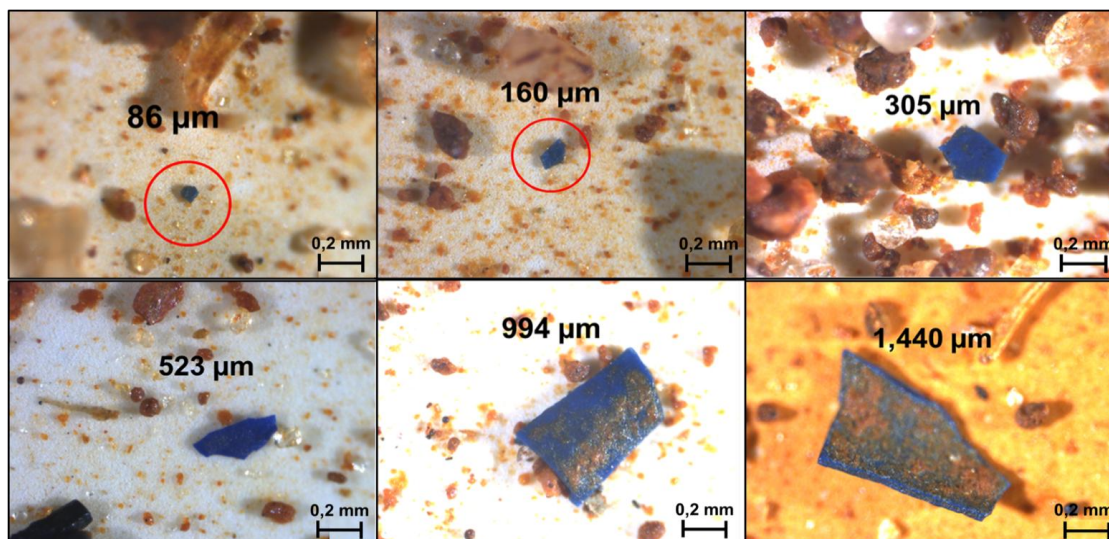


Análise estatística: Para verificar se há distribuição normal dos dados, foi aplicado o teste de Shapiro–Wilk ($p < 0,05$). Os resultados mostraram que os dados foram rejeitados pela hipótese nula de normalidade (não paramétricos). Diante disso, optou-se pelo uso do teste ANOVA não paramétrico de Kruskal–Wallis, complementado pelo teste de Dunn para as comparações ($p < 0,05$).

3.3. Resultados

Para estudo da influência dos MPs na estabilidade mecânica dos agregados em contato com água, foi utilizado o hotspot já caracterizado por (Sebastião *et al.*, 2025), contendo predominantemente MPs azuis de PVC provenientes de adesivo da placa mostrada na Figura 1. Os MPs separados e de coloração azul encontrados foram associados à placa como fonte, como já comprovado em (Sebastião *et al.*, 2025) por espectroscopia de infravermelho e Raman (Figura 4). Predominantemente, os MPs encontrados apresentam bordas retas e arredadas, sem sinal de deformação plástica, indicando intemperização dos fragmentos, como demonstrado no artigo de caracterização deste hotspot.

Figura 11: MPs diversas, representativas dos que foram separados tanto dos agregados estáveis quanto dos instáveis a água.



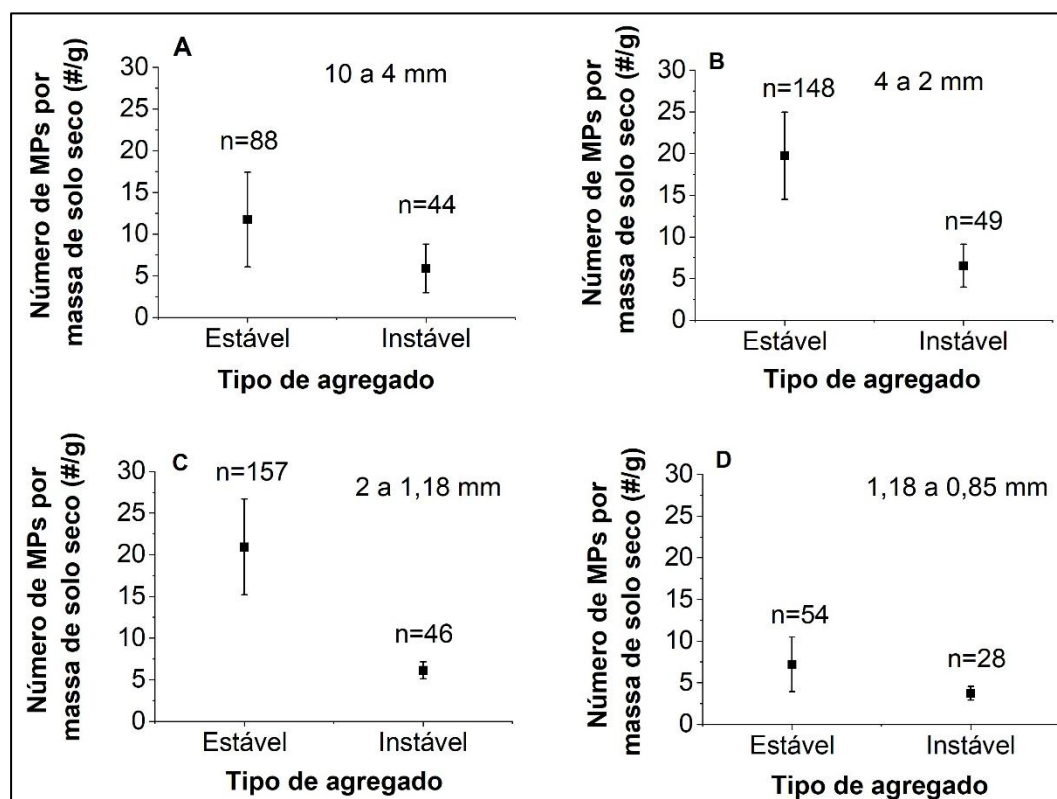
A massa de agregados estáveis à água foi determinada e está descrita na Tabela 1. Em comparação com a literatura (Haynes; Swift, 1990; Matos *et al.*, 2008), concluímos que o solo está com valores de WSA esperados.

Tabela 1: Massa Seca em gramas dos agregados que foram obtidos após o tratamento mecânico (MS), e Porcentagem (%) dos agregados estáveis.

	Estável	
	MS	%
10 a 4 mm	23,8	68,00
4 a 2mm	20,8	59,43
2 a 1,18mm	21,7	62,00
1,18 a 0,85mm	21,7	62,00

Após a medida dos agregados estáveis à água, contabilizamos a quantidade de MPs por massa de solo seco para os agregados estáveis e instáveis (Figura 5A-D). Em todos os tamanhos de agregado medidos, os estáveis apresentaram maior concentração de MPs (Figura 5A-D) que os instáveis, em especial os agregados entre 4 a 2 mm (Figura 5B) e entre 2 a 1,18 mm (Figura 5C). Os valores usados para cálculo da média estão no apêndice A (Tabela 2).

Figura 12: Quantidade total de MPs encontrados nos agregados estáveis e instáveis sob diferentes tamanhos: A) 10 a 4mm, B) 4 a 2 mm, C) 2 a 1,18 mm, D) 1,18 a 0,85 mm.



Em relação ao tamanho, agregamos todos os MPs encontrados em cada triplicata para comparar se há diferença de tamanho entre os MPs encontrados nos agregados estáveis ou instáveis à água. Os resultados estão apresentados na Figura 6, com eixo x linear para melhor visualização da faixa de tamanho naquela dimensão de agregado e na Figura 7, com eixo y em log para melhor visualização das diferenças nos menores tamanhos.

Figura 13: Distribuição do tamanho de MPs (μm) nos agregados estáveis e instáveis em escala linear.

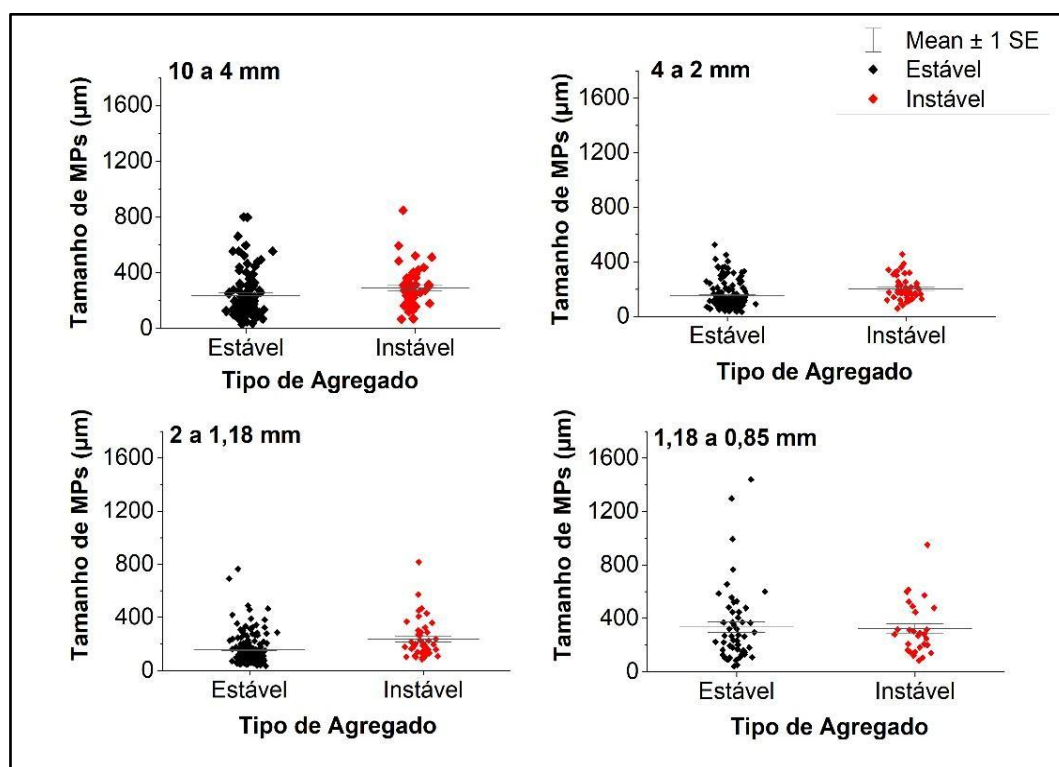
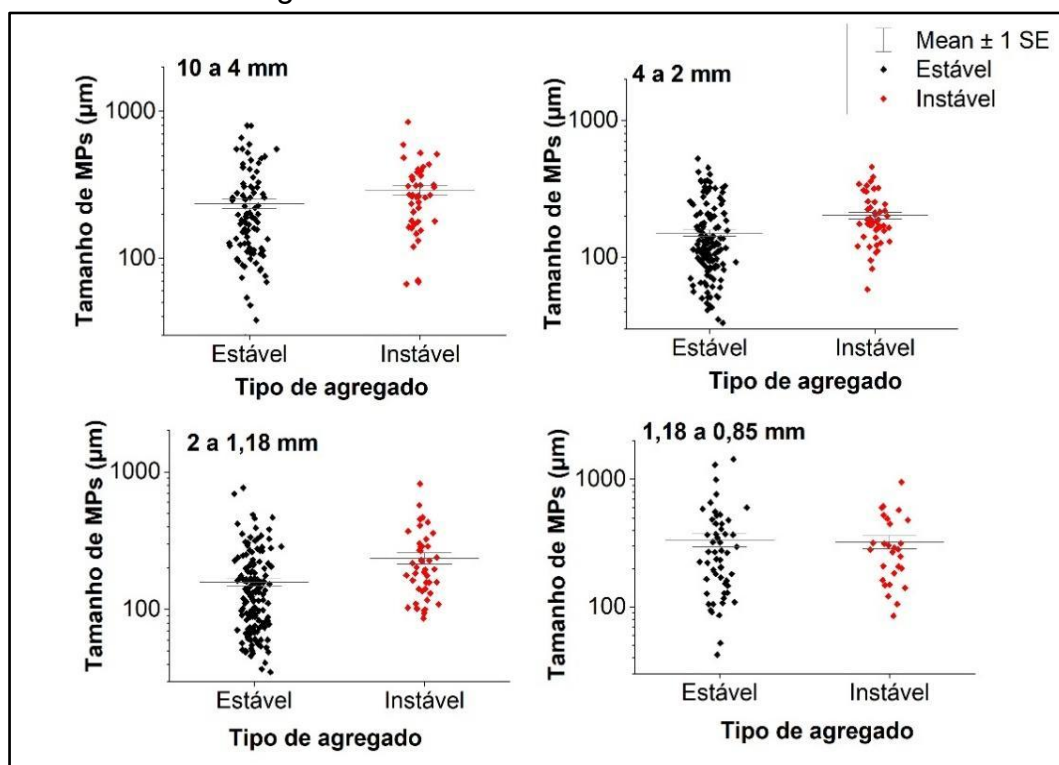


Figura 14: Distribuição do tamanho de MPs (μm) nos agregados estáveis e instáveis em escala Log.



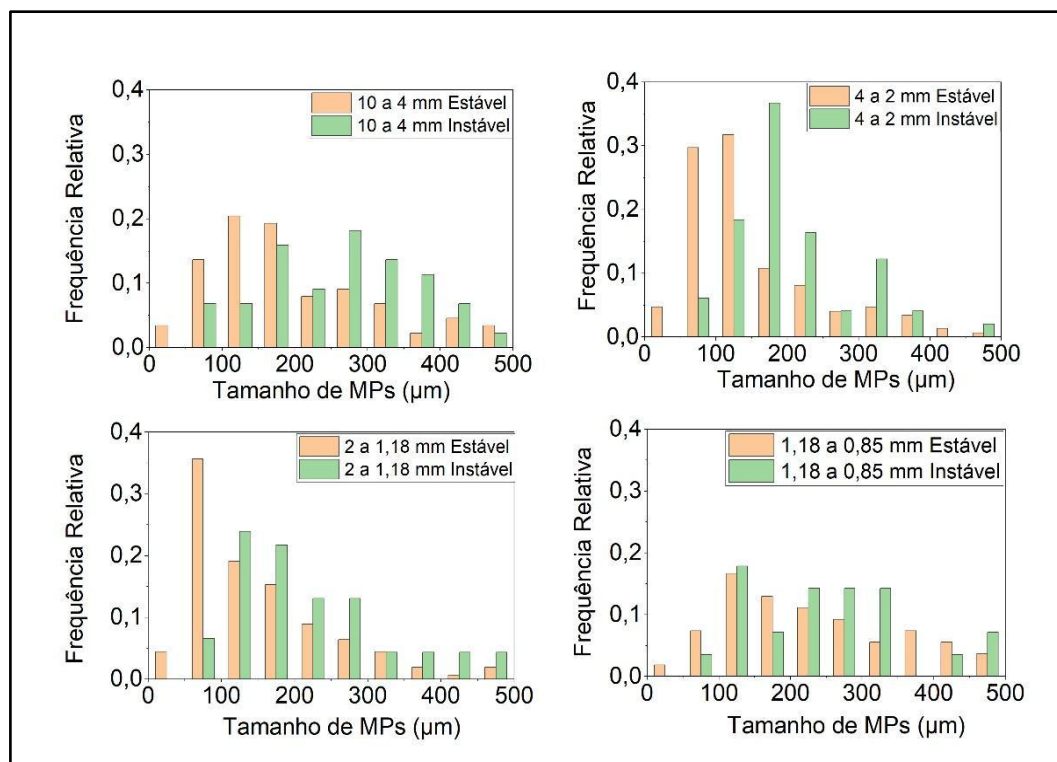
Do ponto de vista estatístico, testamos cada triplicata pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). Após a rejeição da normalidade, testamos a diferença entre os agregados estáveis e instáveis para cada tamanho pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA. Houve diferença significativa entre os agregados estáveis e instáveis para os tamanhos entre 10 a 4 mm ($p < 5,88726\text{E-}9$) e entre 4 a 2 mm ($p < 0,00542$). Os agregados entre os tamanhos 2 a 1,18 mm e 1,18 a 0,85 mm não houve diferença significativa ($p > 0,05$).

