

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
DOUTORADO EM ENGENHARIA CIVIL

GRAZIELA TAÍS SCHMITT

AVALIAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

São Leopoldo
2025

GRAZIELA TAÍS SCHMITT

AVALIAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Tese apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Orientadora: Prof^a Dr^a Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo

2025

S355a Schmitt, Graziela Taís.

Avaliação de microplásticos em lixiviado de aterro
sanitário / Graziela Taís Schmitt. – 2025.

138 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2025.

“Orientadora: Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes”

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Silvana Dornelles Studzinski – CRB 10/2524)

GRAZIELA TAIS SCHMITT

AVALIAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Aprovado em 22 de setembro de 2025

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes - Presidente da Banca e Orientadora - UNISINOS

Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano – UNISINOS

Profa. Dra. Andreia Neves Fernandes – UFRGS

Prof. Dr. Décio Luis Semensatto Junior – UNIFESP

Prof. Dr. Thiago Lopes Rocha – UFG

AGRADECIMENTOS À CAPES

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de sabedoria e força, agradeço por ter iluminado e guiado meu caminho em todos os momentos desta jornada. Sua presença foi meu alicerce nos dias de incerteza e inspiração nas decisões difíceis.

A conclusão desta etapa representa não apenas um marco acadêmico, mas também pessoal, e seria impossível alcançá-la sem o apoio de pessoas fundamentais ao longo dessa trajetória.

À minha orientadora, Luciana Paulo Gomes, agradeço pela orientação precisa, pela confiança depositada no meu trabalho e pelo incentivo constante à autonomia e ao pensamento crítico.

À minha família, minha base incondicional, expresso minha mais sincera gratidão. Ao Pedro Henrique Brito, meu companheiro, obrigada pelo amor, paciência e apoio nos momentos de incerteza e exaustão. À minha mãe, Sandra Schmitt, e ao meu pai, Valmir Schmitt, que sempre acreditaram em mim e me ofereceram suporte em todas as fases da vida. Ao meu sobrinho Davi Lucas Schmitt, agradeço pela alegria espontânea que tantas vezes iluminou meus dias difíceis.

Aos colegas do Laboratório e do Grupo de Pesquisa em Saneamento Ambiental, que caminharam comigo ao longo desta jornada, meu sincero agradecimento pela parceria e pelas trocas de conhecimento.

A todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, deixo meu reconhecimento e gratidão.

RESUMO

Os microplásticos (MPs) são partículas plásticas com tamanho entre 0,001 e 5 mm, cuja presença no ambiente tem gerado crescente preocupação devido aos potenciais riscos para a biota e para os seres humanos. Apesar do avanço das pesquisas em ambientes aquáticos, a ocorrência e caracterização de MPs em lixiviados de aterros sanitários permanecem pouco exploradas no Brasil. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi identificar e caracterizar MPs presentes em amostras de lixiviado bruto provenientes do aterro sanitário, localizado no município de São Leopoldo – RS. Foram realizadas três campanhas amostrais ao longo do ano de 2024. As amostras foram submetidas a peneiramento, tratamento oxidativo com reagente de Fenton, filtração a vácuo e, posteriormente, as partículas suspeitas foram confirmadas como MPs por espectroscopia Raman. Apenas após essa confirmação química, as partículas foram caracterizadas fisicamente quanto à morfologia, forma, cor e tamanho. As concentrações variaram entre 13 e 73 itens/L. Observou-se predominância dos polímeros polipropileno (PP) e polietileno (PE), que juntos representaram a maior parte (80 %) dos MPs identificados. As partículas do tipo fragmento foram predominantes (98%), indicando origem secundária, ou seja, derivada da fragmentação de resíduos plásticos dispostos no aterro. A maioria das partículas apresentou tamanho inferior a 75 µm, o que sugere alta mobilidade e potencial para percolação no ambiente. A abundância de MPs apresentou correlação com variáveis físico-químicas do lixiviado, como turbidez, carga orgânica e cor, além de influência de fatores ambientais, como temperatura e precipitação. Os resultados indicam que aterros sanitários podem atuar como fontes relevantes de MPs. Este estudo contribui para preencher lacunas sobre o tema no Brasil e pode apoiar ações de educação ambiental e desenvolvimento de estratégias de combate à poluição por plásticos.

Palavras-chave: Microplásticos. Lixiviado. Aterro sanitário. Espectroscopia Raman. Resíduos sólidos.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are plastic particles ranging in size from 0.001 to 5 mm, whose presence in the environment has raised increasing concern due to potential risks to biota and human health. Despite advances in research in aquatic environments, the occurrence and characterization of MPs in landfill leachates remain scarcely explored in Brazil. In this context, the aim of this study was to identify and characterize MPs present in raw leachate samples from a landfill located in the municipality of São Leopoldo – RS. Three sampling campaigns were conducted throughout 2024. The samples underwent sieving, oxidative treatment with Fenton's reagent, vacuum filtration, and subsequently, suspected particles were confirmed as MPs by Raman spectroscopy. Only after this chemical confirmation were the particles physically characterized in terms of morphology, shape, color, and size. Concentrations ranged from 13 to 73 items/L. Polypropylene (PP) and polyethylene (PE) polymers predominated, together representing the majority (80%) of identified MPs. Fragment-type particles were predominant (98%), indicating a secondary origin, i.e., derived from the fragmentation of plastic waste disposed of in the landfill. Most particles were smaller than 75 µm, suggesting high mobility and potential for percolation in the environment. MP abundance correlated with leachate physicochemical variables, such as turbidity, organic load, and color, as well as environmental factors, including temperature and precipitation. The results indicate that landfills may act as significant sources of MPs. This study helps fill knowledge gaps on the topic in Brazil and may support environmental education initiatives and the development of strategies to mitigate plastic pollution.

Keywords: Microplastics. Leachate. Sanitary landfill. Raman spectroscopy. Solid waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema ilustrando a relação entre matéria-prima, polímero sintético, biopolímero, termoplásticos, termofixos e suas aplicações.....	21
Figura 2 – Produção mundial de plásticos	22
Figura 3 – Principais resinas consumidas no Brasil em 2023	23
Figura 4 – Processos envolvidos na degradação de plásticos.....	25
Figura 5 – Categorias dos detritos plásticos.....	27
Figura 6 – Fontes e destino de MPs no meio ambiente	29
Figura 7 – Fontes e caminhos de microplásticos via lixiviado de aterro sanitário	33
Figura 8 – Interações dos plásticos com o meio ambiente.....	46
Figura 9 – Exemplos de características morfológicas	53
Figura 10 – Etapas para o desenvolvimento do estudo.	59
Figura 11 – Vista geral do aterro	60
Figura 12 – Localização dos poços de visita e lagoas de acúmulo de lixiviado	63
Figura 13 – Procedimentos realizados para preparo da amostra e caracterização... <td>65</td>	65
Figura 14 – Fluxograma metodológico para caracterização de MPs em lixiviado....	69
Figura 15 – Abundância de microplásticos (itens/L) nas amostras de lixiviado – Distribuição por campanha de amostragem.....	73
Figura 16 – Distribuição percentual dos tipos de polímeros identificados nas amostras de lixiviado.....	78
Figura 17 – Distribuição percentual das formas dos microplásticos nas amostras de lixiviado.	85
Figura 18 – Exemplos de microplásticos (Polipropileno) na forma de fragmentos encontrado nas amostras de lixiviado, visualizados com lente objetiva de 20x e ocular de 10x via Espectroscopia Raman.	87
Figura 19 – Exemplos de microplásticos na forma de fragmentos encontrado nas amostras de lixiviado, visualizados com lente objetiva de 20x e ocular de 10x via Espectroscopia Raman.	88
Figura 20 – Distribuição percentual geral das cores dos microplásticos identificados nas amostras de lixiviado (n = 15).....	92
Figura 21 – Distribuição percentual das classes dimensionais dos microplásticos nas amostras de lixiviado	96
Figura 22 – Distribuição percentual das subfaixas nas amostras de lixiviado	99

Figura 23 – Distribuição percentual dos polímeros polipropileno (PP) e polietileno (PE) ao longo das diferentes faixas dimensionais dos microplásticos identificados nas 15 amostras de lixiviado	102
Figura 24 – Matriz de correlação (coeficiente de Pearson) entre MPs e parâmetros ambientais e físico-químicos do lixiviado	105