De forma geral, os agregados estáveis apresentaram maior heterogeneidade e capacidade de retenção de partículas de diferentes tamanhos, enquanto os agregados instáveis concentraram os MPs em faixas médias, indicando menor retenção. Esses padrões, assim como a distribuição detalhada de partículas em todos os tamanhos, estão representados na figura 8 e figura 9 (Apêndices B e C).

Como há uma maior concentração dos MPs encontrados na faixa menor de tamanho em todos os tamanhos de agregados, foram preparados histogramas normalizados no eixo y para a frequência relativa de contagens (Figura 10). Com

este gráfico é possível comparar se a concentração dos MPs na faixa de tamanho mais populosa poderia indicar uma diferença significativa para o comportamento entre os agregados estáveis e instáveis ao estímulo mecânico da água.

Figura 10: Distribuição da frequência relativa de partículas em diferentes tamanhos de agregados (10–4 mm, 4–2 mm, 2–1,18 mm e 1,18–0,85 mm), comparando agregados estáveis e instáveis.



Em todos os tamanhos de agregado, pode-se observar que os agregados estáveis têm maior número relativo de MPs menores em todas as faixas de tamanho. O que varia é que para os tamanhos em que houve diferença estatisticamente significativa (10 a 4 mm e 4 a 2 mm) a contribuição dos estáveis deixa de ser a mais significativa a partir de 200 µm (10 a 4 mm) e 150 µm (4 a 2 mm), enquanto para os agregados menores, que não apresentaram diferença estatisticamente significativa de tamanho, apresentaram essa inversão na contribuição relativa a partir de 100 µm. Estes resultados apontam que os MPs de menor tamanho foram os principais responsáveis pela coesão destes agregados no teste de estabilidade à água.

3.4. Discussão

Para o início da discussão, é importante destacar que o objetivo deste experimento não é avaliar os agregados em comparação com um grupo controle. Nosso objetivo é um trabalho de prospecção de prova de conceito em que avaliamos se há diferença na natureza dos MPs presentes em agregados estáveis e instáveis à água. Se houver diferença entre a concentração ou o tamanho dos MPs nestes dois grupos, podemos inferir a sua atuação como agente de reforço dos agregados, associado a potencial aumento de resistência do agregado estável à água, ou como vetor de acúmulo de tensão, associado a potencial perda de resistência do agregado estável à água.

Esta proposta visa investigar os agregados do solo sob a perspectiva da ciência dos materiais, como um material composto, tendo a potencial aderência ou repelência de redes fúngicas, biofilmes e outros componentes do solo como fundamento para a ação dos MPs como elemento de reforço ou de concentração de tensão. Esta abordagem usando elementos de ciência de materiais para entender a interação dos MPs com agregados de solo é inovadora na área de ciência dos solos.

Em relação à concentração de MPs nos agregados, os valores médios de concentração das triplicatas foram sempre maiores para os agregados estáveis. Estes resultados já qualificam a prova de conceito de que os MPs têm atuação na estabilidade mecânica do solo e que apresentam correlação positiva para agregados estáveis.

Seguindo para a análise dos tamanhos, observamos que há também uma diferença na distribuição observada nas figuras 6 e 7, com uma presença maior na população das frações de tamanho menor para os agregados estáveis. Esta diferença visual é corroborada pela estimativa de diferença significativa para os agregados na faixa de tamanho entre 10 a 4 mm e entre 4 a 2 mm. A distribuição de valores apresentada nas figuras 6 e 7 indica que os MPs menores podem influenciar positivamente na estabilidade dos agregados estáveis. Para uma melhor checagem, construímos os diagramas de fração de tamanho apresentados na figura 10. Lá é possível visualizar que os agregados de

tamanho entre 10 a 4 têm as frações menores predominando para os agregados estáveis até a faixa de 175 μm , os agregados de tamanho entre 4 a 2 mm têm as frações menores predominando para os agregados estáveis até a faixa de 125 μm , enquanto para os agregados menor, entre 2 a 1,18 mm e 1,18 a 0,85 mm, a predominância dos estáveis vai somente até 75 μm . Esse resultado aponta para a comprovação da nossa hipótese de que os MPs têm função mecânica na estabilidade de agregados de solo e como elemento de reforço.

Esses resultados concordam parcialmente com outros trabalhos da literatura, como o de (Fang; Sallach; Hodson, 2024), que mostra que os agregados apresentaram maior capacidade de retenção em todos os tamanhos de MPs, em comparação aos agregados instáveis. Adicionalmente, os resultados de (Fang; Sallach; Hodson, 2024) mostraram que a estabilidade de agregados à água não variou significativamente com tamanho e concentração de MPs, apenas em uma concentração, a de 10% de MPs em solo agrícola, que não é ambientalmente relevante, com MPs menores que 35 micrômetros, fomentou maior estabilidade à água. Em contraponto, no nosso trabalho a concentração é ambientalmente relevante, produto de incubação natural de 8 anos (tempo de presença da placa que originou os MPs) e os MPs estão intemperizados (Sebastião *et al.*, 2025).

3.5. Conclusão

O presente estudo permitiu identificar a influência dos MPs na estabilidade dos agregados de solo;

Os resultados obtidos demonstraram que os agregados estáveis à água apresentaram maior concentração de MPs em comparação aos instáveis, especialmente nas frações de 10 a 4 mm e de 4 a 2 mm;

A análise da distribuição de tamanhos revelou predominância de MPs menores nos agregados estáveis;

Em geral apresentamos uma perspectiva de que além dos efeitos negativos amplamente relatados, essas partículas podem impactar na estrutura e no funcionamento do ambiente edáfico.

3.6. Referências Bibliográficas

BOOTS, Bas; RUSSELL, Connor William; GREEN, Dannielle Senga. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 53, n. 19, p. 11496–11506, 1 out. 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>.

CAO, Sheng; ZHOU, Yuzhou; ZHOU, Yaoyu; ZHOU, Xuan; ZHOU, Weijun. Soil organic carbon and soil aggregate stability associated with aggregate fractions in a chronosequence of citrus orchards plantations. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 293, p. 112847, set. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112847>.

DE SOUZA MACHADO, Anderson Abel; KLOAS, Werner; ZARFL, Christiane; HEMPEL, Stefan; RILLIG, Matthias C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 1405–1416, abr. 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

FANG, Z.; SALLACH, J.B.; HODSON, M.E. Size- and concentration-dependent effects of microplastics on soil aggregate formation and properties. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 465, p. 133395, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133395>.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, [s. l.], v. 3, n. 7, p. e1700782, 7 jul. 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

HAN, Lanfang; CHEN, Liying; FENG, Yanfang; KUZYAKOV, Yakov; CHEN, Qi'ang; ZHANG, Sibó; CHAO, Liang; CAI, Yanpeng; MA, Chuanxin; SUN, Ke; RILLIG, Matthias C. Microplastics alter soil structure and microbial community composition. **Environment International**, [s. l.], v. 185, p. 108508, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108508>.

HANIF, M. N.; AIJAZ, N.; AZAM, K.; AKHTAR, M.; LAFTAH, W. A.; BABUR, M.; ABBOOD, N. K.; BENITEZ, I. B. Impact of microplastics on soil (physical and chemical) properties, soil biological properties/soil biota, and response of plants to it: a review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 21, n. 16, p. 10277–10318, dez. 2024. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05656-y>.

HAYNES, R. J.; SWIFT, R. S. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. **Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 73–83, mar. 1990. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00046.x>.

HOU, Junhua; XU, Xiangjian; YU, Hong; XI, Beidou; TAN, Wenbing. Comparing the long-term responses of soil microbial structures and diversities to polyethylene microplastics in different aggregate fractions. **Environment International**, [s. l.], v. 149, p. 106398, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106398>.

HUANG, Yi; LIU, Qin; JIA, Weiqian; YAN, Changrong; WANG, Jie. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 260, p. 114096, maio 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>.

KUMAR, Manish; XIONG, Xinni; HE, Mingjing; TSANG, Daniel C.W.; GUPTA, Juhi; KHAN, Eakalak; HARRAD, Stuart; HOU, Deyi; OK, Yong Sik; BOLAN, Nanthi S. Microplastics as pollutants in agricultural soils. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 265, p. 114980, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.

LI, Haixiao; LIU, Le; LI, Cheng. Small-size polyethylene and polylactic microplastic alterations on soil aggregate formation with soil sterilization. **Chemosphere**, [s. l.], v. 364, p. 143158, set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143158>.

LIU, Xiangyu; LI, Huiyue; YANG, Jie; YAN, Shen; ZHOU, Yufei; JIANG, Rui; LI, Renhe; WANG, Mengmeng; REN, Peng. Different effects of bio/non-degradable microplastics on sewage sludge compost performance: Focusing on antibiotic resistance genes, virulence factors and key metabolic functions. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 488, p. 137329, maio 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137329>.

MATOS, Eduardo Da Silva; MENDONÇA, Eduardo De Sá; LEITE, Luiz Fernando Carvalho; GALVÃO, João Carlos Cardoso. Estabilidade de agregados e distribuição de carbono e nutrientes em Argissolo sob adubação orgânica e mineral. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 43, n. 9, p. 1221–1230, set. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000900017>.

QIU, Yifei; ZHOU, Shenglu; ZHANG, Chuchu; ZHOU, Yujie; QIN, Wendong. Soil microplastic characteristics and the effects on soil properties and biota: A systematic review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 313, p. 120183, nov. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120183>.

SAJJAD, Muhammad; HUANG, Qing; KHAN, Sardar; KHAN, Muhammad Amjad; LIU, Yin; WANG, Junfeng; LIAN, Faqin; WANG, Qingqing; GUO, Genmao. Microplastics in the soil environment: A critical review. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 27, p. 102408, ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>.

SEBASTIÃO, Glaucia I.A.; RANI-BORGES, Bárbara; DIPOLD, Jessica; FREITAS, Anderson Z.; WETTER, Niklaus U.; ANDO, Romulo A.; WALDMAN, Walter R. Forensic determination of adhesive vinyl microplastics in urban soils. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 373, p. 123498, jan. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123498>.

SEPEHRNIA, Nasrollah; GUBRY-RANGIN, Cecile; TANINO, Yukie; HALLETT, Paul D. Microplastics alter soil structural stability as quantified by high-energy moisture characteristics. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 476, p. 134940, set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134940>.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COMBRINK, C. Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 64, n. 2, p. 681–689, mar. 2000. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>.

TANG, Kuok Ho Daniel. Microplastics in agricultural soils in China: Sources, impacts and solutions. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 322, p. 121235, abr. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121235>.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 141–163, jun. 1982. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

WANG, Congcong; LUO, Qing; ZHANG, Jieliu; ZHANG, Xinyu; YANG, Ning; FENG, Liangshan. Toxic effects of microplastics and nanoplastics on plants: A global meta-analysis. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 337, p. 122593, nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122593>.

WANG, Jiao; LIU, Xianhua; LI, Yang; POWELL, Trevor; WANG, Xin; WANG, Guangyi; ZHANG, Pingping. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 691, p. 848–857, nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>.

WANG, Quan-Ying; WANG, Qi-Rong; WANG, Tian-Ye; ZHANG, Shao-Qing; YU, Hong-Wen. Impacts of polypropylene microplastics on the distribution of cadmium, enzyme activities, and bacterial community in black soil at the aggregate level. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 917, p. 170541, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170541>.

XU, Yaqi; RILLIG, Matthias C.; WALDMAN, Walter R. New separation protocol reveals spray painting as a neglected source of microplastics in soils. **Environmental Chemistry Letters**, [s. l.], v. 20, n. 6, p. 3363–3369, dez. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01500-2>.

YANG, Liyu; YANG, Wentao; LI, Qihang; ZHAO, Zhenjie; ZHOU, Hang; WU, Pan. Microplastics in Agricultural Soils: Sources, Fate, and Interactions with Other Contaminants. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 73, n. 21, p. 12548–12562, 28 maio 2025. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5c03682>.

YU, Hong; HOU, Junhua; DANG, Qiuling; CUI, Dongyu; XI, Beidou; TAN, Wenbing. Decrease in bioavailability of soil heavy metals caused by the presence of microplastics varies across aggregate levels. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 395, p. 122690, ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122690>.

ZHANG, G.S.; LIU, Y.F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 642, p. 12–20, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.

ZHANG, Yi; LI, Peng; LIU, Xiaojun; XIAO, Lie; SHI, Peng; ZHAO, Binhua. Effects of farmland conversion on the stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in soil aggregates on the Loess Plateau of China. **Geoderma**, [s. l.], v. 351, p. 188–196, out. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.037>.

ZHOU, Yanting; SUN, Yue; LIU, Jili; REN, Xiuna; ZHANG, Zengqiang; WANG, Quan. Effects of microplastics on humification and fungal community during cow manure composting. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 803, p. 150029, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150029>.

4. CAPÍTULO 4: ARTIGO 3

ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTO COSTEIRO DA ILHA DO FUNDÃO, RIO DE JANEIRO

Resumo

A contaminação por MPs representa um dos principais desafios ambientais contemporâneos, especialmente em ambientes costeiros, nos quais os sedimentos atuam como importantes reservatórios desses contaminantes. Este estudo teve como objetivo avaliar a distribuição, a abundâncias e as características dos MPs em sedimentos costeiros da Ilha do Fundão, localizada na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. As amostras foram coletadas em diferentes profundidades do perfil sedimentar e submetidas a procedimentos laboratoriais para extração e caracterização dos MPs. Os resultados indicaram maior abundância dessas partículas nas camadas superficiais, com redução progressiva em profundidade, evidenciando baixa mobilidade vertical. Os fragmentos constituíram a forma predominante, seguidos por filmes e fibras, enquanto espumas e esferas foram pouco representativas. As cores azul, branca e cinza apresentaram maior frequência ao longo do perfil. Em relação ao tamanho, observou-se predominância de partículas pequenas a intermediárias, com filmes apresentando maiores dimensões e fibras concentradas principalmente em classes inferiores a 2 mm. A análise morfológica revelou superfícies degradadas, com fissuras e cavidades, indicando exposição prolongada a processos de degradação ambiental. Os resultados confirmam o papel dos sedimentos costeiros como compartimentos-chave na acumulação de MPs e evidenciam a influência contínua das atividades antrópicas na área de estudo.

Palavras-chave: Deposição sedimentar; Baía de Guanabara; Contaminação ambiental; Contaminação antrópica; Degradação ambiental.

4.1. Introdução

A contaminação por MPs destaca-se como um dos principais problemas ambientais da atualidade, em razão da persistência desses materiais no ambiente de sua ampla distribuição e do potencial de causar impactos ecológicos significativos (De Souza Machado *et al.*, 2018; Ya *et al.*, 2021).

Em ambientes costeiros, os sedimentos exercem papel fundamental como reservatórios desses contaminantes (Expósito *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2021; Ling *et al.*, 2017), onde as partículas plásticas tendem a se acumular e a se redistribuir em função de processos hidrodinâmicos (De Smit *et al.*, 2021; Ding *et al.*, 2022) deposição atmosférica (Hartz; Grabinski; Salameh, 2025; Kannankai; Devipriya, 2024) e atividades antropogênicas (Castillo *et al.*, 2024; Thushari; Senevirathna, 2020). Nesse contexto, os sedimentos assumem papel de destaque por atuarem como importantes arquivos ambientais (Ayrault *et al.*, 2020; Bigus; Tobiszewski; Namieśnik, 2014), capazes de refletir tanto fontes atuais (Karlsson *et al.*, 2023; Richir *et al.*, 2021) quanto históricas de contaminação (Cooke *et al.*, 2020; Logemann *et al.*, 2022). Devido às suas características físicas, como densidade e forma, bem como à interação com partículas minerais e matéria orgânica, os MPs tendem a se depositar e a se acumular nos sedimentos, especialmente em ambientes costeiros e estuarinos (Eo *et al.*, 2023; Lin *et al.*, 2021; Wang, Liuwei *et al.*, 2021).