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fases de operação do aterro	61
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentração de MPs em lixiviados de aterros sanitários em escala global.....	39
Tabela 2 – Panorama de amostragem, preparo de amostra e método para caracterização de microplásticos em amostras de lixiviado de aterro sanitário	48
Tabela 3 – Categorias e subcategorias para classificação de microplásticos	53
Tabela 4 – Técnicas de caracterização de microplásticos	56
Tabela 5 – Condições ambientais médias durante os períodos de amostragem em São Leopoldo (RS).....	74
Tabela 6 – Dados obtidos por espectroscopia Raman, incluindo identificação de polímero, forma morfológica, tamanho da partícula e valores de correspondência espectral (<i>match</i> da biblioteca).....	123
Tabela 7 – Resultados ANOVA unidirecional para a comparação entre polímeros identificados nas amostras de lixiviado de aterro sanitário	137
Tabela 8 – Subgrupos homogêneos formados pelo teste de Tukey B para os polímeros identificados	137
Tabela 9 – Resultados dos parâmetros físico-químicos	138

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS	Resina de acrilonitrila butadieno estireno
ALK	Alquídico - resina de poliéster
ATR-	Reflexão total atenuada espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier
FTIR	transformada de Fourier
COT	Carbono Orgânico Total
CPE	Polietileno clorado
CRVR	Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos
CSM	Polietileno clorossulfonado
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EAA	Copolímero de etileno e ácido acrílico
EEA	Copolímero de etileno-etil acrilato
EPR	Copolímero de etileno-propileno
EPS	Poliestireno expandido
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
EVA	Etileno acetato de vinila
FTIR	Infravermelho por transformada de Fourier
H2O2	Peróxido de hidrogênio
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
LB	Lixiviado bruto
MEV	Microscópio eletrônico de varredura
MPs	Microplásticos
NaClO	Hipoclorito de sódio
NOAA	National Oceanographic and Atmospheric Administration
PA	Poliamida
PAA	Ácido poliacrílico
PCBs	Bifenilos Policlorados
PDMS	Poli(dimetilsiloxano)
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de Alta Densidade

PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PEBDL	Polietileno de Baixa Densidade Linear
PEC	Polietileno clorado
PES	Poliéster
PET	Polietileno Tereftalato
PF	Resina fenólica
PMMA	Polimetilmetacrilato
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PU	Poliuretano
PVA	Álcool polivinílico
PVAC	Acetato de Polivinilo
PVB	Polivinil butiral
PVC	Policloreto de Vinila
RI	Resíduo Industrial
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SAA	Copolímero de estireno e álcool alílico
SAN	Copolímero de estireno-acrilonitrila
SBMA	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila
SBR	Borracha de estireno butadieno
SBR	Reator sequencial em bateladas
TR	Borracha de pneu
WWF	World Wildlife Fund

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.2 OBJETIVOS	19
1.2.1 Objetivo geral	19
1.2.2 Objetivos específicos	19
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
2.1 PRODUÇÃO DE PLÁSTICOS	20
2.1.1 Degradação de plásticos	24
2.2 MICROPLÁSTICOS	27
2.2.1 Fontes e geração de microplásticos	27
2.2.1 Ocorrência, transporte e destino de MPs	34
2.3 ATERRO SANITÁRIO E LIXIVIADO	36
2.3.1 Microplásticos em lixiviado de aterro sanitário	38
2.4 IMPACTOS PARA O MEIO AMBIENTE E SAÚDE HUMANA	44
2.5 DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS	46
2.5.1 Amostragem	50
2.5.2 Peneiramento	50
2.5.3 Remoção da matéria orgânica	51
2.5.4 Caracterização física	52
2.5.4 Caracterização química	55
3 METODOLOGIA	59
3.1 ÁREA DE ESTUDO	59
3.1.1 Características e operação do aterro sanitário	60
3.2 AMOSTRAGEM	62
3.2.1 Caracterização físico-química	64
3.3 CONTROLE DE QUALIDADE DURANTE O PROCESSO DE ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS	64
3.4 MÉTODO PARA CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS	65
3.4.1 Peneiramento	65
3.4.2 Tratamento oxidativo	66
3.4.4 Caracterização química e física	66
3.4 ANÁLISE DOS DADOS	68
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	69

4.1 ADAPTAÇÕES METODOLÓGICAS E CONTROLE DO PROCESSO	69
4.2 ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS NAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	71
4.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA.....	76
4.3.1 Composição polimérica dos microplásticos	76
4.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA.....	84
4.4.1 Forma dos microplásticos	84
4.4.2 Cor dos microplásticos	90
4.4.3 Tamanho dos microplásticos	95
4.5 ANÁLISE DA CORRELAÇÃO ENTRE MICROPLÁSTICOS E PARÂMETROS AMBIENTAIS.....	104
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
REFERÊNCIAS	111
APÊNDICE A – IDENTIFICAÇÃO DE PARTÍCULAS MICROPLÁSTICAS POR ESPECTROSCOPIA RAMAN NAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	123
APÊNDICE B – COMPARAÇÃO ENTRE POLÍMEROS	137
APÊNDICE C – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO	138

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos se tornaram uma commodity universal, suas vendas globais estão crescendo a uma taxa de US\$ 600 bilhões de dólares por ano, e sua produção anual global já ultrapassa 413 milhões de toneladas (BAI *et al.*, 2020; HOU *et al.*, 2021; PLASTIC EUROPE, 2024). As características materiais dos plásticos, especialmente a leveza, durabilidade e resistência à corrosão, são responsáveis por sua ampla utilização na indústria e na vida cotidiana. No entanto, o uso generalizado, produção de alto nível, descarte rápido e resistência à degradação de plásticos resultaram em sua liberação em larga escala no meio ambiente, tornando-se uma preocupação ambiental global (XU *et al.*, 2020).

O principal problema associado à produção intensiva de plásticos é a geração de resíduos. Como a demanda mundial por materiais plásticos continua a crescer, a gestão de resíduos plásticos continuará sendo um desafio global. Estima-se que aproximadamente 80% de todo plástico produzido globalmente não teve destinação adequada (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Somente no Brasil, em 2022, 13,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos foram gerados (ABRELPE, 2022).

Os resíduos plásticos podem ser fragmentados e degradados a detritos menores, sendo os microplásticos (MPs) aqueles com tamanho entre 0,001 e 5 mm (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; LIU *et al.*, 2020), que atualmente figuram entre os poluentes mais preocupantes da atualidade. Os MPs podem ser encontrados em diferentes formas, como espumas, fragmentos, esferas, fibras e grânulos. Tanto o tamanho quanto a forma dos MPs determinam seu destino e degradação no meio ambiente (GOLWALA *et al.*, 2021; SU *et al.*, 2019). Os MPs podem provir tanto de fontes primárias quanto secundárias. Primários, produzidos de forma intencional em tamanhos reduzidos; secundária, produzidos de forma não intencional, resultado da fragmentação de plásticos maiores (WU *et al.*, 2019).

Considerados poluentes com distribuição global, os MPs já foram identificados em praticamente todos os compartimentos ambientais, incluindo regiões costeiras e profundas dos oceanos (ERIKSEN *et al.*, 2014; FORD *et al.*, 2022). Estudos relataram a ocorrência de MPs em mares (ERIKSEN *et al.*, 2014), no oceano Antártico (WALLER *et al.*, 2017), oceano Pacífico (PAN *et al.*, 2019), lagos (BERTOLDI *et al.*, 2021), rios (ALAM *et al.*, 2019), atmosfera (GASPERI *et al.*, 2018), areia de praia (YU *et al.*, 2016) e biota marinha (ALOMAR *et al.*, 2017; CARON *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019).

Os MPs também foram encontrados em aterros sanitários (LODH; SHAFI; GOEL, 2025; NAYAHI *et al.*, 2022; WU *et al.*, 2019) estações de tratamento de esgoto (ETEs) (HOU *et al.*, 2021; MURPHY *et al.*, 2016) e até mesmo em água potável (MASON; WELCH; NERATKO, 2018), sal marinho (IÑIGUEZ; CONESA; FULLANA, 2017), cerveja (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2014), mel e açúcar (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2013). Essa ampla distribuição evidencia a necessidade urgente de controle dos MPs em diferentes matrizes ambientais.

Uma das maneiras de eliminar a poluição microplástica é controlar e impedir que os plásticos entrem no meio ambiente. As estratégias de controle são determinadas pelas fontes, portanto, é de grande importância entender as fontes e os caminhos de entrada dos MPs no meio ambiente. (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; HE *et al.*, 2019). Segundo He *et al.* (2019) a principal fonte de entrada de MPs para o meio ambiente é o gerenciamento inadequado de resíduos e a má conduta humana.

Além dessas ações, é importante considerar o contexto das discussões globais sobre a gestão do plástico, especialmente no âmbito do Tratado Global de Plásticos, que tem enfatizado a necessidade de redução expressiva da produção de plásticos e o banimento de materiais de uso único (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2018; GLOBAL PLASTICS POLICY CENTRE, 2023). Essas medidas visam atuar de forma preventiva, abordando a poluição plástica em sua origem e promovendo uma transição para modelos de produção e consumo mais sustentáveis.

O aterro sanitário é considerado a forma mais utilizada em todo o mundo para a disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), incluindo resíduos plásticos (GOLWALA *et al.*, 2021). Uma grande quantidade de plásticos está enterrada em aterros sanitários, estima-se que 21% a 42% da geração global de resíduos plásticos esteja armazenada em aterros sanitários (NIZZETTO *et al.*, 2016). No Brasil, cerca de 7,7 milhões de toneladas de resíduo plástico são destinadas a aterros sanitários anualmente (WIT *et al.*, 2019). Devido à persistência ambiental da maioria dos plásticos, o aterro sanitário não elimina os resíduos plásticos, mas deixa o problema para o futuro (WAN *et al.*, 2022). Além disso, os aterros podem atuar como fontes potenciais de MPs (HE *et al.*, 2019).

Nos aterros sanitários, o processo de fragmentação de plásticos a MPs secundários pode ocorrer com uma maior facilidade em comparação ao ambiente marinho, devido a características ambientais mais intensas. Como exemplo, variação

de pH do lixiviado, alta salinidade, variação de temperatura, geração de gases (CO_2 e CH_4), compactação física e degradação microbiana (HE *et al.*, 2019; NIZZETTO *et al.*, 2016).

O lixiviado, por sua vez, é gerado a partir da percolação da água pelas camadas de resíduos, aliada aos processos de degradação (COLOMBO *et al.*, 2019). A composição do lixiviado varia entre os aterros sanitários, dependendo do tipo de resíduo enterrado, estágio de degradação, condições climáticas, idade do aterro, tipo de operação do aterro, entre outros fatores (HUDA *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2021). Geralmente o lixiviado é composto por substâncias orgânicas e inorgânicas, metais pesados, alta carga orgânica, hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, plastificantes, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais. (COLOMBO *et al.*, 2019; DENG *et al.*, 2020; QUAN *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2021). Diversos estudos também demonstraram que os lixiviados de aterros sanitários podem conter MPs (HE *et al.*, 2019; LODH; SHAFI; GOEL, 2025; NAYAHI *et al.*, 2022; SU *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2021; VAN PRAAGH; LIEBMANN, 2021; WU *et al.*, 2019). As instalações de aterros coletam e tratam os lixiviados, mas ainda não está claro se esses tratamentos, que geralmente são aplicados para neutralizar e eliminar os demais poluentes, também são eficazes para eliminar MPs (SILVA *et al.*, 2021). Uma das primeiras pesquisas sobre MPs em lixiviados foi realizado em 2018, quando o *Nordic Council of Ministers* solicitou um projeto para *Nordic Waste Group* e *Marine Group* para investigar a ocorrência de MPs em lixiviados de aterros sanitários nos países nórdicos europeus (Noruega, Islândia e Finlândia), e a concentração encontrada de MPs foi de 0,16 a 4,16 itens/L (VAN PRAAGH; HARTMAN; BRANDMYR, 2018).

No entanto, até o momento, apenas alguns estudos foram realizados, em países como a China, onde a concentração de MP em lixiviados de aterros de diferentes regiões do país variaram entre 0,42 e 291 itens/L (HE *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2021; XU *et al.*, 2020; WAN *et al.*, 2022). Resultados semelhantes foram observados por (LODH; SHAFI; GOEL, 2025) em aterros urbanos da Índia, onde as concentrações de MPs no lixiviado bruto apresentaram ampla variação entre 1,3 e 142 itens/L, refletindo diferenças nas características dos resíduos e nas condições de operação dos aterros. No sudeste da Europa, na Bósnia e Sérvia, os valores médios obtidos de concentração de partículas de MPs nas amostras de lixiviado de três aterros sanitários variaram de 0,64 a 2,16 mg/L (NAREVSKI *et al.*, 2021). No Oriente Médio, no Irã, os teores de MPs no lixiviado

do aterro sanitário de Bushehr foi de 63 a 92 itens/L (MOHAMMADI *et al.*, 2022). As diferentes concentrações de MPs encontradas em lixiviado podem ser específicas da região ou devido à falta de métodos analíticos padronizados, o que certamente dificulta a comparação de resultados obtidos em diferentes pesquisas.

As principais preocupações quanto aos MPs estão relacionadas aos seus efeitos potencialmente nocivos sobre o meio ambiente e a biota, sendo elas a) a durabilidade do plástico torna-o altamente resistente à degradação; b) grande parte da matéria-prima e insumos para produção dos plásticos é de origem fóssil; c) detritos de plástico são vulneráveis à fragmentação; d) os MPs podem contribuir para o transporte de substâncias químicas, pois possuem características que possibilitam a sorção de contaminantes em sua superfície; e) podem liberar substâncias que são incorporados durante seu processo de fabricação; f) detritos de plástico podem causar ferimentos e morte de aves marinhas, mamíferos, peixes e répteis por emaranhamento e ingestão (ALOMAR *et al.*, 2017; KARBALAEI *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2020; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

Apesar do crescente número de pesquisas internacionais sobre MPs em lixiviados de aterros sanitários, observa-se uma lacuna significativa no contexto nacional. Uma revisão sistemática da literatura foi realizada nas bases de dados *SciELO* e *ScienceDirect*, considerando publicações no período de 2012 a julho de 2024. Foram utilizados termos de busca em inglês e português, como “*microplastic*”, “*microplastic and leachate*” e “*microplásticos and lixiviado*”. A busca teve como objetivo identificar estudos que abordassem a presença de microplásticos em lixiviados de aterros sanitários, especialmente no Sul do Brasil. Foram incluídos artigos completos disponíveis em português ou inglês, e excluídos resumos, trabalhos repetidos ou não relacionados ao tema. Não foram identificadas publicações que tratassem especificamente da presença de microplásticos em lixiviados de aterros sanitários na região sul do país.

Diante desse cenário e da hipótese de que lixiviados de aterros sanitários são fontes relevantes de MPs, este trabalho tem como objetivo investigar a presença e a partir disso, caracterizar os MPs presentes em amostras de lixiviado do aterro sanitário operado pela Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), localizado no município de São Leopoldo – RS.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo dessa pesquisa foi identificar e caracterizar microplásticos presentes em amostras de lixiviado bruto provenientes do aterro sanitário da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), unidade de São Leopoldo – Rio Grande do Sul.

Essa Pesquisa visa esclarecer os seguintes questionamentos:

O lixiviado de aterro sanitário atua como uma fonte potencial de microplásticos para o meio ambiente?

Quais são as características morfológicas dos microplásticos presentes nas amostras de lixiviado bruto?

Quais polímeros são predominantes?

1.2.2 Objetivos específicos

- a) Adaptar um método analítico para a extração e caracterização de microplásticos em amostras de lixiviado bruto, considerando as particularidades dessa matriz;
- b) Quantificar microplásticos em amostras de lixiviado bruto produzido em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos;
- c) Caracterizar os microplásticos identificados quanto à morfologia (tamanho, forma, cor) e à composição polimérica, por meio de espectroscopia Raman.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo está apresentada uma revisão bibliográfica a qual especifica os tópicos centrais pertinentes ao assunto da pesquisa desenvolvida. Está subdividido em: produção de plásticos, microplásticos, aterro sanitário e lixiviado, impactos para o meio ambiente e saúde humana e detecção de microplásticos.