A Ilha do Fundão, localizada na Baía de Guanabara na região metropolitana do Rio de Janeiro, constitui uma área de grande interesse para o estudo sobre a contaminação por MPs em ambientes costeiros. A região fortemente influenciada por intensas atividades urbanas, industriais, acadêmicas e pelo elevado tráfego aquaviário além de receber descargas de efluentes, contribuições da rede de drenagem pluvial e aportes de corpos hídricos impactados (Jang *et al.*, 2020; Su *et al.*, 2020; Wang, Liuwei *et al.*, 2021). Esses fatores tornam a região potencialmente vulnerável à introdução e ao acúmulo de resíduos plásticos na região. Ademais, a Baía de Guanabara apresenta um histórico de degradação ambiental, caracterizado por elevados teores de matéria orgânica, contaminação por metais e outros contaminantes (De Carvalho; Baptista Neto, 2016; Olivatto *et al.*, 2019), o que reforça a importância de investigações voltadas à presença

de MPs nesse contexto. Os sedimentos da área funcionam como um compartimento-chave para a compreensão da dinâmica desses contaminantes, uma vez que processos hidrodinâmicos, como marés e correntes, influenciam diretamente sua redistribuição ao longo do tempo e do espaço (Malli *et al.*, 2022; Su *et al.*, 2020; Wang, Liuwei *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2023).

Nesse cenário, o estudo da distribuição e abundâncias de MPs em sedimentos da Ilha do Fundão permite não apenas identificar padrões espaciais de deposição, mas também inferir possíveis fontes e mecanismos de transporte dessas partículas.

A investigação da ocorrência desses contaminantes, bem como a caracterização de seus tipos, é fundamental para compreender sua dinâmica e impactos no ambiente.

A avaliação da presença de MPs em diferentes profundidades do sedimento contribui para a compreensão de sua persistência ambiental e dos potenciais riscos ecológicos, uma vez que esses contaminantes podem interagir com organismos bentônicos e atuar como vetores de substâncias químicas e microrganismos.

4.2. Materiais e Métodos

4.2.1. Área de Estudo e Coleta das Amostras

As amostras de sedimento foram coletadas na Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, em um ponto abrangendo cinco profundidade distintas: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e 30-40 cm. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos previamente limpos, devidamente identificados, assegurando a rastreabilidade das profundidades e minimizando riscos de contaminação. Em seguida, as amostras foram enviadas pelo correio ao laboratório de Grupo de Pesquisa de Poluição Plástica (GPPP), para dar a continuidade ao processo experimental.

4.2.2. Secagem e Preparação das Amostras

As amostras foram secas em estufa a 50 °C por 48 horas para remoção da umidade. Após a secagem, as amostras foram armazenadas até as seguintes etapas.

4.2.3. Separação Granulométrica dos sedimentos

A separação granulométrica foi realizada utilizando um agitador de peneiras com batidas intermitentes de diferentes faixas de tamanhos de 2 mm, 1,18 mm, 0,85 mm, 0,25 mm e 0,15 mm. Dessa forma, foram obtidas as seguintes frações granulométricas: >2 mm, 2 a 1,18 mm, 1,18 a 0,85 mm, 0,85 a 0,25 mm e 0,25 a 0,15 mm. Cada fração foi armazenada separadamente e identificada de acordo com a profundidade correspondente. Após a secagem e peneiramento das amostras, a fração granulométrica >2 mm foi desconsiderada e não incluída nas análises posteriores.

4.2.4. A Separação dos MPs por Densidade

Para a separação por densidade, foram pesados 2,5 g de cada fração granulométrica de sedimentos colocando no tubo Falcon de 15 ml. As frações de 0,85 a 0,25 mm e 0,25 a 0,15 mm foram submetidas à separação utilizando solução saturada de cloreto de sódio (NaCl) com densidade de 1,2 g/cm⁻³. As amostras foram agitadas manualmente e centrifugadas (Baby I Centrifuge, Mod. 206. Brushless) por 15 min a 1600 rpm. Os sobrenadantes foram então transferidos para tubos Falcon de 50 mL para as etapas posteriores.

4.2.5. Digestão da Matéria Orgânica

A digestão da matéria orgânica das frações 0,85 a 0,25 mm e 0,25 a 0,15 mm foram feitas adicionando 10 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂ a 30%) aos sobrenadantes, mantendo as amostras em repouso por 24 horas. Em seguida, o material foi filtrado utilizando membranas de nitrato de celulose com porosidade de 5 µm.

As frações granulométricas maiores (2 a 1,18 mm e 1,18 a 0,85 mm) foram submetidas à digestão direta com 40 mL peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 30%,

deixando na estufa a 50 °C por 72 horas. Após a digestão, as amostras foram filtradas a vácuo utilizando membranas de nitrato de celulose com porosidade de 5 µm.

4.2.6. Análise e Caracterização das Partículas

As partículas retidas nas membranas foram observadas por estereomicroscópio Leica S8APO. A contagem e a medição do tamanho das partículas foram feitas utilizando o software ImageJ (Java 1.8.0_345, 64-bit). A observação dos MPs foi realizada a partir da análise completa dos filtros, assegurando maior precisão e consistência nos resultados apresentados.

4.2.7. Caracterização por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A caracterização morfológica dos MPs foi realizada por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), utilizando o microscópio Thermo Fisher Scientific Inspect F50, para melhor visualização das alterações estruturais das partículas. As amostras foram revestidas com uma camada condutora para melhorar a imagem. O revestimento das amostras foi realizado num metalizador Denton Vacuum, modelo Desk V, durante 60 s, com uma corrente de 30 mA e pressão ambiente de 0,05 Torr, por meio de um equipamento de sputtering (Leica EM ACE600. O procedimento foi realizado nas dependências do Laboratório Nacional de Nanotecnologia (LNNano-Campinas).

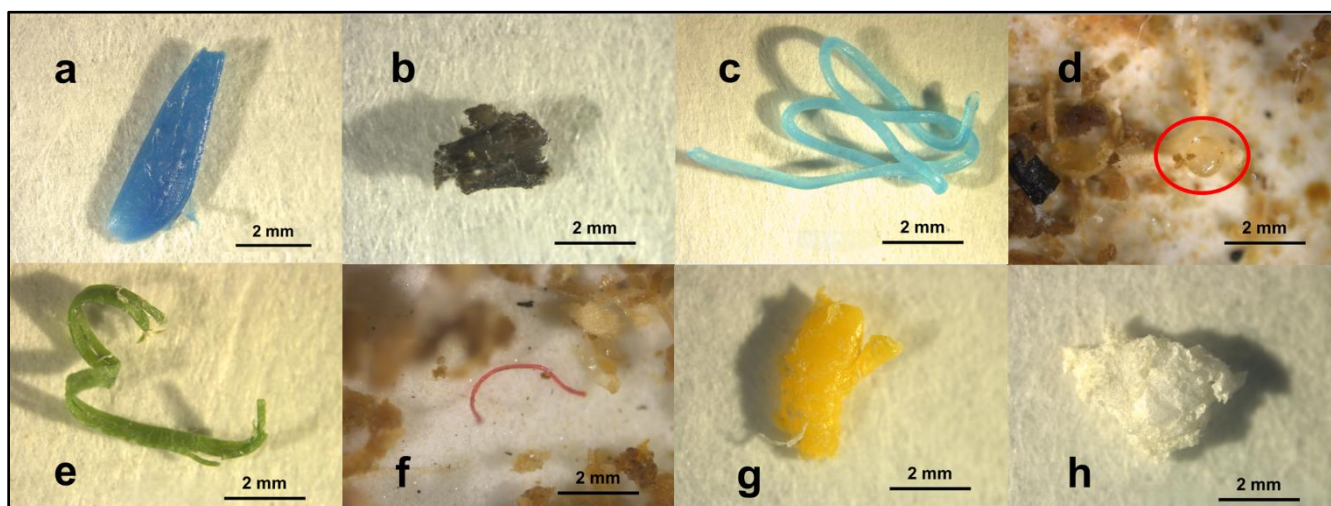
4.2.8. Análise Estatísticas

A verificação da distribuição da normalidade dos dados foi realizada por meio do teste de Shapiro–Wilk, adotando-se nível de significância de ($p < 0,05$). Os resultados evidenciaram a rejeição da hipótese nula de normalidade, indicando que os dados não apresentaram distribuição normal. Diante dessa condição, foram utilizados métodos estatísticos não paramétricos. Para a comparação entre os grupos, aplicou-se o teste de Kruskal–Wallis, seguido do teste de Dunn para as comparações múltiplas post hoc, mantendo-se o nível de significância em $p < 0,05$.

4.3. Resultados e discussão

Os MPs identificados nas amostras de sedimento apresentaram grande diversidade em relação à forma e cor (Figura 1).

Figura 15: Alguns tipos de MPs representativos dos MPs encontrados nas diferentes profundidades das amostras.



Legenda: a) Fragmento azul, b) Filmes preto, c) Fibras azul, d) Esfera marrom, e) Filmes verde, f) Fibras vermelha, g) Fragmento amarelo, h) Espuma branca.

4.3.1. Distribuição e quantidade total de MPs encontrados em diferentes profundidades

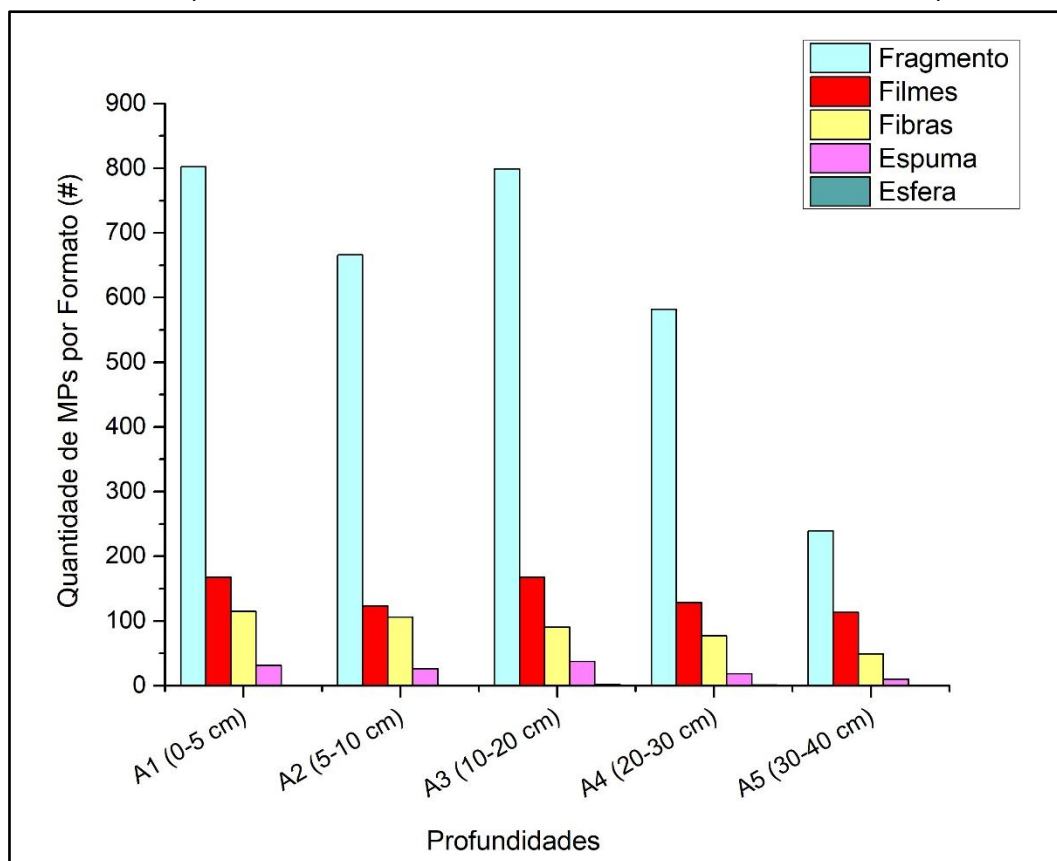
Em relação à quantidade de MPs encontrados nas diferentes camadas (Apêndice D, Tabela 1), as profundidades 1 e 3 apresentaram maior abundância, evidenciando o padrão de maior predominância de partículas nas camadas superficiais, em função da entrada contínua por fontes externas, como atividades antrópicas, deposição atmosférica e fragmentação de resíduos plásticos expostos (En-Nejmy *et al.*, 2024).

A concentração de MPs, expressa em número de partículas por kg de sedimento (MPs/kg), variou entre as diferentes classes granulométricas e profundidades analisadas. Considerando que, em 2,5 g de sedimento seco, foram encontrados em média 28,98 MPs, estima-se então uma concentração equivalente a aproximadamente $11.594,67 \pm 9.227,647$ MPs/kg, indicando um elevado nível de contaminação. Estudos anteriores também relatam altas concentrações de

MPs em sedimentos e solo, especialmente em áreas sob influência antrópica, com maior acúmulo nas camadas superficiais (Koutnik *et al.*, 2021; Yamahara *et al.*, 2024), dependendo do ambiente, por exemplo, foram registrados cerca de 191 partículas/L em geleiras e 55 partículas/L em águas pluviais urbanas, enquanto rios e estuários apresentam concentrações menores (Koutnik *et al.*, 2021). Em solos próximos a áreas de descarte de resíduos, valores ainda mais elevados foram observados, variando entre 21.097 e 170.969 partículas/kg (Yamahara *et al.*, 2024). Esses estudos indicam que ambientes sob influência antrópica tendem a apresentar maior acúmulo de MPs, padrão também observado neste estudo.

Quanto à morfologia (Figura 2), os fragmentos foram predominantes em todas as profundidades, especialmente nas camadas superficiais, evidenciando a fragmentação de plásticos maiores e sua retenção próxima à superfície. Filmes e fibras apresentaram menor abundância e diminuíram com a profundidade, indicando baixa infiltração no sedimento (Waldschläger *et al.*, 2022; Wang, Liuwei *et al.*, 2021) enquanto espumas e esferas foram raramente observadas, sugerindo baixa entrada desses materiais no ambiente.