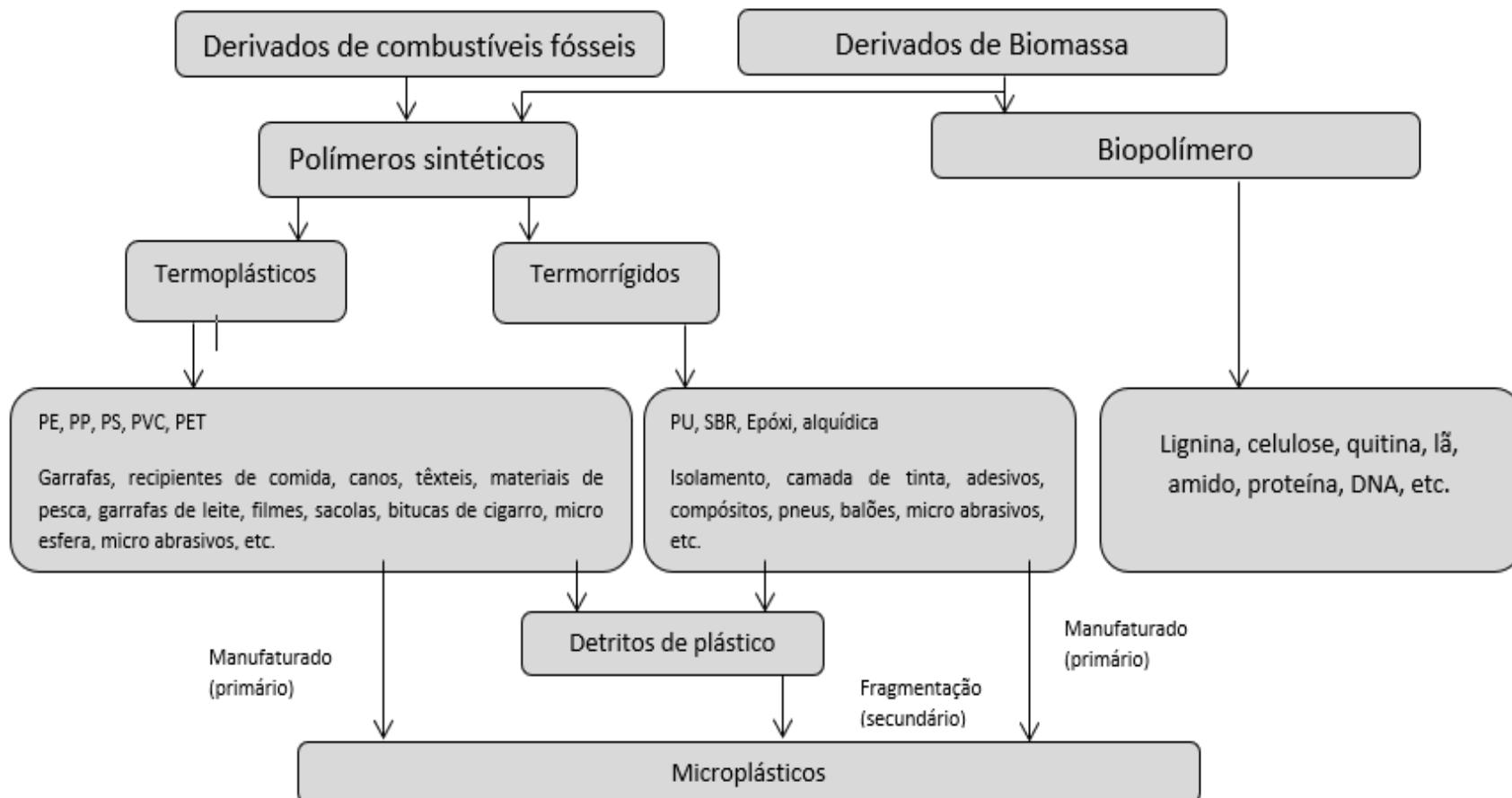
2.1 PRODUÇÃO DE PLÁSTICOS

A matéria-prima para a fabricação dos plásticos é predominantemente de origem fóssil, como petróleo, gás natural ou carvão. Sua produção inicia nas refinarias de petróleo durante o processo de destilação, com o intuito separar o petróleo em diferentes frações. Entre essas frações está a nafta, matéria-prima fundamental para a produção de monômeros, como o etileno, propileno e estireno utilizados na fabricação dos plásticos (ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021; MILLET *et al.*, 2019).

Mais de 30 tipos de plástico podem ser produzidos com uma ampla gama de propriedades (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017), e podem ser classificados em termoplásticos e termofixos (Figura 1) (MILLICAN; AGARWAL, 2021). Os termoplásticos fundem quando expostos ao aquecimento, e solidificam quando resfriados, num processo reversível, o que facilita a reciclagem deste polímero. Nesse grupo se encaixam os polímeros lineares ou ramificados. Já os termofixos, ou termorrígidos, assumem uma estrutura reticulada quando expostos ao aquecimento, ou outra forma de tratamento, formando ligações cruzadas que tornarão o polímero infusível, dificultando assim o processo de reciclagem (MANO; MENDES, 2010).

Os termoplásticos representam aproximadamente 80% em peso dos plásticos consumidos mundialmente, e os polímeros mais comuns são polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), poliamida (PA), polietileno tereftalato (PET) (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017; CANOPOLI *et al.*, 2018).

Figura 1 – Esquema ilustrando a relação entre matéria-prima, polímero sintético, biopolímero, termoplásticos, termofixos e suas aplicações



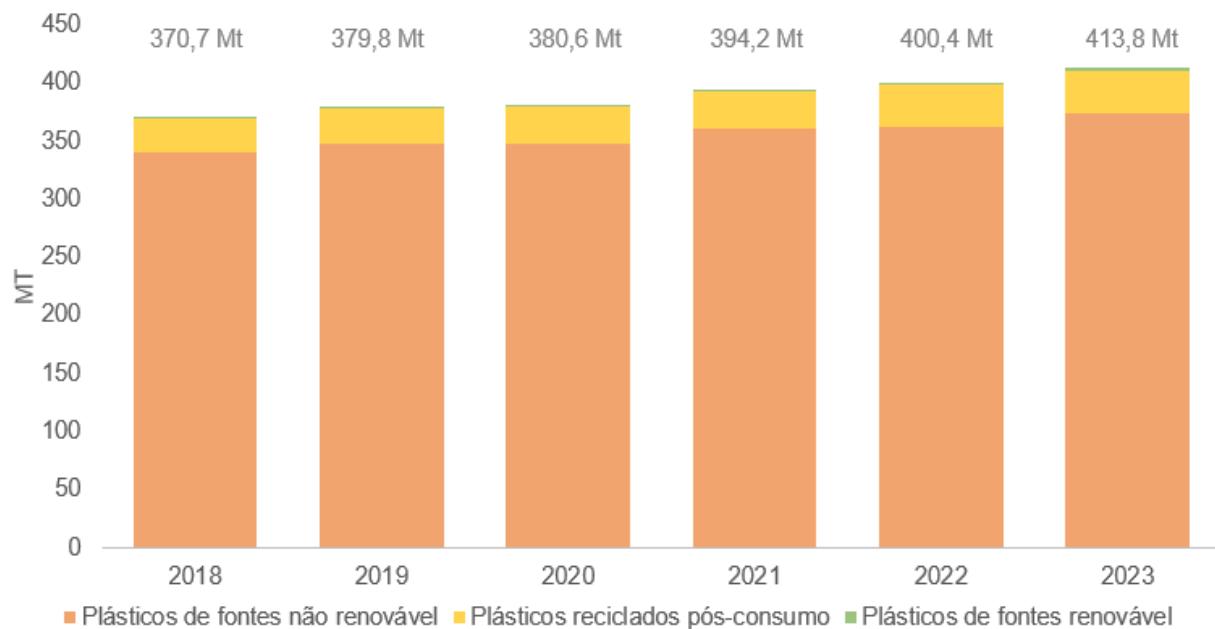
Fonte: Adaptado de UNEP (2016)

Legenda: Polietileno (PE); Polipropileno (PP); Poliestireno (PS); Policloreto de vinila (PVC); Polietileno tereftalato (PET); Poliuretano (PU); Borracha de estireno butadieno (SBR);

Devido as propriedades de durabilidade, flexibilidade, resistência à corrosão, isolamento térmico e elétrico, e baixo custo, os materiais plásticos são amplamente utilizados pela indústria e sociedade (XU *et al.*, 2020). Os materiais plásticos podem ser utilizados em diversos segmentos, como o de embalagens, têxtil, construção civil, automotivo, eletroeletrônico, agricultura, adesivos, entre outros (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; MILLCAN; AGARWAL, 2021; PLASTICS EUROPE, 2021).

A indústria do plástico cresceu significativamente desde 1950, de modo que a produção global de plásticos atingiu 413 milhões de toneladas em 2023 (Figura 2). Desse montante, 90,45% da produção mundial de plásticos foi de origem fóssil, 8,7% de plásticos reciclados pós-consumo e menos que 1% de plásticos de fonte renovável (PLASTIC EUROPE, 2024). Esse valor equivale a cerca de 51 kg de plástico para cada pessoa no planeta no ano de 2023.