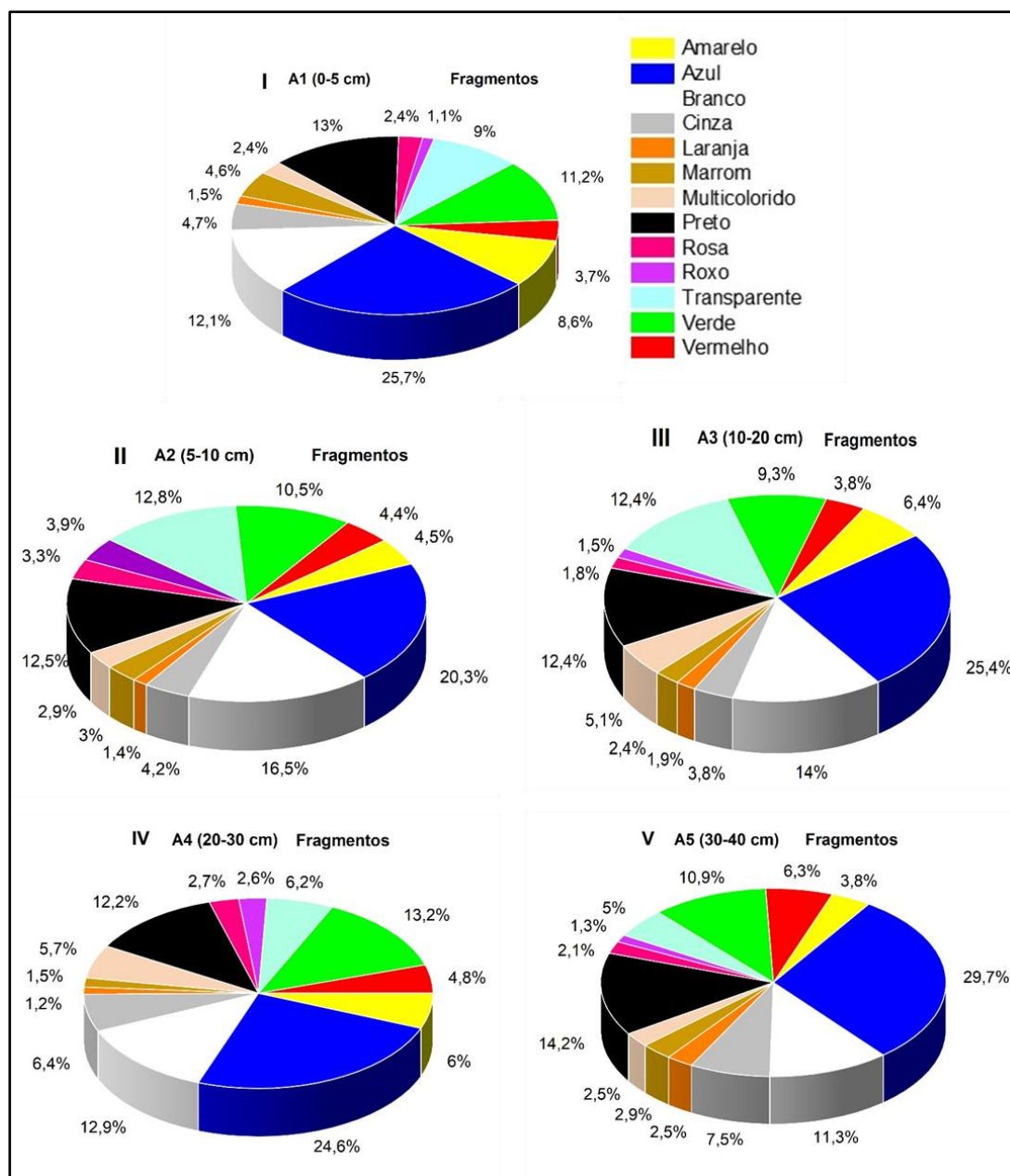
Figura 16: Quantidade de MPs por formatos encontrados nas diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).



4.3.2. Distribuição de cores por tipos de MPs encontrados em diferentes profundidades

A análise do perfil de cores dos MPs revelou um padrão consistente ao longo de todo o perfil do sedimento (Figura 3). As cores azul, preta, branca e verde predominaram em todas as profundidades, com destaque para o azul, refletindo o uso intensivo desses plásticos, o que favorece sua persistência no sedimento (Heinze *et al.*, 2024; Qiu *et al.*, 2022). As cores verde e transparente apresentam proporções intermediárias. Já as cores menos frequentes foram cinzas, laranja, amarelo, vermelho, roxo e multicoloridas.

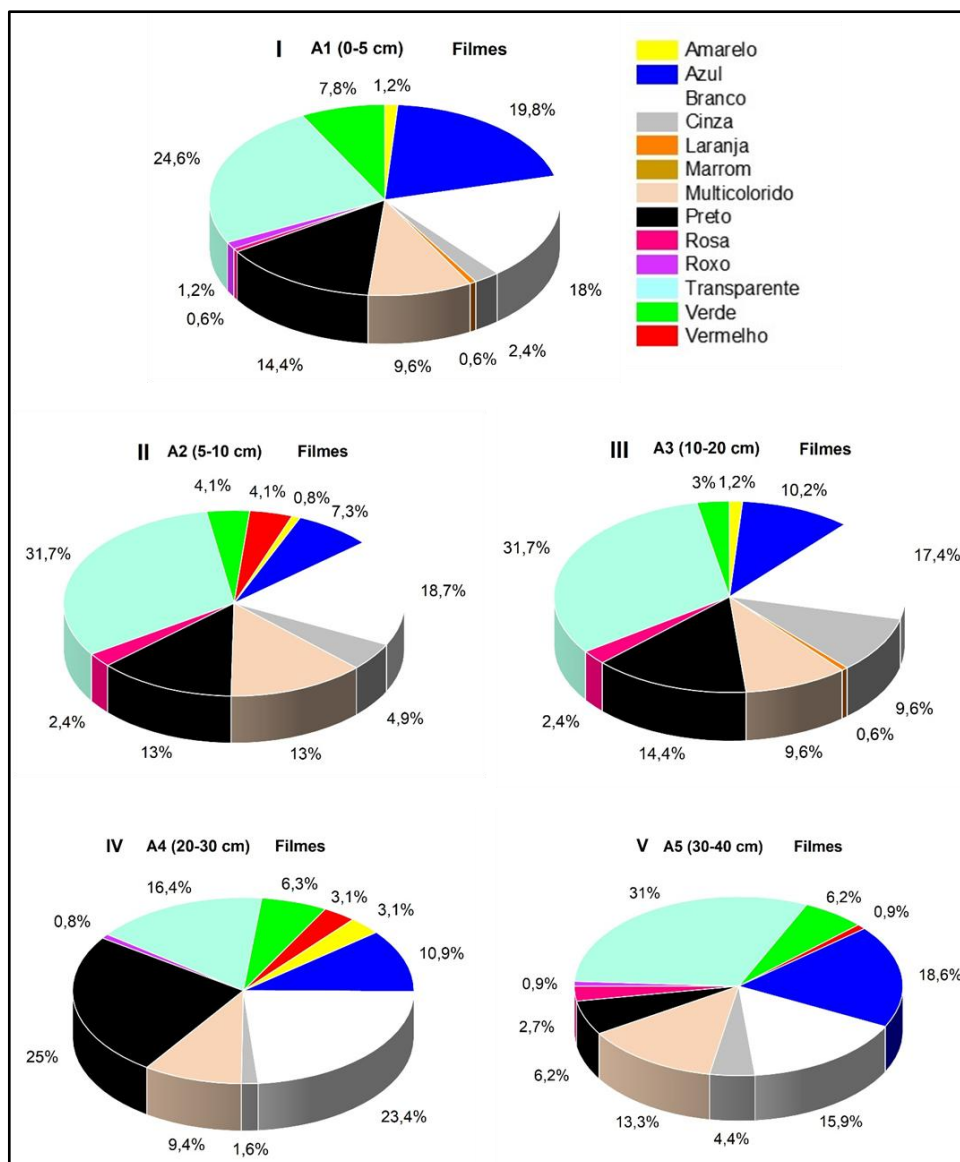
Figura 17: Quantidades de cores em fragmentos encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).



Para os filmes as cores apresentaram o padrão homogêneo ao longo do perfil do sedimento (Figura 4), com predominância de filmes transparentes, pretos e brancos em todas as profundidades, indicando fontes contínuas associadas principalmente a embalagens, sacolas plásticas e usos agrícolas. Esses resultados são consistentes com outros estudos em sedimentos de praia que reportaram maior ocorrência de MPs brancos, transparentes e pretos (Azaaouaj *et al.*, 2024; Firdaus; Trihadiningrum; Lestari, 2020; Yaranal; Subbiah; Mohanty,

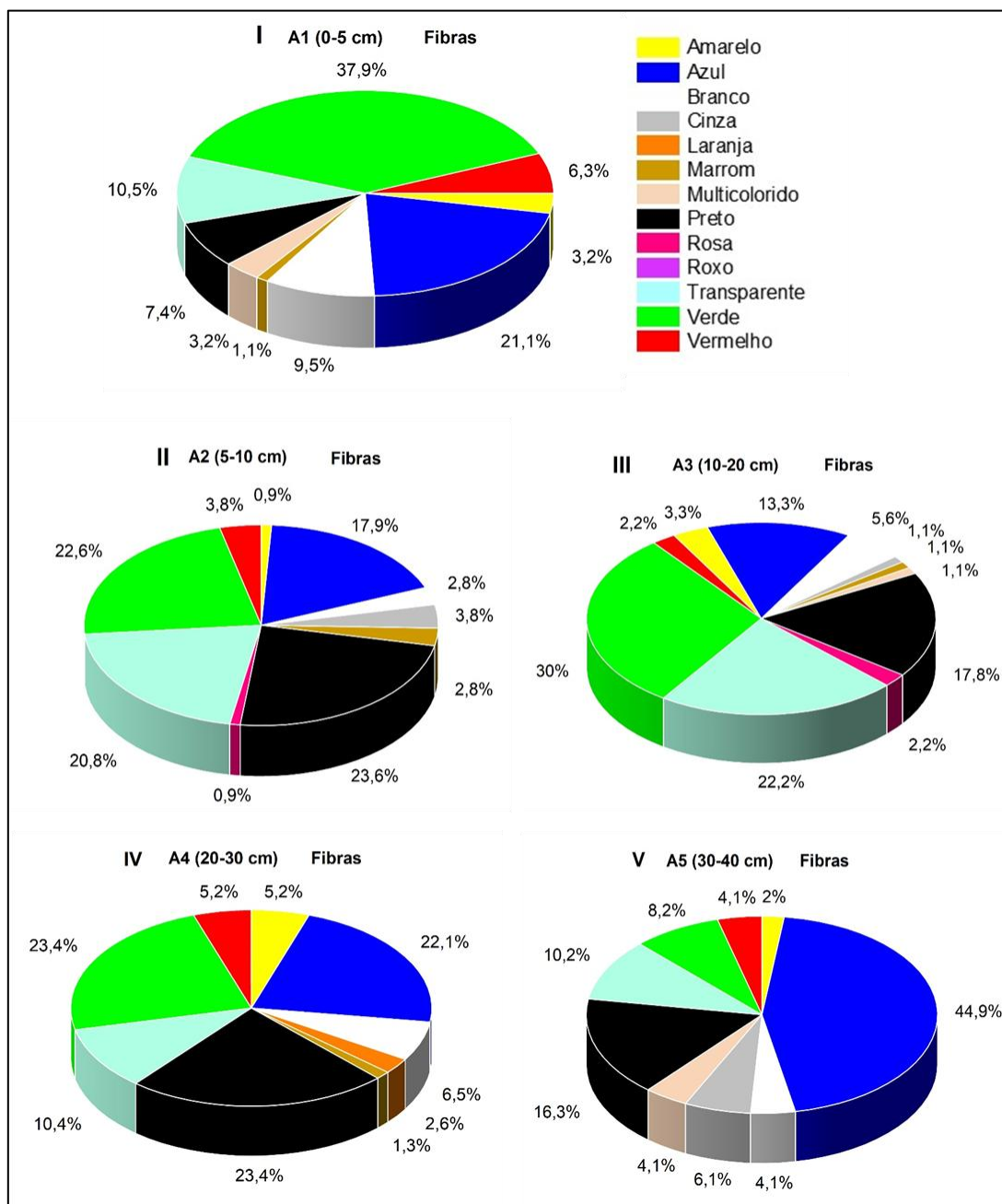
2021). Cores menos frequentes ocorrem em baixas proporções e refletem aportes pontuais, com pouca influência na composição geral (Azaaouaj *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2018; Tran Nguyen *et al.*, 2020).

Figura 18: Quantidade de cores em filmes encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).



No caso das fibras houve maior predominância de verde, azul, transparente e preto (Figura 5).

Figura 19: Quantidade de cores em fibras encontrados em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

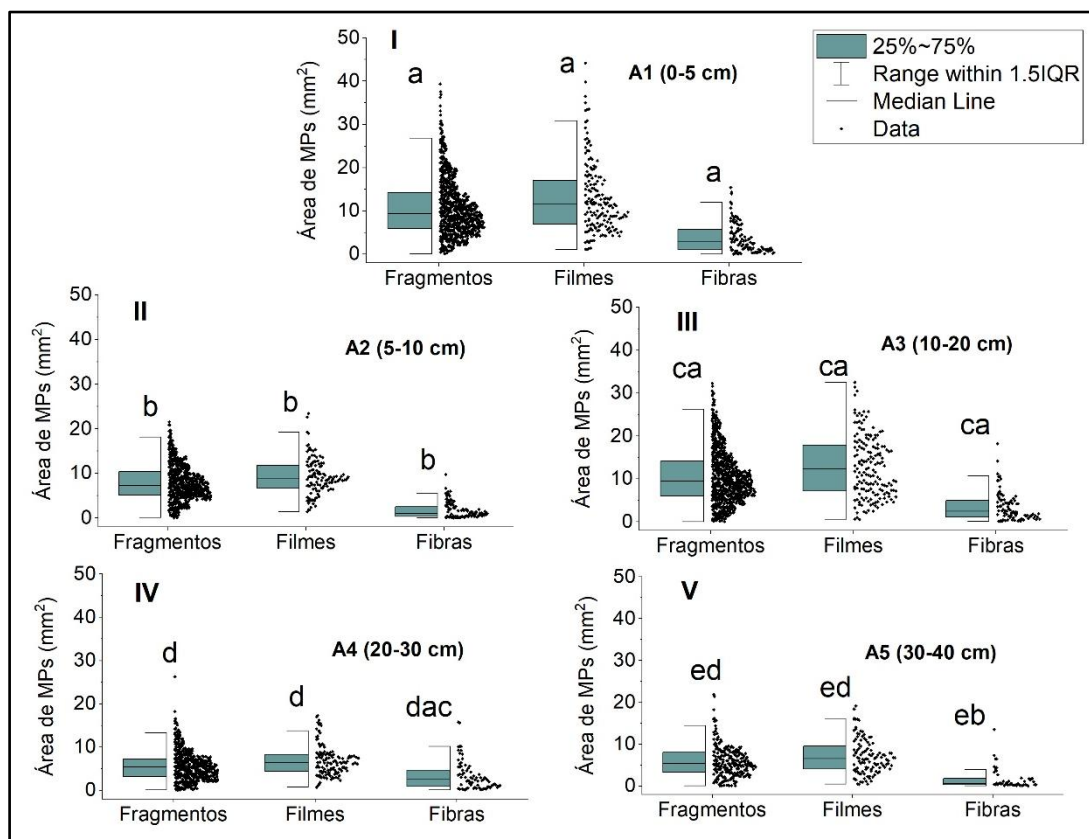


4.3.3. Distribuição de tamanho de MPs em diferentes profundidades

A análise estatística pelo teste Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) evidenciou diferenças na distribuição do tamanho por formatos de MPs ao longo de cada perfil sedimentar (Tabelas 2, apêndice E). Já entre as profundidades o teste estatístico indicou diferenças parciais, com destaque aos dados estão apresentados na Tabela 1, Apêndice F.

Ainda em relação ao tamanho, todos os MPs encontrados em cada triplicata de cada profundidades foram somados para avaliar possíveis diferenças no padrão de distribuição de tamanhos. Os resultados estão apresentados na Figura 6, utilizando eixo y em escala linear para a visualização dos tamanhos de MPs, e com eixo x em escala logarítmica, permitindo melhor visualização dos tamanhos menores, estão representados na Figura 7, apêndice G.

Figura 20: Distribuição das áreas de MPs (mm^2) nos formatos mais predominantes nas diferentes profundidades em escala Linear.



Legenda: Letras iguais indica que não há diferença significativa entre as médias de cada categoria de formatos entre as diferentes profundidades pelo teste de Dunn ($p < 0,05$).

Observou-se a predominância de MPs de menor tamanho ao longo de todo o perfil do sedimento. Esse padrão indica intensa fragmentação e degradação dos materiais plásticos, resultante da ação de processos físicos, químicos e biológicos (Sorasan *et al.*, 2022; Wang, Liuwei *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2022). Os filmes apresentaram maiores dimensões e maior variabilidade, sobretudo nas camadas superficiais, sugerindo origem recente ou fragmentação incompleta (Chen *et al.*, 2021; Julienne; Delorme; Lagarde, 2019; Wang, Liuwei *et al.*, 2021).

Em todas as profundidades (Figura 21, A1–A5, Apêndice G), os fragmentos foram o tipo de MPs predominante, apresentando maior abundância e ampla variação de tamanhos. Esse resultado não era esperado, uma vez que diversos estudos relatam a predominância de fibras em sedimentos e solos (Koutnik *et al.*, 2021; Yaranal; Subbiah; Mohanty, 2021). No entanto, nessa mesma área, outros autores também observaram resultados semelhantes. (De Carvalho; Baptista Neto, 2016) identificaram os fragmentos como a forma mais abundante de MPs em sedimentos da Baía de Guanabara. Segundo os autores, essa predominância pode estar associada à fragmentação de plásticos maiores no ambiente. Além disso, (Olivatto *et al.*, 2019) também registraram a ocorrência de diferentes morfologias de MPs, incluindo fragmentos e fibras, indicando a influência de múltiplas fontes e processos de degradação no ambiente costeiro.

A redução do tamanho dos MPs com a profundidade reflete a seleção física do sedimento, embora a presença ocasional de partículas maiores em camadas profundas (Fenn; Walklett; Turner, 2025; Waldschläger *et al.*, 2022), e pode depender da atuação de processos dinâmicos, como marés e correntes (Kane; Clare, 2019; Martin *et al.*, 2017; Xue *et al.*, 2020).

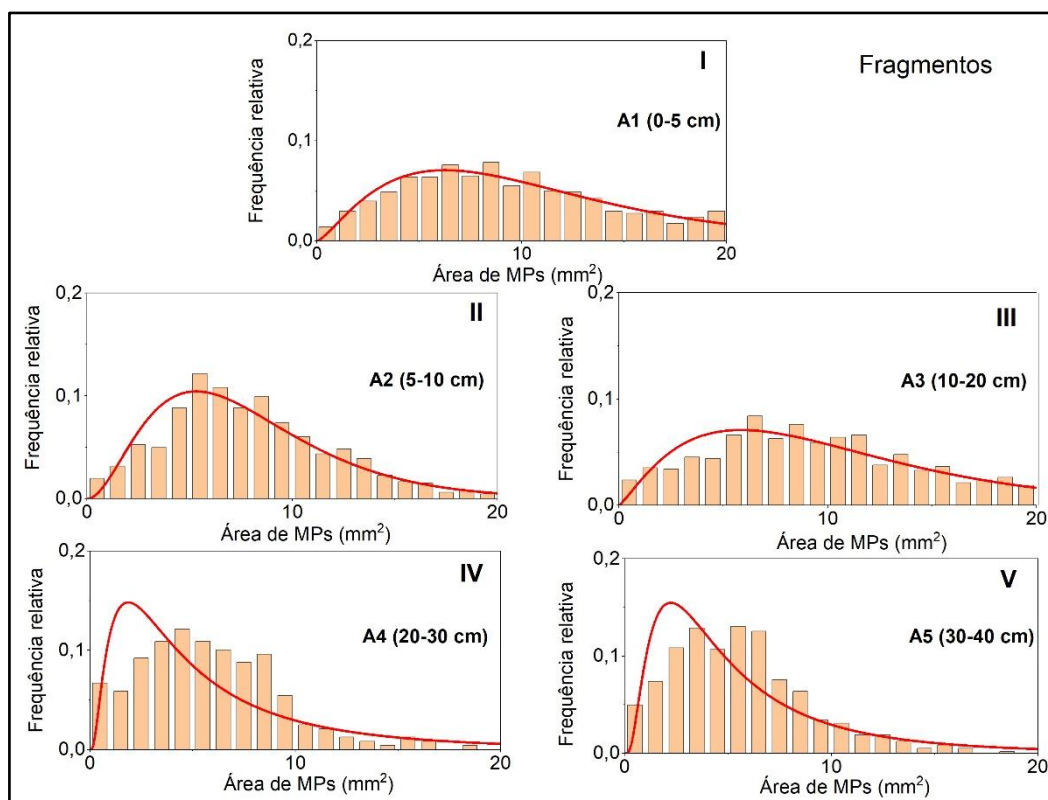
Como houve maior variabilidade de tamanhos dos MPs em todas as profundidades, preparamos um gráfico de histograma de cada formato de MPs, a fim de se comparar o padrão de acordo com os formatos (Fragmentos, Filmes e Fibras) Figura 8, 9 e 10.

Com base na Figura 8 (A1-A5), observa-se que a maior parte dos fragmentos apresenta tamanhos entre 5 e 15 mm, com um pico de frequência concentrado principalmente entre 7 e 12 mm. Esse padrão indica que fragmentos de tamanho

médio são dominantes ao longo de todo o perfil, independentemente da profundidade.

As curvas de distribuição apresentam formatos semelhantes em todas as camadas, caracterizadas por uma abundância central nos tamanhos médios e uma redução gradual na frequência após 15-20 mm. Esse comportamento indica que os processos de deposição e fragmentação ocorreram de forma relativamente uniforme ao longo do tempo (Han *et al.*, 2024; He *et al.*, 2023; Wang, Liuwei *et al.*, 2021).

Figura 22: Distribuição da frequência relativa de tamanho dos fragmentos em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).



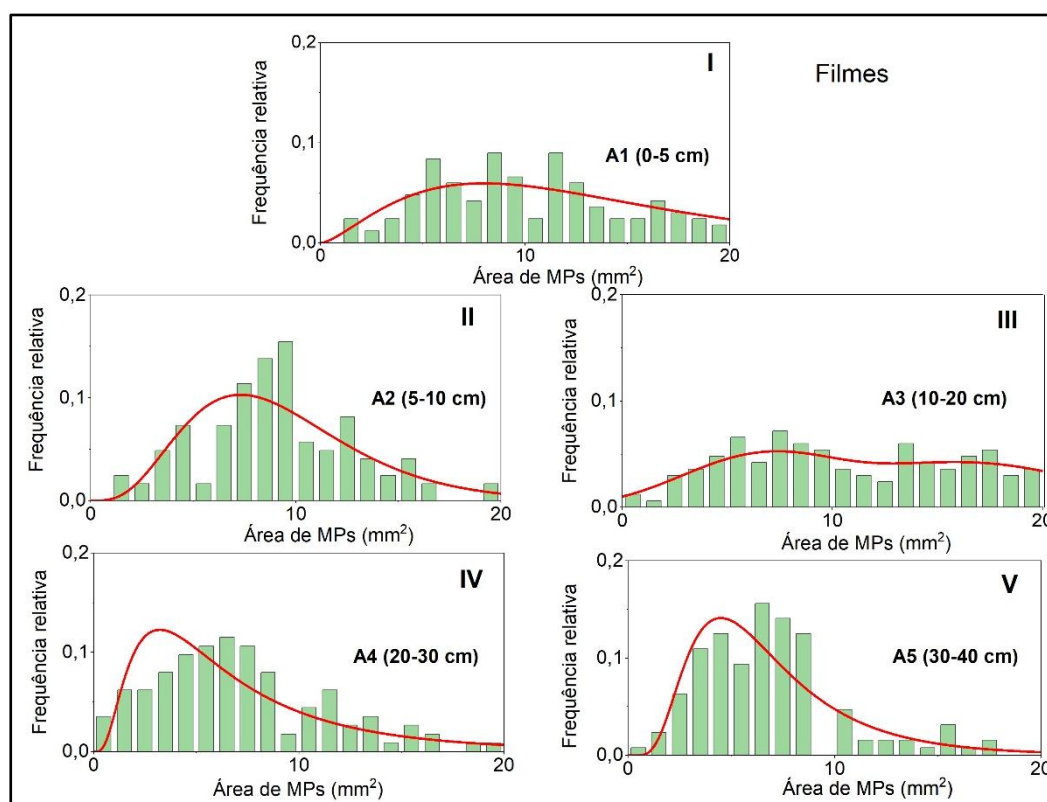
Por sua vez os filmes apresentam predominância de partículas com tamanhos entre 7 e 12 mm em todas as profundidades (Figura 9).

A baixa ocorrência de partículas de menor tamanho, associada à predominância de filmes maiores e à redução de suas frequências em profundidade, sugere limitada fragmentação e restrição à migração vertical (Yu *et al.*, 2021). Esse padrão é consistente com estudos que indicam maior retenção de partículas

plásticas maiores nas camadas superficiais, refletindo aporte predominantemente superficial de MPs no ambiente edáfico.

Além desses fatores ambientais, aspectos metodológicos também podem ter influenciado esse resultado. A menor ocorrência de partículas menores pode estar relacionada às limitações metodológicas na extração e identificação. O tempo de decantação utilizado pode não ter sido suficiente para permitir a separação completa dos MPs, especialmente os de menor dimensão. Nesse sentido, o aumento do tempo de decantação e a repetição da separação por densidade, podendo ser realizada até quatro vezes ou mais, podem melhorar a eficiência de recuperação e reduzir a perda dessas partículas.

Figura 23: Distribuição da frequência relativa de tamanho dos filmes em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).

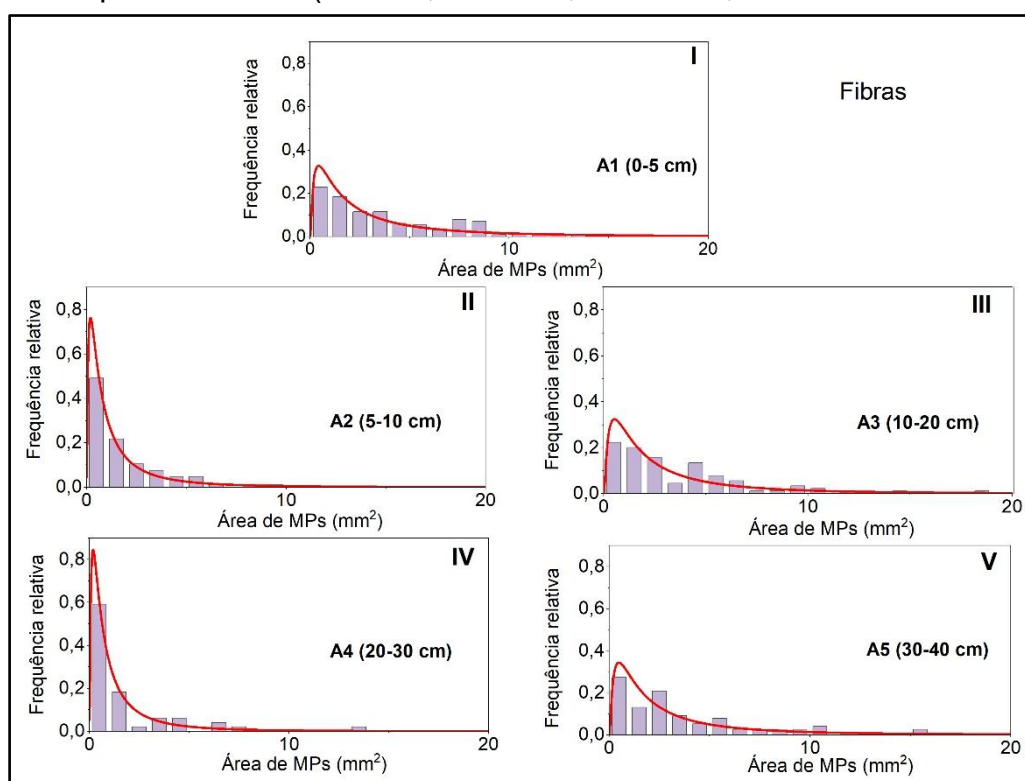


Enquanto as fibras apresentam predominância marcante de tamanhos menores (0–2 mm) em todas as camadas analisadas (A1–A5) (Figura 10). Esse padrão indica que as fibras se fragmentam facilmente e tendem a permanecer como

partículas pequenas, diferentemente de outros tipos de MPs, como os filmes, que mantêm tamanhos maiores.

A frequência de fibras acima de 10 mm é praticamente inexistente em todas as profundidades, ocorrendo apenas valores isolados nas camadas superiores, o que reforça a rápida degradação desse tipo de partícula. Observa-se ainda uma redução progressiva da abundância com a profundidade, embora a predominância de tamanhos pequenos se mantenha ao longo do perfil.

Figura 24: Distribuição da frequência relativa de tamanho das fibras em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm).



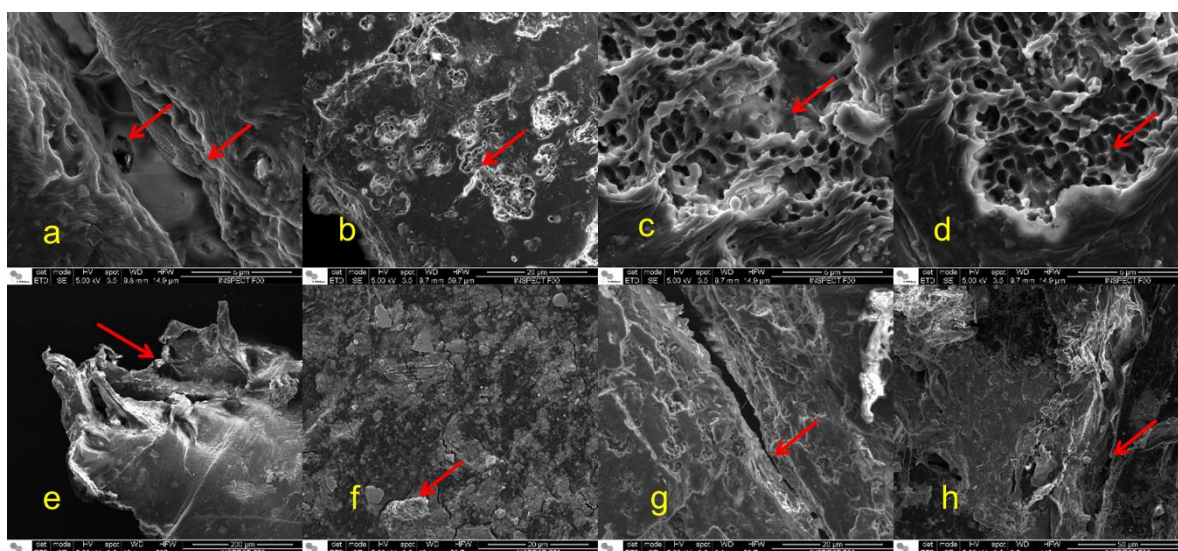
4.3.4. Caracterização morfológica por MEV

As micrografias de MEV, obtidas em ampliações de 200× a 20.000×, revelaram para a maioria das partículas analisadas uma superfície heterogênea marcada por intensa degradação superficial (Figura 11 b-c). Observam-se irregularidades superficiais (Figura 11 d), fissuras e cavidades alongadas associadas a processos erosivos progressivos (Figura 11 a). No interior das fissuras, identificam-se estruturas morfológicamente distintas (Figura 11 g-h),

possivelmente relacionadas a acúmulo de material ou a processos locais diferenciados, algumas com dimensões micrométricas. Também são observáveis fragmentos com extremidades deformadas (Figura 11 e), indicando fratura não frágil, além de estruturas com morfologia sugestiva de possível origem biológica (Figura 11 f) (Maheswaran *et al.*, 2022; Wang, Zhong-Min *et al.*, 2017; Zhou *et al.*, 2018). De forma geral, os resultados evidenciam um material significativamente afetado por erosão e degradação estrutural. As partículas apresentam sinais de degradação, provavelmente devido a processos naturais associados à movimentação nos sedimentos, como o atrito mecânico durante o transporte e a variações ambientais, incluindo a exposição ao calor.

A degradação aumenta o risco ambiental, uma vez que gera partículas menores, potencialmente mais biodisponíveis, além de favorecer a liberação de substâncias químicas e a formação de biofilmes na superfície dos MPs. Esses fatores contribuem para que essas partículas atuem como vetores de contaminantes adsorvidos, ampliando seus impactos ambientais.

Figura 11: Algumas imagens representativas de microscopia eletrônica de varredura (MEV).