Figura 2 – Produção mundial de plásticos



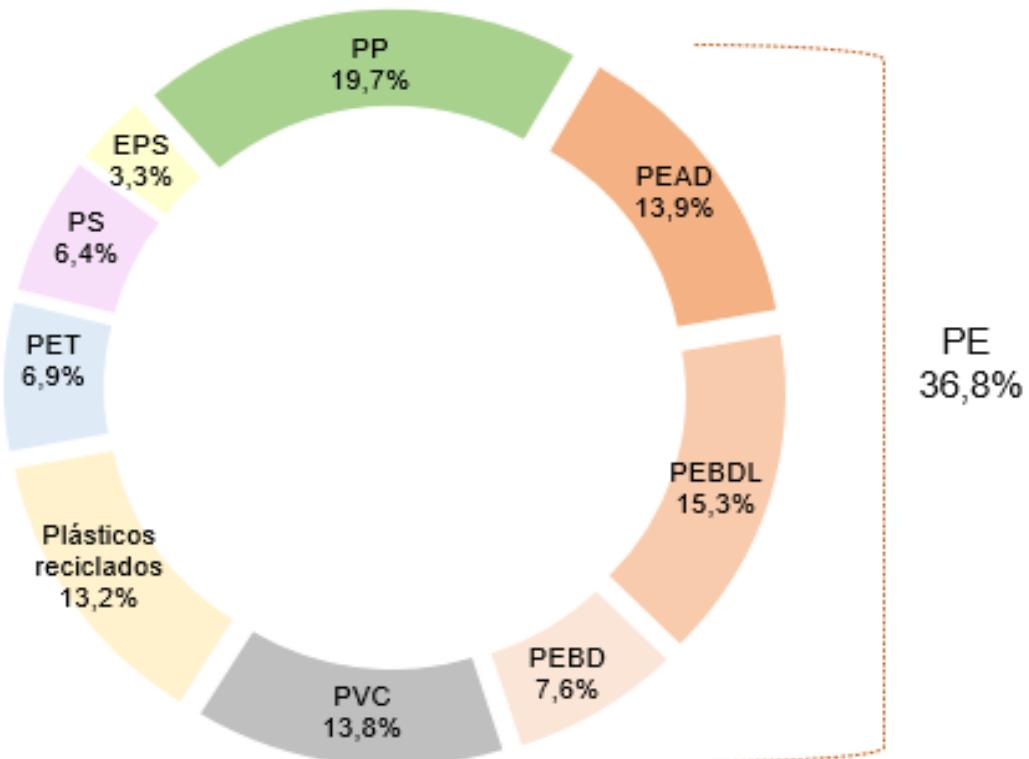
Fonte: Adaptado de Plastic Europe (2024)

No Brasil, foram produzidas 7,04 milhões de toneladas de produtos plásticos no ano de 2023. O material mais utilizado é o PE (Figura 3), totalizando um consumo de 36,8%, o qual inclui a soma de suas variações, o polietileno de alta densidade (PEAD), polietileno de baixa densidade (PEBD) e polietileno de baixa densidade linear (PEBDL). O PE é amplamente utilizado em embalagens flexíveis, recipientes para

alimentos, sacolas plásticas, embalagens para produtos químicos, embalagens para cosméticos, isolamento de fios, entre outros (ABIPLAST, 2023).

Em segundo lugar, a resina mais consumida é o PP, com 19,7%; utilizado para fabricação de fibras de tecidos, canudos e copos plásticos, peças para eletrônicos e automotivas, embalagens, sacarias de rafia, dispositivos médicos. Seguido pelo PVC com 13,8%, polímero de grande utilização na construção civil para produtos de encanamento e isolamento de cabos elétricos (ABIPLAST, 2023).

Figura 3 – Principais resinas consumidas no Brasil em 2023



Fonte: Adaptado de Abiplast (2023)

Legenda: Polipropileno (PP); polietileno de alta densidade (PEAD); polietileno de baixa densidade linear (PEBDL); polietileno de baixa densidade (PEBD); policloreto de vinila (PVC); polietileno tereftalato (PET); poliestireno (PS); poliestireno expandido (EPS).

O alto consumo e, consequentemente, alta produção de plásticos, resultam em grandes quantidades de resíduos plástico gerados e acúmulo no meio ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; UPADHYAY; BAJPAI, 2021). Essencialmente, os resíduos plásticos têm três destinos diferentes: podem ser reciclados ou reprocessados, incinerados ou destinados a aterros sanitários. Estima-se que entre 1950 e 2015, se gerou cerca de 6.300 milhões de toneladas de resíduos plásticos, dos quais cerca de 9% foram reciclados, 12% foram incinerados e 79% foram

acumulados em aterros sanitários ou no meio ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

Se o cenário atual de produção de plásticos continuar, estima-se que até 2050 haverá 12.000 milhões de toneladas de resíduos plásticos acumulados nos aterros sanitários ou no meio ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). No Brasil, em 2022, 13,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos foram gerados, representando 17% da geração total de RSU (ABRELPE, 2022).

Segundo levantamento do *World Wildlife Fund* (WWF), o Brasil é o quarto maior produtor de resíduos plásticos no mundo, atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. Mas apenas 1,28% dos resíduos são efetivamente reciclados, ou seja, reprocessados na cadeia de produção como produto secundário. Essa é uma das taxas mais baixas da pesquisa e bem abaixo da média global de 9% para a reciclagem de plástico. Neste cenário, o estudo estima que cada brasileiro produza 0,95 kg de resíduo plástico por semana (WIT *et al.*, 2019). A geração de resíduos está diretamente correlacionada com a população humana, o crescimento econômico e os padrões de vida.

Além disso, os plásticos também contribuem para as mudanças climáticas. As diferentes etapas da produção do plástico, desde a extração até a gestão dos resíduos, contribuem para as emissões de gases de efeito estufa (FORD *et al.*, 2022).

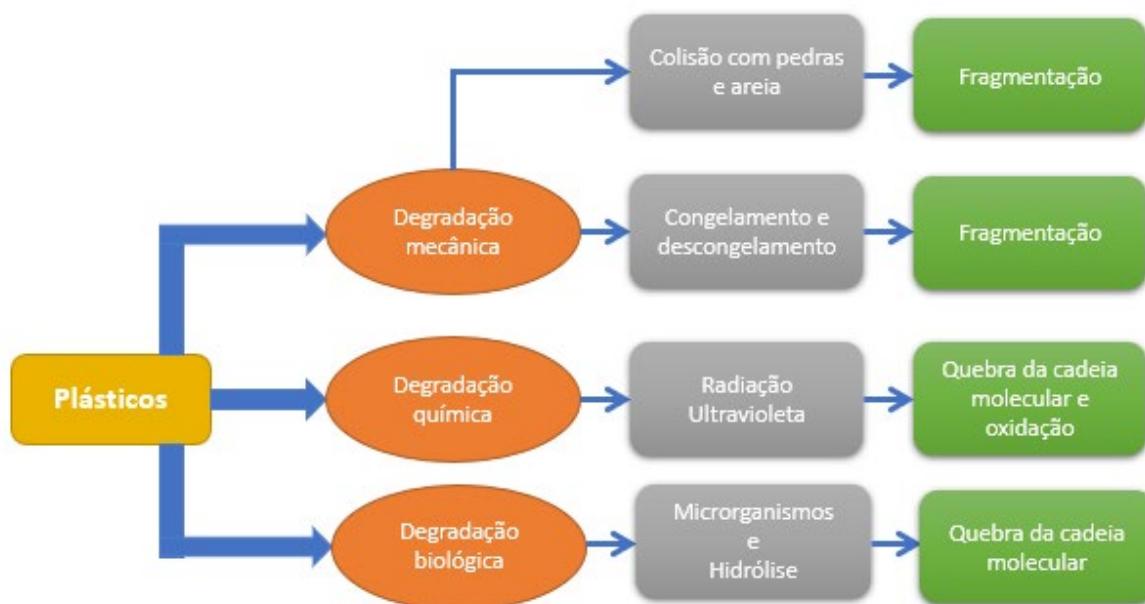
Portanto, frente a estes números, se a demanda global por plástico permanecer inalterada, a poluição plástica deverá dobrar até 2030 no planeta, principalmente nos oceanos (WIT *et al.*, 2019). Atualmente, a poluição plástica é uma das maiores preocupações e ameaças ao meio ambiente, sendo considerada uma nova forma de contaminação emergente pela National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) dos Estados Unidos, devido aos múltiplos riscos que apresentam ao meio ambiente (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017).