Legenda: Diferentes características morfológicas das partículas analisadas. (a) Fissuras e cavidades associadas a processos erosivos progressivos. (b-c) Superfícies com evidências de erosão e degradação estrutural. (d) Estrutura com irregularidades superficiais e sinais iniciais de alteração morfológica. (e) Deformações estruturais nas extremidades. (f) Estrutura de possível origem

biológica aderida à superfície. (g-h) Superfícies com morfologia irregular e textura heterogênea.

4.4. Conclusão

O estudo evidenciou que os sedimentos da Ilha do Fundão atuam como importantes reservatórios de MPs, com maior abundância nas camadas superficiais e redução progressiva em profundidade, indicando baixa mobilidade vertical dessas partículas;

A predominância de fragmentos e das cores azul, branca e cinza reflete a fragmentação de resíduos plásticos de uso cotidiano e a forte influência das atividades antrópicas na área.;

A distribuição de tamanhos e a caracterização morfológica indicam diferentes estágios de degradação, com sinais de erosão e fragmentação contínua;

Os resultados reforçam a relevância do sedimento como compartimento-chave na dinâmica dos MPs e destacam a necessidade de monitoramento e estratégias para redução da contaminação plástica em ambientes costeiros.

4.5. Referências Bibliográficas

AYRAULT, Sophie; MEYBECK, Michel; MOUCHEL, Jean-Marie; GASPÉRI, Johnny; LESTEL, Laurence; LORGEUX, Catherine; BOUST, Dominique. Sedimentary Archives Reveal the Concealed History of Micropollutant Contamination in the Seine River Basin. *In*: FLIPO, Nicolas; LABADIE, Pierre; LESTEL, Laurence (org.). **The Seine River Basin**. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 90, p. 269–300. (The Handbook of Environmental Chemistry). DOI: https://doi.org/10.1007/698_2019_386. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/698_2019_386. Acesso em: 21 fev. 2026.

AZAAOUAJ, S.; NACHITE, D.; ANFUSO, G.; ER-RAMY, N. Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of the eastern Moroccan Mediterranean coast. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 200, p. 116144, mar. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116144>.

BIGUS, Paulina; TOBISZEWSKI, Marek; NAMIEŚNIK, Jacek. Historical records of organic pollutants in sediment cores. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 78, n. 1–2, p. 26–42, jan. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.008>.

CASTILLO, Azenith B.; EL-AZHARY, Marwa; SORINO, Caesar; LEVAY, Lewis. Potential ecological risk assessment of microplastics in coastal sediments: Their metal accumulation and interaction with sedimentary metal concentration. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 906, p. 167473, jan. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167473>.

CHEN, Qindong; WANG, Qian; ZHANG, Chao; ZHANG, Jiawen; DONG, Zihang; XU, Qiyong. Aging simulation of thin-film plastics in different environments to examine the formation of microplastic. **Water Research**, [S. l.], v. 202, p. 117462, set. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117462>.

COOKE, Colin A.; MARTÍNEZ-CORTIZAS, Antonio; BINDLER, Richard; SEXAUER GUSTIN, Mae. Environmental archives of atmospheric Hg deposition – A review. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 709, p. 134800, mar. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134800>.

DE CARVALHO, Diego Gomes; BAPTISTA NETO, José Antonio. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, [S. l.], v. 128, p. 10–17, ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>.

DE SMIT, Jaco C.; ANTON, Andrea; MARTIN, Cecilia; ROSSBACH, Susann; BOUMA, Tjeerd J.; DUARTE, Carlos M. Habitat-forming species trap microplastics into coastal sediment sinks. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 772, p. 145520, jun. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145520>.

DE SOUZA MACHADO, Anderson Abel; KLOAS, Werner; ZARFL, Christiane; HEMPEL, Stefan; RILLIG, Matthias C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 1405–1416, abr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

DING, Yongcheng; ZOU, Xinqing; YUAN, Feng; CHEN, Hongyu; WANG, Chenglong; FAN, Qinya; FU, Guanghe; YU, Wenwen. Can microplastics in offshore waters reflect plastic emissions from coastal regions? **Chemosphere**, [S. l.], v. 308, p. 136397, dez. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136397>.

DODSON, Gabrielle Z.; SHOTORBAN, A. Katrina; HATCHER, Patrick G.; WAGGONER, Derek C.; GHOSAL, Sutapa; NOFFKE, Nora. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 151, p. 110869, fev. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>.

EN-NEJMY, Khaoula; EL HAYANY, Bouchra; AL-ALAWI, Mutaz; JEMO, Martin; HAFIDI, Mohamed; EL FELS, Loubna. Microplastics in soil: A comprehensive review of occurrence, sources, fate, analytical techniques and potential impacts. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 288, p. 117332, dez. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117332>.

EO, Soeun; HONG, Sang Hee; CHO, Youna; SONG, Young Kyoung; HAN, Gi Myung; SHIM, Won Joon. Spatial distribution and historical trend of microplastic pollution in sediments from enclosed bays of South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 193, p. 115121, ago. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115121>.

EXPÓSITO, Nora; ROVIRA, Joaquim; SIERRA, Jordi; FOLCH, Jaume; SCHUHMACHER, Marta. Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 786, p. 147453, set. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147453>.

FENN, Oliver J.; WALKLETT, Edward J.; TURNER, Andrew. Relationships between sediment size distribution and microplastic abundance and characteristics along the strandline of a sandy embayment (Whitsand, Southwest England). **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 213, p. 117686, abr. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117686>.

FIRDAUS, Muhammad; TRIHADININGRUM, Yulinah; LESTARI, Prieskarinda. Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 150, p. 110790, jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110790>.

HAN, Lanfang; CHEN, Liying; FENG, Yanfang; KUZYAKOV, Yakov; CHEN, Qi'ang; ZHANG, Sibó; CHAO, Liang; CAI, Yanpeng; MA, Chuanxin; SUN, Ke; RILLIG, Matthias C. Microplastics alter soil structure and microbial community composition. **Environment International**, [S. l.], v. 185, p. 108508, mar. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108508>.

HARTZ, Linus; GRABINSKI, Lisa; SALAMEH, Samir. Microplastic pollution in aquatic environments: a meta-analysis of influencing factors and methodological recommendations. **Frontiers in Environmental Science**, [S. l.], v. 13, p. 1600570, 27 maio 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1600570>.

HE, Xiaokang; QIAN, Yibin; LI, Zhenling; YANG, Shuai; TIAN, Jinfei; WANG, Qixuan; LEI, Jinming; QI, Ruifang; FENG, Chenghong. Identification of factors influencing the microplastic distribution in agricultural soil on Hainan Island. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 874, p. 162426, maio 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162426>.

HEINZE, Wiebke Mareile; STEINMETZ, Zacharias; KLEMMENSEN, Nanna Dyg Rathje; VOLLERTSEN, Jes; CORNELIS, Geert. Vertical distribution of microplastics in an agricultural soil after long-term treatment with sewage sludge and mineral fertiliser. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 356, p. 124343, set. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124343>.

JANG, Mi; SHIM, Won Joon; CHO, Youna; HAN, Gi Myung; SONG, Young Kyoung; HONG, Sang Hee. A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. **Water Research**, [S. l.], v. 171, p.

115400, mar. 2020. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115400>.

JULIENNE, Fanon; DELORME, Nicolas; LAGARDE, Fabienne. From macroplastics to microplastics: Role of water in the fragmentation of polyethylene. **Chemosphere**, [S. l.], v. 236, p. 124409, dez. 2019. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>.

KANE, Ian A.; CLARE, Michael A. Dispersion, Accumulation, and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions. **Frontiers in Earth Science**, [S. l.], v. 7, p. 80, 30 abr. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>.

KANNANKAI, Madhuraj Palat; DEVIPRIYA, Suja Purushothaman. Atmospheric microplastic deposition in a coastal city of India: The influence of a landfill source on monsoon winds. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 908, p. 168235, jan. 2024. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168235>.

KARLSSON, O. Magnus; WALDETOFT, Hannes; HÅLLÉN, Joakim; MALMAEUS, J. Mikael; STRÖMBERG, Lars. Using Fish as a Sentinel in Risk Management of Contaminated Sediments. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, [S. l.], v. 84, n. 1, p. 45–72, jan. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00968-x>.

KOUTNIK, Vera S.; LEONARD, Jamie; ALKIDIM, Sarah; DEPRIMA, Francesca J.; RAVI, Sujith; HOEK, Eric M.V.; MOHANTY, Sanjay K. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 274, p. 116552, abr. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>.

LI, Jia; ZHANG, Hua; ZHANG, Kaina; YANG, Ruijuan; LI, Ruize; LI, Yanfang. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 136, p. 401–406, nov. 2018. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.025>.

LIN, Jia; XU, Xiao-Ming; YUE, Bei-Ying; XU, Xiang-Po; LIU, Jin-Zhong; ZHU, Qing; WANG, Jiang-Hai. Multidecadal records of microplastic accumulation in the coastal sediments of the East China Sea. **Chemosphere**, [S. l.], v. 270, p. 128658, maio 2021. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128658>.

LING, S.D.; SINCLAIR, M.; LEVI, C.J.; REEVES, S.E.; EDGAR, G.J. Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 121, n. 1–2, p. 104–110, ago. 2017. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.038>.

LOGEMANN, A.; REININGHAUS, M.; SCHMIDT, M.; EBELING, A.; ZIMMERMANN, T.; WOLSCHKE, H.; FRIEDRICH, J.; BROCKMEYER, B.; PRÖFROCK, D.; WITT, G. Assessing the chemical anthropocene – Development

of the legacy pollution fingerprint in the North Sea during the last century. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 302, p. 119040, jun. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119040>.

MAHESWARAN, Baskaran; KARMEGAM, Natchimuthu; AL-ANSARI, Mysoon; SUBBAIYA, Ramasamy; AL-HUMAIID, Latifah; SEBASTIN RAJ, Joseph; GOVARTHANAN, Muthusamy. Assessment, characterization, and quantification of microplastics from river sediments. **Chemosphere**, [S. l.], v. 298, p. 134268, jul. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134268>.

MALLI, Ali; CORELLA-PUERTAS, Elena; HAJJAR, Carla; BOULAY, Anne-Marie. Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 177, p. 113553, abr. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113553>.

MARTIN, Jake; LUSHER, Amy; THOMPSON, Richard C.; MORLEY, Audrey. The Deposition and Accumulation of Microplastics in Marine Sediments and Bottom Water from the Irish Continental Shelf. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 10772, 7 set. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11079-2>.

OLIVATTO, Glaucia P.; MARTINS, Maria Clara T.; MONTAGNER, Cassiana C.; HENRY, Theodore B.; CARREIRA, Renato S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 139, p. 157–162, fev. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>.

QIU, Yifei; ZHOU, Shenglu; ZHANG, Chuchu; ZHOU, Yujie; QIN, Wendong. Soil microplastic characteristics and the effects on soil properties and biota: A systematic review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 313, p. 120183, nov. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120183>.

RICHIR, Jonathan; BRAY, Simon; MCALEESE, Tom; WATSON, Gordon J. Three decades of trace element sediment contamination: The mining of governmental databases and the need to address hidden sources for clean and healthy seas. **Environment International**, [S. l.], v. 149, p. 106362, abr. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106362>.

SORASAN, Carmen; EDO, Carlos; GONZÁLEZ-PLEITER, Miguel; FERNÁNDEZ-PIÑAS, Francisca; LEGANÉS, Francisco; RODRÍGUEZ, Antonio; ROSAL, Roberto. Ageing and fragmentation of marine microplastics. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 827, p. 154438, jun. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154438>.

SU, Lei; SHARP, Simon M.; PETTIGROVE, Vincent J.; CRAIG, Nicholas J.; NAN, Bingxu; DU, Fangni; SHI, Huahong. Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. **Water Research**, [S. l.], v. 168, p. 115140, jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115140>.

THUSHARI, G.G.N.; SENEVIRATHNA, J.D.M. Plastic pollution in the marine environment. **Heliyon**, [S. l.], v. 6, n. 8, p. e04709, ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04709>.

TRAN NGUYEN, Quynh Anh; NGUYEN, Hoai Nhu Y; STRADY, Emilie; NGUYEN, Quy Tuan; TRINH-DANG, Mau; VO, Van Minh. Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 161, p. 111768, dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111768>.

WALDSCHLÄGER, Kryss; BRÜCKNER, Muriel Z.M.; CARNEY ALMROTH, Bethanie; HACKNEY, Christopher R.; ADYEL, Tanveer Mehedi; ALIM, Olubukola S.; BELONTZ, Sara Lynn; COWGER, Win; DOYLE, Darragh; GRAY, Andrew; KANE, Ian; KOOL, Merel; KRAMER, Matthias; LECHTHALER, Simone; MICHIE, Laura; NORDAM, Tor; POHL, Florian; RUSSELL, Catherine; THIT, Amalie; UMAR, Wajid; VALERO, Daniel; VARRANI, Arianna; WARRIER, Anish Kumar; WOODALL, Lucy C.; WU, Nan. Learning from natural sediments to tackle microplastics challenges: A multidisciplinary perspective. **Earth-Science Reviews**, [S. l.], v. 228, p. 104021, maio 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104021>.

WANG, Liuwei; LI, Pengfei; ZHANG, Qi; WU, Wei-Min; LUO, Jian; HOU, Deyi. Modeling the Conditional Fragmentation-Induced Microplastic Distribution. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 55, n. 9, p. 6012–6021, 4 maio 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01042>.

WANG, Zhong-Min; WAGNER, Jeff; GHOSAL, Sutapa; BEDI, Gagandeep; WALL, Stephen. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 603–604, p. 616–626, dez. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047>.

XUE, Baoming; ZHANG, Linlin; LI, Ruilong; WANG, Yinghui; GUO, Jing; YU, Kefu; WANG, Shaopeng. Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and “Hidden” in Deep Sediment. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 54, n. 4, p. 2210–2217, 18 fev. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04850>.

YA, Haobo; JIANG, Bo; XING, Yi; ZHANG, Tian; LV, Mingjie; WANG, Xin. Recent advances on ecological effects of microplastics on soil environment. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 798, p. 149338, dez. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149338>.

YAMAHARA, Shinnosuke; VIYAKARN, Voranop; CHAVANICH, Suchana; BUREEKUL, Sujaree; ISOBE, Atsuhiko; NAKATA, Haruhiko. Open dumping site as a point source of microplastics and plastic additives: A case study in Thailand. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 948, p. 174827, out. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174827>.

YARANAL, Naveenkumar Ashok; SUBBIAH, Senthilmurugan; MOHANTY, Kaustubha. Distribution and characterization of microplastics in beach sediments

from Karnataka (India) coastal environments. **Marine Pollution Bulletin**, [S. /], v. 169, p. 112550, ago. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112550>.

YU, Lu; ZHANG, JiaoDi; LIU, Yang; CHEN, LiYuan; TAO, Shu; LIU, WenXin. Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China. **Science of The Total Environment**, [S. /], v. 756, p. 143860, fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143860>.

YUAN, Bing; GAN, Wenhui; SUN, Jian; LIN, Binliang; CHEN, Zhihe. Depth profiles of microplastics in sediments from inland water to coast and their influential factors. **Science of The Total Environment**, [S. /], v. 903, p. 166151, dez. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166151>.

ZHAO, Shuling; ZHANG, Zhiqin; CHEN, Li; CUI, Qingliang; CUI, Yongxing; SONG, Danxia; FANG, Linchuan. Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. **Applied Soil Ecology**, [S. /], v. 176, p. 104486, ago. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104486>.

ZHOU, Qian; ZHANG, Haibo; FU, Chuancheng; ZHOU, Yang; DAI, Zhenfei; LI, Yuan; TU, Chen; LUO, Yongming. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. **Geoderma**, [S. /], v. 322, p. 201–208, jul. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>.

5. CONCLUSÃO GERAL/CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nesta dissertação evidenciam que os MPs estão presentes em diferentes compartimentos do ambiente terrestre, incluindo produtos de compostagem, agregados de solo urbano e sedimentos costeiros, confirmando o caráter onipresente destes contaminantes. A abordagem integrada adotada permitiu compreender que os sistemas terrestres atuam simultaneamente como vias de entrada, transporte e acúmulo de MPs no ambiente.

A presença de MPs nos produtos de compostagem demonstra que, apesar dos benefícios ambientais associados a essa prática, o processo não é suficiente para eliminar completamente os resíduos plásticos presentes nos materiais de origem. Dessa forma, a aplicação desses produtos pode contribuir para a introdução e dispersão de MPs nos solos, reforçando a necessidade de

aprimorar os processos de triagem prévia dos resíduos utilizados como matéria-prima.

Nos solos urbanos, a maior concentração de MPs nos agregados estáveis em água indica que essas partículas podem se integrar à estrutura do solo, influenciando sua estabilidade e organização física. Esses resultados sugerem que os MPs não apenas se acumulam no solo, mas também interagem com seus componentes, podendo afetar processos físicos e ecológicos essenciais ao funcionamento do ambiente edáfico.

Os dados acerca de sedimentos costeiros confirmaram seu papel como compartimentos de deposição e registro ambiental da contaminação por MPs entre ambiente terrestre e marinho, refletindo aportes contínuos provenientes de áreas terrestres e aquáticas.

Este trabalho contribui para ampliar o entendimento sobre a dinâmica dos MPs em ambientes terrestres e de transição, destacando a importância de estudos que integrem diferentes matrizes ambientais. Os resultados reforçam a necessidade de políticas públicas voltadas à redução do uso de plásticos, ao aprimoramento da gestão de resíduos sólidos e ao monitoramento da contaminação por MPs, bem como de pesquisas futuras que avaliem os impactos de longo prazo desses contaminantes sobre os ecossistemas ambiental.

Referências Bibliográficas (Introdução geral)

AN, Sung-Uk; KIM, Kyung-Tae; KIM, Sung-Han; BAEK, Ju-Wook; JEONG, Hyun-Jeong; SUN, Chul-In; CHOI, Jin Young; HONG, Sokjin; LEE, Dae In; LEE, Jae Seong. Biogeochemical cycling of sedimentary organic carbon and benthic nutrient fluxes in the semi-enclosed Jinhae Bay, Korea: insights into benthic-pelagic coupling. **Frontiers in Marine Science**, [S. l.], v. 11, p. 1521036, 22 jan. 2025. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1521036>.

BAHO, Didier L.; BUNDSCHUH, Mirco; FUTTER, Martyn N. Microplastics in terrestrial ecosystems: Moving beyond the state of the art to minimize the risk of ecological surprise. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 27, n. 17, p. 3969–3986, set. 2021. <https://doi.org/10.1111/gcb.15724>.

BASHIR, Saidu M.; KIMIKO, Sam; MAK, Chu-Wa; FANG, James Kar-Hei; GONÇALVES, David. Personal Care and Cosmetic Products as a Potential Source of Environmental Contamination by Microplastics in a Densely Populated

Asian City. **Frontiers in Marine Science**, [S. l.], v. 8, p. 683482, 4 jun. 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.683482>.

BELLASI, Arianna; BINDA, Gilberto; POZZI, Andrea; GALAFASSI, Silvia; VOLTA, Pietro; BETTINETTI, Roberta. Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms. **Environments**, [S. l.], v. 7, n. 4, p. 30, 12 abr. 2020. <https://doi.org/10.3390/environments7040030>.

BEN STRIDE; ABOLFATHI, Soroush; BENDING, Gary D.; PEARSON, Jonathan. Quantifying microplastic dispersion due to density effects. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 466, p. 133440, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133440>.

BESSELING, Ellen; QUIK, Joris T.K.; SUN, Muzhi; KOELMANS, Albert A. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 220, p. 540–548, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>.

CAMPANALE, Claudia; GALAFASSI, Silvia; SAVINO, Ilaria; MASSARELLI, Carmine; ANCONA, Valeria; VOLTA, Pietro; URICCHIO, Vito Felice. Microplastics pollution in the terrestrial environments: Poorly known diffuse sources and implications for plants. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 805, p. 150431, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150431>.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>

CHEN, Haojie; HUANG, Danlian; ZHOU, Wei; DENG, Rui; YIN, Lingshi; XIAO, Ruihao; LI, Sai; LI, Fei; LEI, Yang. Hotspots lurking underwater: Insights into the contamination characteristics, environmental fates and impacts on biogeochemical cycling of microplastics in freshwater sediments. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 476, p. 135132, set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135132>.

DE SOUZA MACHADO, Anderson Abel; KLOAS, Werner; ZARFL, Christiane; HEMPEL, Stefan; RILLIG, Matthias C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 1405–1416, abr. 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

DISSANAYAKE, Pavani Dulanja; KIM, Soobin; SARKAR, Binoy; OLESZCZUK, Patryk; SANG, Mee Kyung; HAQUE, Md Niamul; AHN, Jea Hyung; BANK, Michael S.; OK, Yong Sik. Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. **Environmental Research**, [S. l.], v. 209, p. 112734, jun. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112734>.

DONG, Mingtan; LUO, Zejiao; JIANG, Qingfeng; XING, Xinli; ZHANG, Qiaoqiao; SUN, Yue. The rapid increases in microplastics in urban lake sediments. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 848, 21 jan. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57933-8>.

DRUMMOND, Jennifer D.; SCHNEIDEWIND, Uwe; LI, Angang; HOELLEIN, Timothy J.; KRAUSE, Stefan; PACKMAN, Aaron I. Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. **Science Advances**, [S. l.], v. 8, n. 2, p. eabi9305, 14 jan. 2022. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi9305>.

DUIS, Karen; COORS, Anja. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. **Environmental Sciences Europe**, [S. l.], v. 28, n. 1, p. 2, dez. 2016. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>.

GUI, Jiayi; SUN, Yue; WANG, Jingli; CHEN, Xu; ZHANG, Shuchi; WU, Donglei. Microplastics in composting of rural domestic waste: abundance, characteristics, and release from the surface of macroplastics. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 274, p. 116553, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116553>.

HE, Beibei; LIU, An; DUAN, Huabo; WIJESIRI, Buddhi; GOONETILLEKE, Ashantha. Risk associated with microplastics in urban aquatic environments: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 439, p. 129587, out. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129587>.

HE, Defu; ZHANG, Xiaoting; HU, Jiani. Methods for separating microplastics from complex solid matrices: Comparative analysis. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 409, p. 124640, maio 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124640>.

HOPE, Julie A.; PATERSON, David M.; THRUSH, Simon F. The role of microphytobenthos in soft-sediment ecological networks and their contribution to the delivery of multiple ecosystem services. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 108, n. 3, p. 815–830, maio 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13322>.

IHENETU, Stanley Chukwuemeka; LI, Gang; MO, Yuanyuan; JACQUES, Kubwimana Jean. Impacts of microplastics and urbanization on soil health: An urgent concern for sustainable development. **Green Analytical Chemistry**, [S. l.], v. 8, p. 100095, mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2024.100095>.

INÁCIO, Caio De Teves. **Compostagem: Ciência E Prática Para a Gestão De Resíduos Orgânicos**. [S. l.]: Embrapa Solos, 8 dez. 2009.

JOLAOSHO, Toheeb Lekan; RASAQ, Mariam Folashade; OMOTOYE, Eniola Victoria; ARAOMO, Oluwadamilola Victoria; ADEKOYA, Opeyemi Shakirat; ABOLAJI, Opeyemi Yusuf; HUNGBO, Jesuyon Joseph. Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 294, p. 118036, abr. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036>.

KAY, Paul; HISCOE, Robert; MOBERLEY, Isobel; BAJIC, Luke; MCKENNA, Niamh. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 25, n. 20, p. 20264–20267, jul. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2070-7>.

KHAN, Ismail; TARIQ, Muhammad; ALABBOSH, Khulood Fahad; REHMAN, Abdul; JALAL, Abdul; KHAN, Asif Ali; FAROOQ, Muhammad; LI, Guanlin; IQBAL, Babar; AHMAD, Naveed; KHAN, Khalid Ali; DU, Daolin. Soil microplastics: Impacts on greenhouse gasses emissions, carbon cycling, microbial diversity, and soil characteristics. **Applied Soil Ecology**, [S. l.], v. 197, p. 105343, maio 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105343>.

KOUTNIK, Vera S.; LEONARD, Jamie; ALKIDIM, Sarah; DEPRIMA, Francesca J.; RAVI, Sujith; HOEK, Eric M.V.; MOHANTY, Sanjay K. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 274, p. 116552, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>.

KUMAR, Rakesh; SHARMA, Prabhakar; VERMA, Anurag; JHA, Prakash Kumar; SINGH, Prabhakar; GUPTA, Pankaj Kumar; CHANDRA, Ravish; PRASAD, P. V. Vara. Effect of Physical Characteristics and Hydrodynamic Conditions on Transport and Deposition of Microplastics in Riverine Ecosystem. **Water**, [S. l.], v. 13, n. 19, p. 2710, 30 set. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13192710>.

LI, Jiasen; SHAN, Encui; ZHAO, Jianmin; TENG, Jia; WANG, Qing. The factors influencing the vertical transport of microplastics in marine environment: A review. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 870, p. 161893, abr. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161893>.

LI, Wang; BRUNETTI, Giuseppe; BOLSHAKOVA, Anastasiia; STUMPP, Christine. Effect of particle density on microplastics transport in artificial and natural porous media. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 935, p. 173429, jul. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173429>.

LIN, Jia; XU, Xiao-Ming; YUE, Bei-Ying; XU, Xiang-Po; LIU, Jin-Zhong; ZHU, Qing; WANG, Jiang-Hai. Multidecadal records of microplastic accumulation in the coastal sediments of the East China Sea. **Chemosphere**, [S. l.], v. 270, p. 128658, maio 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128658>.

MARTIN, Jake; LUSHER, Amy; THOMPSON, Richard C.; MORLEY, Audrey. The Deposition and Accumulation of Microplastics in Marine Sediments and Bottom Water from the Irish Continental Shelf. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 10772, 7 set. 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11079-2>.

MONTAGNER, Cassiana; DIAS, Mariana; PAIVA, Eduardo; VIDAL, Cristiane. MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS. **Química Nova**, [S. l.], 2021. DOI: 10.21577/0100-4042.20170791. Disponível em:

http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=9344&nomeArquivo=RV2021-0062.pdf. Acesso em: 23 set. 2025.

ONOJA, Simeon; NEL, Holly A.; ABDALLAH, Mohamed Abou-Elwafa; HARRAD, Stuart. Microplastics in freshwater sediments: Analytical methods, temporal trends, and risk of associated organophosphate esters as exemplar plastics additives. **Environmental Research**, [S. l.], v. 203, p. 111830, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111830>.

PRIYA, A.K.; JALIL, A.A.; DUTTA, Kingshuk; RAJENDRAN, Saravanan; VASSEGHIAN, Yasser; QIN, Jiaqian; SOTO-MOSCOSO, Matias. Microplastics in the environment: Recent developments in characteristic, occurrence, identification and ecological risk. **Chemosphere**, [S. l.], v. 298, p. 134161, jul. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134161>.

RATHORE, Chayanika; SAHA, Mahua; GUPTA, Priyansha; KUMAR, Manish; NAIK, Akshata; DE BOER, Jacob. Standardization of micro-FTIR methods and applicability for the detection and identification of microplastics in environmental matrices. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 888, p. 164157, ago. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164157>.

SAJJAD, Muhammad; HUANG, Qing; KHAN, Sardar; KHAN, Muhammad Amjad; LIU, Yin; WANG, Junfeng; LIAN, Faqin; WANG, Qingqing; GUO, Genmao. Microplastics in the soil environment: A critical review. **Environmental Technology & Innovation**, [S. l.], v. 27, p. 102408, ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>.

SCHRATZBERGER, Michaela; INGELS, Jeroen. Meiofauna matters: The roles of meiofauna in benthic ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [S. l.], v. 502, p. 12–25, maio 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.007>.

SEO, Yoonjung; CHEVALI, Venkata; LAI, Yunru; ZHOU, Zhezhe; CHEN, Guangnan; BUREY, Paulomi; WANG, Shaobin; SONG, Pingan. Microplastics in soils: A comparative review on extraction, identification and quantification methods. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 377, p. 124556, mar. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124556>.

SILVA, Carlos J.M.; MACHADO, Ana Luísa; CAMPOS, Diana; RODRIGUES, Andreia C.M.; PATRÍCIO SILVA, Ana L.; SOARES, Amadeu M.V.M.; PESTANA, João L.T. Microplastics in freshwater sediments: Effects on benthic invertebrate communities and ecosystem functioning assessed in artificial streams. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 804, p. 150118, jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150118>.

SIMON-SÁNCHEZ, Laura; GRELAUD, Michaël; LORENZ, Claudia; GARCIA-ORELLANA, Jordi; VIANELLO, Alvisé; LIU, Fan; VOLLERTSEN, Jes; ZIVERI, Patrizia. Can a Sediment Core Reveal the Plastic Age? Microplastic Preservation in a Coastal Sedimentary Record. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 56, n. 23, p. 16780–16788, 6 dez. 2022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04264>.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COMBRINK, C. Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 64, n. 2, p. 681–689, mar. 2000. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>.

SURENDRAN, U.; JAYAKUMAR, M.; RAJA, P.; GOPINATH, Girish; CHELLAM, Padmanaban Velayudhaperumal. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources

and migration in soil environment. **Chemosphere**, [S. l.], v. 318, p. 137946, mar. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137946>.

THOMPSON, Richard C.; OLSEN, Ylva; MITCHELL, Richard P.; DAVIS, Anthony; ROWLAND, Steven J.; JOHN, Anthony W. G.; MCGONIGLE, Daniel; RUSSELL, Andrea E. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, [S. l.], v. 304, n. 5672, p. 838–838, 7 maio 2004. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 141–163, jun. 1982. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

UDDIN, Saif; FOWLER, Scott W.; UDDIN, Mohd. Faiz; BEHBEHANI, Montaha; NAJI, Abolfazl. A review of microplastic distribution in sediment profiles. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 163, p. 111973, fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111973>.

VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth; DEVRIESE, Lisa; GALGANI, François; ROBBENS, Johan; JANSSEN, Colin R. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, [S. l.], v. 111, p. 5–17, out. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>.

VARGAS, Julia; SILVAA, Vinicius; OLIVEIRA, Lílian; MOLINA, Eduardo. MICROPLÁSTICOS: USO NA INDÚSTRIA COSMÉTICA E IMPACTOS NO AMBIENTE AQUÁTICO. **Química Nova**, [S. l.], 2022. DOI: 10.21577/0100-4042.20170870. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=9424&nomeArquivo=RV2021-0273.pdf. Acesso em: 3 out. 2025.

VÁZQUEZ, Omar A.; RAHMAN, Md Saydur. An ecotoxicological approach to microplastics on terrestrial and aquatic organisms: A systematic review in assessment, monitoring and biological impact. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [S. l.], v. 84, p. 103615, maio 2021. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103615>.

WALDSCHLÄGER, Kryss; BRÜCKNER, Muriel Z.M.; CARNEY ALMROTH, Bethanie; HACKNEY, Christopher R.; ADYEL, Tanveer Mehedi; ALIM, Olubukola S.; BELONTZ, Sara Lynn; COWGER, Win; DOYLE, Darragh; GRAY, Andrew; KANE, Ian; KOOL, Merel; KRAMER, Matthias; LECHTHALER, Simone; MICHIE, Laura; NORDAM, Tor; POHL, Florian; RUSSELL, Catherine; THIT, Amalie; UMAR, Wajid; VALERO, Daniel; VARRANI, Arianna; WARRIER, Anish Kumar; WOODALL, Lucy C.; WU, Nan. Learning from natural sediments to tackle microplastics challenges: A multidisciplinary perspective. **Earth-Science Reviews**, [S. l.], v. 228, p. 104021, maio 2022. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104021>.