2.1.1 Degradação de plásticos

Os resíduos plásticos podem se degradar e fragmentar lentamente, gerando inúmeros detritos plásticos, sob a ação de processos mecânicos, químicos e biológicos (Figura 4) (LIU *et al.*, 2020; PLASTIC EUROPE, 2021; PORTER; SMITH; LEWIS, 2019). A degradação de um polímero está relacionada ao rompimento de ligações químicas covalentes, seja na cadeia principal ou em cadeia lateral. Esse

rompimento é consequente da geração de espécies reativas (na maioria dos casos, radicais livres) que são também os responsáveis pela propagação do processo de degradação (MONTAGNER *et al.*, 2021). Mas, de acordo com Avio, Gorbi e Regoli (2017), as taxas de degradação podem variar dependendo do tipo de polímero, presença de aditivos químicos, oxigênio disponível para o sistema e temperatura ambiente.

Figura 4 – Processos envolvidos na degradação de plásticos



Fonte: Adaptado de Zhang *et al.* (2021)

A degradação mecânica refere-se à diminuição do tamanho físico do plástico e está relacionada com força mecânicas externas, como ondas, marés e ventos, ocasionando a colisão e a abrasão do material com pedras e areia, entre outros fatores físicos. O congelamento e descongelamento de plásticos em ambientes aquáticos também pode resultar na degradação mecânica (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021; ZHANG *et al.*, 2021).

O processo de degradação química está relacionado principalmente a foto-oxidação causada pela exposição do plástico à radiação ultravioleta, o qual facilita a oxidação da superfície dos plásticos tornando-os mais fracos e quebradiços, sendo considerado o principal processo de degradação de plásticos no meio ambiente. E por meio de espécies oxidativas presentes no ambiente onde o plástico se encontra. (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021; ZHANG *et al.*, 2021). A degradação mecânica e química pode gerar produtos de degradação de baixo peso molecular e criar fraturas

e poros na superfície do polímero, podendo acelerar os processos de biodegradação (ZHANG *et al.*, 2021).

O processo de degradação biológica refere-se à deterioração dos plásticos por microrganismos. Esses microrganismos podem degradar plásticos fisicamente por mordida, mastigação ou fragmentação digestiva, ou biologicamente por processos bioquímicos. Os microrganismos, incluindo bactérias, fungos e insetos, podem ser os principais responsáveis pela degradação biológica dos plásticos (PORTER; SMITH; LEWIS, 2019; ZHANG *et al.*, 2021). O processo de hidrólise é o mais importante para iniciar a biodegradação de polímeros sintéticos. Polímeros hidrolisáveis, como PET e PA são geralmente mais suscetíveis à biodegradação devido à presença de vias de biodegradação existentes, como hidrolases extracelulares envolvidas na degradação de celulose e proteínas (ZHANG *et al.*, 2021).

A degradação causa a oxidação e cisão da cadeia de polímeros, levando a mudanças na composição química, aparência, textura, propriedades físico-químicas e mecânicas dos plásticos. À medida que o plástico se decompõe em fragmentos cada vez menores, ele se tornará mais biodisponível para uma ampla gama de organismos menores (PORTER; SMITH; LEWIS, 2019; ZHANG *et al.*, 2021). Seu destino depende principalmente da densidade do polímero, a qual influencia a flutuabilidade, a posição na coluna d'água e a consequente possibilidade de interagir com a biota. Polímeros mais densos que a água, como o PVC ($1,20\text{-}1,45 \text{ g cm}^{-3}$) e poliéster ($1,37 \text{ g cm}^{-3}$) afundarão, enquanto aqueles com menor densidade, como o PP ($0,89\text{-}0,91 \text{ g cm}^{-3}$) e PE ($0,93\text{-}0,98 \text{ g cm}^{-3}$), tenderão a flutuar na coluna de água. Processos como a bioincrustação e a colonização de organismos na superfície do plástico aumentam o peso das partículas, acelerando assim o seu afundamento nos sedimentos de fundo. A degradação, fragmentação e a lixiviação de aditivos também podem alterar a densidade dos objetos e sua distribuição ao longo da coluna d'água. (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017; KABIR *et al.*, 2023).

A degradação é um processo extremamente importante para determinar o destino de plásticos e seus efeitos no meio ambiente, mas a maioria dos estudos atuais sobre degradação ambiental de plásticos se concentra nos estágios iniciais de degradação, portanto, a formação de MPs sob diferentes condições ambientais ainda é pouco compreendida e a persistência de microplásticos no meio ambiente é praticamente desconhecida (ZHANG *et al.*, 2021).

Com base em seus tamanhos, os detritos plásticos são divididos em quatro categorias (Figura 5): megaplásticos (>500 mm), macroplásticos (entre 50 e 500 mm), mesoplásticos (entre 5 e 50 mm), MPs (entre 0,001 e 5 mm) e nanoplásticos ($<0,001$ mm) (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; WU *et al.*, 2019).

Figura 5 – Categorias dos detritos plásticos



Fonte: Adaptado de Debroy, George e Mukherjee (2021).

2.2 MICROPLÁSTICOS

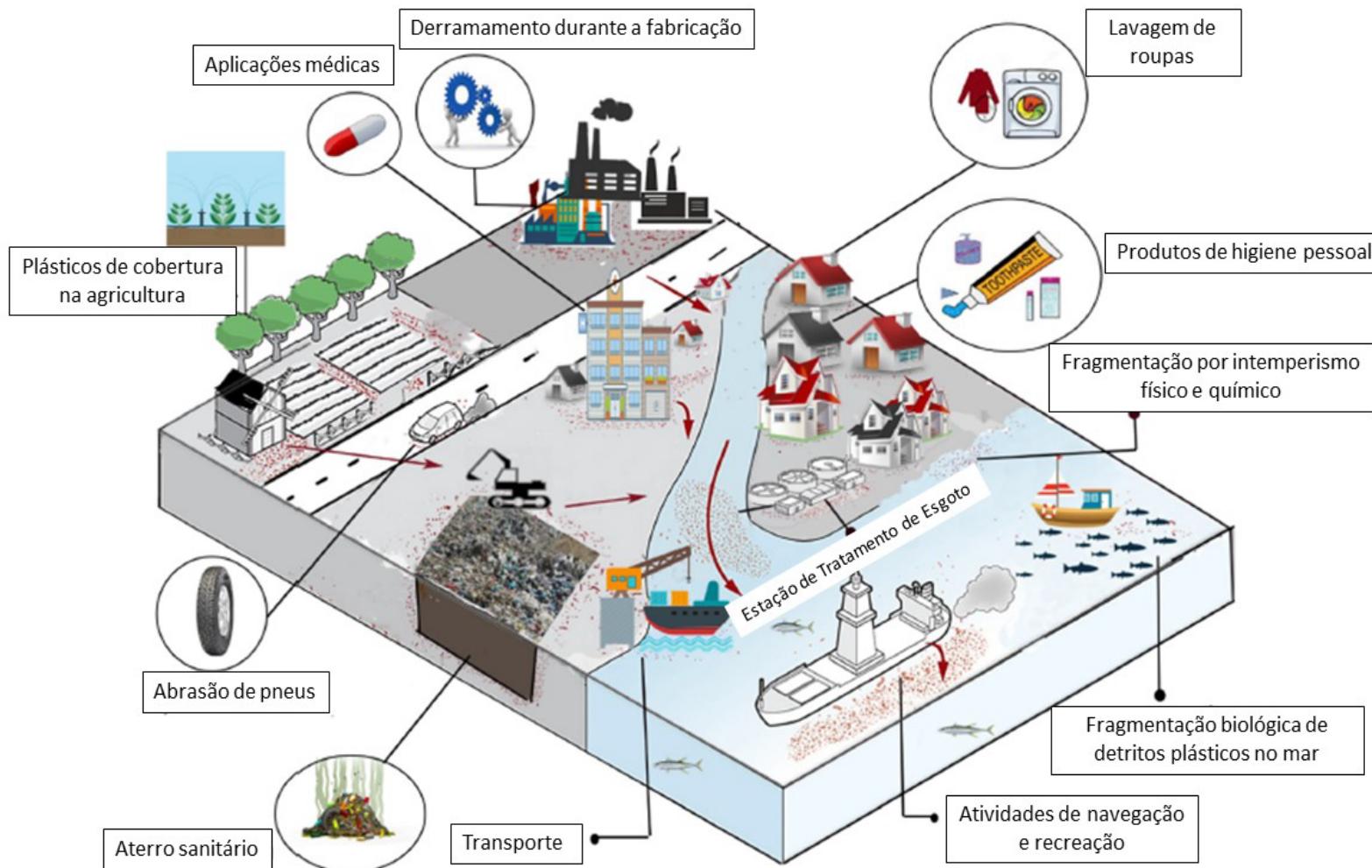
2.2.1 Fontes e geração de microplásticos

Os MPs são fragmentos de plástico, fibras ou detritos degradados de produtos de consumo com tamanho entre 0,001 e 5 mm e estima-se que são os detritos plásticos em maior quantidade no meio ambiente. Podem ser originados de fontes primárias e secundárias. Não possuem um tipo em específico, o que significa que todos os tipos de plásticos podem mudar sua forma e tamanho em MPs (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; KURNIAWAN *et al.*, 2021; LIU *et al.*, 2020; SOBHANI *et al.*, 2020).

As fontes primárias são aquelas em que os MPs são produzidos intencionalmente para uso direto ou como precursores de outros produtos. A forma mais comum e conhecida de MPs primários são as resinas plásticas (pellets), que geralmente possuem tamanhos em torno de 5 mm e forma granular, facilitando seu transporte e armazenamento. (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; HE *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2020). No entanto, durante toda a cadeia produtiva dessas resinas, esses materiais podem entrar no meio ambiente devido a derramamentos durante a produção, processamento e transporte. Karlsson *et al.* (2018) constataram que as

indústrias de plásticos na Suécia podem contribuir com até 36 milhões de pellets para o ambiente em perdas durante o processo produtivo. Dados disponibilizados pelo Reino Unido alertam que cerca de 105 a 1054 toneladas de MPs primários na forma de pellets são despejados acidentalmente no meio ambiente anualmente (Figura 6) (BERTOLDI *et al.*, 2021; KURNIAWAN *et al.*, 2021).

Figura 6 – Fontes e destino de MPs no meio ambiente



Fonte: Adaptado de Karbalaei *et al.* (2018)

Além dos pellets, as microesferas de plástico, com tamanhos que variam entre 0,001 e 1 mm, também são consideradas MPs primários. São amplamente aplicadas na indústria de cosméticos, em produtos de higiene e cuidados pessoais, como cremes esfoliantes, sabonetes, creme de barbear, creme dental, protetor solar, sombras para olhos, batons; além de também serem aplicados para o controle de viscosidade, opacidade e para a formação de filmes nesses produtos. (BERTOLDI *et al.*, 2021; NAPPER *et al.*, 2015). Napper *et al.* (2015) extraíram microesferas de polietileno usadas como esfoliantes em cosméticos, e mostraram ter uma ampla faixa de tamanho, com diâmetros médios entre 0,164 e 0,327 mm. Além disto, os autores estimam que entre 4.594 e 94.500 microesferas poderiam ser liberadas em um único uso.

Outras utilidades das microesferas também podem ser encontradas no segmento de produtos de higiene e limpeza e em tintas de revestimento. (HOU *et al.*, 2021; MURPHY *et al.*, 2016). O Glitter (pequeno fragmento de plástico) também é considerado um MPs primário. É amplamente utilizado em cosméticos, roupas, bolsas, brinquedos, sapatos e materiais de decoração, além de serem utilizados como adorno em épocas festivas, como por exemplo, durante o carnaval no Brasil. (KURNIAWAN *et al.*, 2021). As microesferas e os glitters são descartados diretamente após o seu uso, por meio do esgoto doméstico, onde, devido ao seu tamanho reduzido, muitas vezes não são removidos nas ETEs (Figura 6) (BERTOLDI *et al.*, 2021; HOU *et al.*, 2021)

As fontes de MPs secundárias são formadas a partir da quebra de material plástico maior, de forma não intencional. Uma vez no meio ambiente, os resíduos plásticos podem se degradar e fragmentar lentamente, gerando inúmeros detritos plásticos, sob a ação de processos mecânicos, químicos e biológicos. Como por exemplo, radiação UV, abrasão por ondas e vento, hidrólise, degradação térmica e degradação microbiana (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; HE *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2020; PLASTIC EUROPE, 2021; PORTER; SMITH; LEWIS, 2019; XU *et al.*, 2020). A taxa de produção de MPs secundários provavelmente depende das características do plástico, da extensão do intemperismo e da energia do ambiente local (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; HE *et al.*, 2019).

As fibras também são classificadas como MPs secundários, e são provenientes do desgaste de roupas durante os processos de lavagens, sejam elas industriais ou domésticas. Segundo Maciel *et al.* (2022), uma blusa de acrílico pode desprender 726

mg de fibras microplásticas em uma única lavagem e cerca de 13.800 toneladas de fibras sintéticas podem ser lançadas anualmente nos recursos hídricos brasileiros a partir da lavagem de roupas domésticas (Figura 6).

As partículas oriundas do desgaste de pneus também é uma fonte de MPs no meio ambiente (Figura 6), uma vez que os pneus de carros geralmente são compostos de borracha natural e sintética. Os MPs de pneus potencialmente emitidos para o meio ambiente incluem partículas de desgaste, migalhas e detritos de polimento de pneus. Essas partículas podem ser transportadas pelo vento ou até mesmo escoadas pela água das chuvas até os recursos hídricos (KURNIAWAN *et al.*, 2021; LUO *et al.*, 2021). Luo *et al.* (2021), estimam que no ano de 2019, cerca de 2.890.000 de toneladas de partículas de desgaste de pneus foram geradas globalmente, sendo o Brasil o sexto maior gerador destas partículas.

Atividades pesqueiras e agrícolas também podem contribuir para a liberação de MPs secundários no meio ambiente (Figura 6) (KURNIAWAN *et al.*, 2021). Na agricultura, os plásticos são utilizados como telas e grades de proteção, em dutos de irrigação, vasos para plantio, cápsulas de fertilizantes para garantir sua liberação controlada ou até mesmo por meio da aplicação de lodo de estação de tratamento de efluentes em terras agrícolas (BANK, 2022; UNEP, 2016).

Outro potencial fonte de MPs ao meio ambiente são as ETEs (Figura 6), sendo consideradas os principais receptores de MPs terrestres antes de entrar em sistemas aquáticos, que convertem MPs primários em microplásticos secundários (ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021; LIU *et al.*, 2021). Nas ETEs, os MPs podem entrar no meio ambiente pela liberação de MPs não removido ao final do processo de tratamento ou por meio do lodo gerado durante o tratamento. A faixa de concentração de MPs varia de 3160 partículas L⁻¹, 125 partículas L⁻¹ e 170,9x10³ partículas kg⁻¹ em esgoto bruto, esgoto tratado e lodo, respectivamente (GATIDOU; ARVANITI; STASINAKIS, 2019).

Durante o tratamento nas ETEs, uma quantidade significativa de MPs é retida no lodo. Frequentemente, esse lodo é enviado para aterros sanitários, e assim, pode fornecer um número substancial de MPs no lixiviado do aterro. Deste modo, embora o lodo seja um sumidouro de MPs para ETEs, é uma enorme fonte de MPs para lixiviados de aterros sanitários (KABIR *et al.*, 2023).