WANG, Congcong; LUO, Qing; ZHANG, Jieliu; ZHANG, Xinyu; YANG, Ning; FENG, Liangshan. Toxic effects of microplastics and nanoplastics on plants: A global meta-analysis. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 337, p. 122593, nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122593>.

WANG, Fayuan; WANG, Quanlong; ADAMS, Catharine A.; SUN, Yuhuan; ZHANG, Shuwu. Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 424, p. 127531, fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127531>.

WU, Nan; ZHANG, Ying; LI, Wenjie; WANG, Junyi; ZHANG, Xiaohan; HE, Jiahui; LI, Jiafu; MA, Yongzheng; NIU, Zhiguang. Co-effects of biofouling and inorganic matters increased the density of environmental microplastics in the sediments of Bohai Bay coast. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 717, p. 134431, maio 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134431>.

WU, Xiaowei; LIU, Peng; ZHAO, Xiaoli; WANG, Junyu; TENG, Miaomiao; GAO, Shixiang. Critical effect of biodegradation on long-term microplastic weathering in sediment environments: A systematic review. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 437, p. 129287, set. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129287>.

XIA, Feiyang; YAO, Quanwei; ZHANG, Jun; WANG, Dunqiu. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 286, p. 117403, out. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403>.

YANG, Ling; ZHANG, Yulan; KANG, Shichang; WANG, Zhaoqing; WU, Chenxi. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 754, p. 141948, fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>.

YUAN, Bing; GAN, Wenhui; SUN, Jian; LIN, Binliang; CHEN, Zhihe. Depth profiles of microplastics in sediments from inland water to coast and their influential factors. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 903, p. 166151, dez. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166151>.

ZENG, Hainuo; CUI, Yuling; SHAO, Runlin; LI, Tong; ZHAO, Yanhao; LIU, Ruiheng; DAI, Zhenkai; LIU, Yuanjia; WANG, Jun; XIE, Qingmei; ZHANG, Xinheng. Microplastics in animal-derived products and their potential risks to human health. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, [S. l.], v. 185, p. 118187, abr. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118187>.

ZHANG, G.S.; LIU, Y.F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 642, p. 12–20, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.

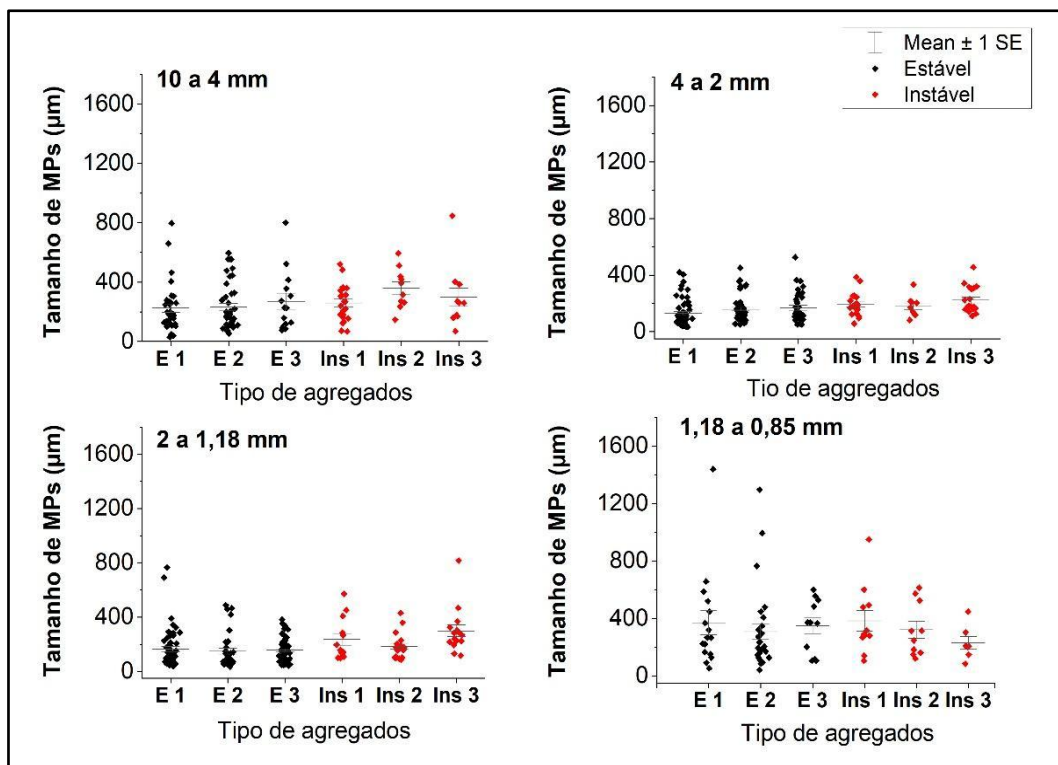
ZHAO, Shuling; ZHANG, Zhiqin; CHEN, Li; CUI, Qingliang; CUI, Yongxing; SONG, Danxia; FANG, Linchuan. Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. **Applied Soil Ecology**, [S. l.], v. 176, p. 104486, ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104486>.

Apêndice

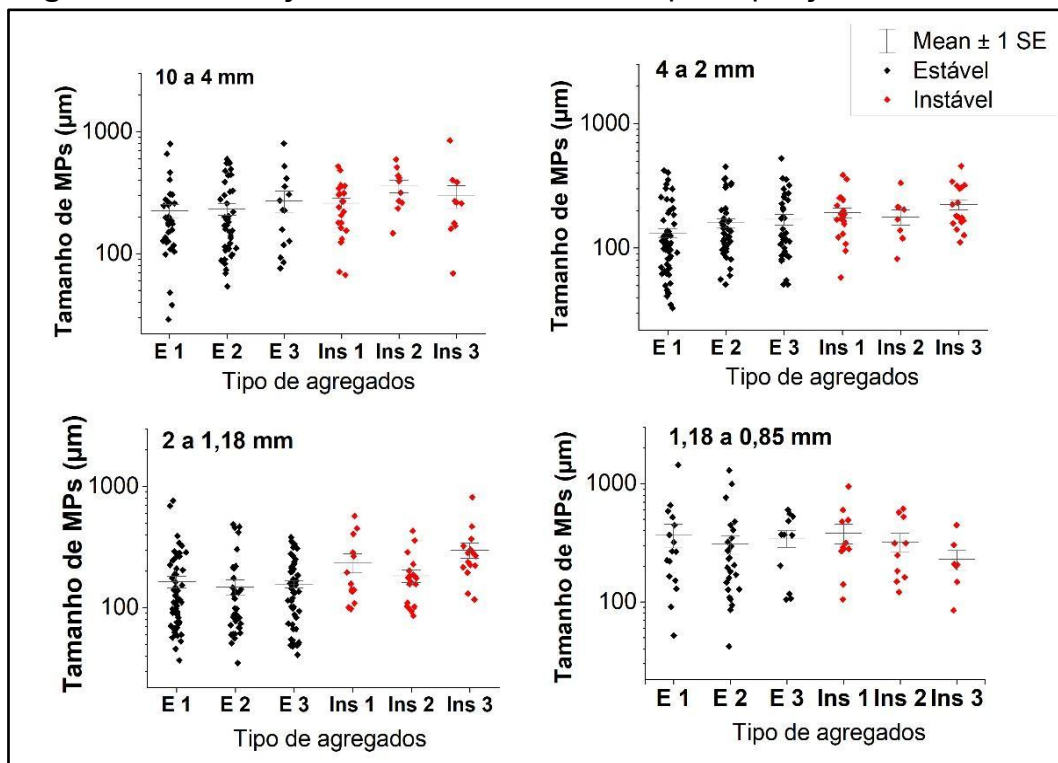
A-Tabela 2: Número de MPs em diferentes tamanhos de agregados estáveis e instáveis (médias \pm DP).

Tamanhos	Tipo de Agregados	Nº de MPs encontrados em 2,5g	Nº de MPs por g	Média	Desvio Padrão
10 a 4 mm	Estável	32	12,8	11,7	5,7
		42	16,8		
		14	5,6		
	Instável	23	9,2		
		10	4		
		11	4,4		
4 a 2 mm	Estável	63	25,2	19,9	5,2
		49	19,6		
		37	14,8		
	Instável	21	8,4		
		9	3,6		
		19	7,6		
2 a 1,18 mm	Estável	58	23,2	20,9	5,7
		36	14,4		
		63	25,2		
	Instável	13	5,2		
		18	7,2		
		15	6		
1,18 a 0,85 mm	Estável	16	6,4	7,2	3,3
		27	10,8		
		11	4,4		
	Instável	11	4,4		
		10	4		
		7	2,8		

A. Figura 8: Distribuição de tamanhos dos MPs por repetições em escala normal.



C. Figura 9: Distribuição de tamanhos dos MPs por repetições em escala Log.



D- Tabela 1: Número de MPs em diferentes profundidades (0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 30–40 cm) (médias \pm DP).

Profundidades	Tamanho/Peneiras	Nº de MPs encontrados em 2,5g	Concentração de MPs (Nº/g)	Média	Desvio Padrão	Nº/1 kg
A1 (0-5 cm)	1A (2 a 1,18 mm)	127	50,8	49,47	1,97	20320
		118	47,2			18880
		126	50,4			20160
	1B (1,18 a 0,85 mm)	183	73,2	77,46	5,74	29280
		188	75,2			30080
		210	84			33600
	1C (0,85 a 0,25 mm)	21	8,4	10,4	3,81	3360
		20	8			3200
		37	14,8			5920
	1D (0,25 a 0,15 mm)	30	12	11,33	2,66	4800
		21	8,4			3360
		34	13,6			5440
A2 (5-10 cm)	2A (2 a 1,18 mm)	99	39,6	43,06	8,54	15840
		132	52,8			21120
		92	36,8			14720
	2B (1,18 a 0,85 mm)	162	64,8	59,73	9,83	25920
		165	66			26400
		121	48,4			19360

	2C (0,85 a 0,25 mm)	26	10,4	9,2	2,07	4160
		17	6,8			2720
		26	10,4			4160
	2D (0,25 a 0,15 mm)	28	11,2	10,8	1,05	4480
		29	11,6			4640
		24	9,6			3840
A3 (10-20 cm)	3A (2 a 1,18 mm)	159	63,6	63,46	4,20	25440
		169	67,6			27040
		148	59,2			23680
	3B (1,18 a 0,85 mm)	138	55,2	60,66	14,21	22080
		125	50			20000
		192	76,8			30720
	3C (0,85 a 0,25 mm)	22	8,8	9,73	1,28	3520
		28	11,2			4480
		23	9,2			3680
	3D (0,25 a 0,15 mm)	37	14,8	12,13	2,44	5920
		25	10			4000
		29	11,6			4640
A4 (20-30 cm)	4A (2 a 1,18 mm)	108	43,2	35,46	6,80	17280
		82	32,8			13120
		76	30,4			12160
	4B (1,18 a 0,85 mm)	153	61,2	45,2	13,87	24480

		91	36,4			14560
		95	38			15200
		41	16,4			6560
	4C (0,85 a 0,25 mm)	28	11,2	13,6	2,62	4480
		33	13,2			5280
		28	11,2			4480
	4D (0,25 a 0,15 mm)	31	12,4	13,2	2,49	4960
		40	16			6400
		37	14,8			5920
A5 (30-40 cm)	5A (2 a 1,18 mm)	47	18,8	18,66	3,80	7520
		56	22,4			8960
		53	21,2			8480
	5B (1,18 a 0,85 mm)	44	17,6	19,06	1,89	7040
		46	18,4			7360
		16	6,4			2560
	5C (0,85 a 0,25 mm)	19	7,6	8,66	2,94	3040
		30	12			4800
		19	7,6			3040
	5D (0,25 a 0,15 mm)	24	9,6	8,4	1,05	3840
		20	8			3200
Média			28,98666667		11594,6667	
Desvio Padrão			22,87606804		9227,64738	

E-Tabela 3: Resultados do teste de comparações múltiplas de Dunn entre os formatos de MPs (fragmentos, filmes e fibras) em cada profundidade amostrada.

Profundidades	Formatos	Diferenças Significativas	Valor <i>p</i>
A1	Fragmentos_A1 vs. Filmes_A1	**	0,0073
	Fragmentos_A1 vs. Fibras_A1	****	<0,0001
	Filmes_A1 vs. Fibras_A1	****	<0,0001
A2	Fragmentos_A2 vs. Filmes_A2	**	0,0019
	Fragmentos_A2 vs. Fibras_A2	****	<0,0001
	Filmes_A2 vs. Fibras_A2	****	<0,0001
A3	Fragmentos_A3 vs. Filmes_A3	***	0,001
	Fragmentos_A3 vs. Fibras_A3	****	<0,0001
	Filmes_A3 vs. Fibras_A3	****	<0,0001
A4	Fragmentos_A4 vs. Filmes_A4	***	0,0003
	Fragmentos_A4 vs. Fibras_A4	****	<0,0001
	Filmes_A4 vs. Fibras_A4	****	<0,0001
A5	Fragmentos_A5 vs. Filmes_A5	*	0,0496
	Fragmentos_A5 vs. Fibras_A5	****	<0,0001
	Filmes_A5 vs. Fibras_A5	****	<0,0001

Legenda: Profundidades amostradas: A1 (0–5 cm), A2 (5–10 cm), A3 (10–20 cm), A4 (20–30 cm) e A5 (30–40 cm).

F-Tabela 4: Resultados do teste de comparações de Dunn aplicado aos formatos de MPs (fragmentos, filmes e fibras) em diferentes profundidades.

Formatos por Profundidades	Diferenças significativas	Valor p
Fragmentos_A1 vs. Fragmentos_A3	ns	>0,9999
Fragmentos_A1 vs. Fragmentos_A4	****	<0,0001
Fragmentos_A1 vs. Fragmentos_A5	****	<0,0001
Fragmentos_A3 vs. Fragmentos_A4	****	<0,0001
Fragmentos_A3 vs. Fragmentos_A5	****	<0,0001
Fragmentos_A4 vs. Fragmentos_A5	ns	>0,9999
Filmes_A1 vs. Filmes_A2	*	0,0204
Filmes_A1 vs. Filmes_A3	ns	>0,9999
Filmes_A1 vs. Filmes_A4	****	<0,0001
Filmes_A1 vs. Filmes_A5	****	<0,0001
Filmes_A2 vs. Filmes_A3	**	0,0072
Filmes_A2 vs. Filmes_A4	***	0,0001
Filmes_A2 vs. Filmes_A5	**	0,002
Filmes_A3 vs. Filmes_A4	****	<0,0001
Filmes_A3 vs. Filmes_A5	****	<0,0001
Filmes_A4 vs. Filmes_A5	ns	>0,9999
Fibras_A1 vs. Fibras_A2	****	<0,0001
Fibras_A1 vs. Fibras_A3	ns	>0,9999
Fibras_A1 vs. Fibras_A4	ns	>0,9999
Fibras_A1 vs. Fibras_A5	****	<0,0001
Fibras_A2 vs. Fibras_A3	****	<0,0001
Fibras_A2 vs. Fibras_A4	***	0,0006
Fibras_A2 vs. Fibras_A5	ns	>0,9999
Fibras_A3 vs. Fibras_A4	ns	>0,9999
Fibras_A3 vs. Fibras_A5	***	0,0003
Fibras_A4 vs. Fibras_A5	**	0,0012

Legenda: Profundidades amostradas: A1 (0–5 cm), A2 (5–10 cm), A3 (10–20 cm), A4 (20–30 cm) e A5 (30–40 cm).

G- Figura 7: Distribuição das áreas de MPs (mm^2) nos formatos mais predominantes nas diferentes profundidades em escala Log.