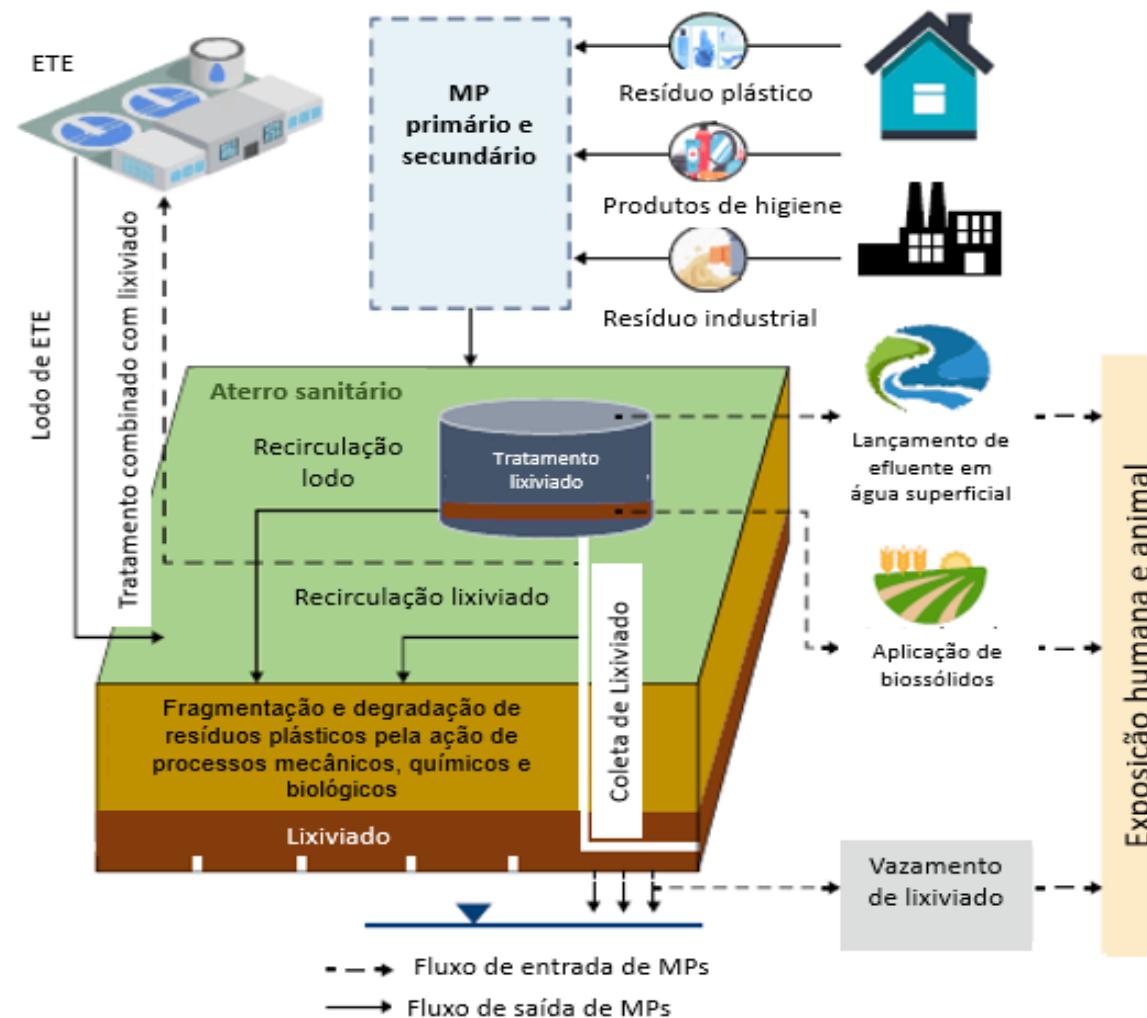
Aterros sanitários podem atuar como sumidouros de partículas plásticas (Figura 6), mas seus lixiviados podem atuar como fonte de MPs e devem ser adequadamente

gerenciados para mitigar seus potenciais efeitos adversos no ambiente próximo. Algumas instalações de aterros coletam e tratam os lixiviados, mas ainda não está claro se esses tratamentos, que são aplicados para neutralizar e eliminar poluentes orgânicos e persistentes, também são eficientes para remover MPs (SILVA *et al.*, 2021).

As principais fontes de MPs em aterros sanitários, são a disposição final de resíduos plásticos, ou ainda a disposição final de lodos, gordura, óleos e graxas oriundos de ETEs (KABIR *et al.*, 2023). Como exemplo, 22% dos lodos gerados nas ETEs do Estados Unidos da América foram enviados para aterro sanitário (GODVINSHARMILA *et al.*, 2023). A Figura 7 demonstra as fontes de MPs em lixiviados de aterro sanitário.

As diferentes atividades antropogênicas associadas aos MPs, mencionadas anteriormente, como as microesferas de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal, batons, protetores solares, cremes esfoliantes, creme dental ou outras micropartículas produzidas intencionalmente para fins específicos, muitas vezes acabam em aterros sanitários. Os resíduos gerados por indústrias que fabricam ou manipulam esses produtos também podem ser uma fonte de MPs primários no lixiviado do aterro (KABIR *et al.*, 2023).

Figura 7 – Fontes e caminhos de microplásticos via lixiviado de aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Kabir *et al.* (2023)

Outra preocupação recente é o aumento da geração de resíduos plásticos de máscaras, luvas e equipamentos de proteção individual produzidos com polímeros devido à disseminação do vírus COVID-19. Patrício Silva *et al.* (2021), estimam que cerca de 3,5 milhões de toneladas de máscaras faciais foram aterradas em todo o mundo no primeiro ano, com potencial de liberar $2,3 \times 10^{21}$ partículas de MPs ao lixiviado ou no ambiente adjacente. Shen *et al.* (2021) relataram que a incineração de macroplásticos é uma importante fonte de MPs em aterro sanitário, pois as cinzas geradas na planta de incineração continham 171 partículas de MPs por kg de peso seco. A disposição em aterro das cinzas residuais pode atuar como fonte direta de MPs na lixiviado.

A poluição plástica é frequentemente associada às atividades antrópicas. Assim, uma vez descartado de forma inadequada, esse plástico fica exposto a fatores químicos, físicos e biológicos, degradando-se e formando MPs secundários, parcela majoritária no meio ambiente.

2.2.1 Ocorrência, transporte e destino de MPs

Os MPs são gerados a partir de fontes terrestres e marítimas (Figura 6), e sua ocorrência no meio ambiente depende de diversos fatores. Os MPs são capazes de percorrer grandes distâncias em todo o mundo devido a propriedades como leveza, durabilidade e flutuabilidade; atividades antrópicas também irão influenciar na distribuição dessas partículas (KARBALAEI *et al.*, 2018). São facilmente transportados entre os compartimentos ambientais e atualmente tem sido amplamente detectado nos oceanos, rios, lagos, solos agrícolas, sedimentos, ar e biota marinha (ALOMAR *et al.*, 2017; BERTOLDI *et al.*, 2021; ERIKSEN *et al.*, 2014; GASPERI *et al.*, 2018; PAN *et al.*, 2019; PIEHL *et al.*, 2018).

A ocorrência de MPs foi relatada em sistemas marinhos em todo o mundo. Estima-se que haja cerca de 5,25 trilhões de partículas plásticas nos oceanos, pesando cerca de 268.940 toneladas (ERIKSEN *et al.*, 2014; WALLER *et al.*, 2017). Essas partículas podem ser provenientes da degradação de plásticos maiores descartados indevidamente na areia da praia, mas são principalmente devido ao transporte a partir de corpos hídricos de água doce (UNEP, 2016).

As águas superficiais do Noroeste do Oceano Pacífico são amplamente poluídas por MPs, com concentrações que variam de 640 a 42.000 itens/km²,

dependendo da ação das correntes (PAN *et al.*, 2019). No Oceano Ártico, amostras coletadas na superfície (16 cm) e subsuperfície (6 m de profundidade) ao sul e sudoeste de Svalbard, na Noruega, foram determinadas com concentrações de MPs de 0-1,31 e 0–11,5 itens/m³, respectivamente. A composição das partículas (95% de fibras) sugere que elas podem resultar da quebra de itens maiores, transportados por grandes distâncias pelas correntes predominantes ou derivados da atividade de embarcações locais (LUSHER *et al.*, 2015).

MPs foram amplamente detectados em corpos de água doce em todo o mundo, incluindo Ásia, Europa, América do Sul, América do Norte e África. Amostras de águas superficiais e sedimentos foram coletadas ao longo da seção urbana do rio Qin, na província de Guangxi, na China, e apresentaram concentrações de 0,1–5,6 itens m⁻³ e 0-97 itens kg⁻¹ peso seco, respectivamente (ZHANG *et al.*, 2020). Na Espanha, no rio Ebro, abundância média de MPs foi de $3,50 \pm 1,40$ itens m⁻³ (SIMON-SÁNCHEZ *et al.*, 2019). Em Ontario, no Canadá, o lago Simcoe apresentou uma abundância 0,37–1,29 itens m⁻³ (FELISMINO; HELM; ROCHMAN, 2021). No Brasil, o lago Guaíba, apresentou em média de $11,9 \pm 0,6$ a $61,2 \pm 6,1$ itens m⁻³, indicando contaminação generalizada do lago com partículas de plástico (BERTOLDI *et al.*, 2021). Ambos os rios e lagos estão localizados em áreas urbanas e, portanto, são cercados por áreas residenciais e industriais, densamente povoadas, de modo que as atividades antrópicas provavelmente contribuem para as altas concentrações de MPs.

Vários estudos demonstraram que os MPs estão presentes em sedimentos, e que estes são considerados um dos principais sumidouros de MPs no meio ambiente (XU *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020). Nos sedimentos dos rios Reno e Meno na Alemanha, a concentração de partículas plásticas variou de 228 a 3763 e de 786 a 1368 partículas/kg, respectivamente. As partículas de PE, PP e PS juntas representaram mais que 75% de todos os tipos de polímeros identificados nos sedimentos, indicativo de seu uso extensivo na agricultura e embalagens de alimentos (KLEIN, WORCH e KNEPPER, 2015). Esses estudos confirmam a hipótese de que fatores antrópicos tem forte influência na ocorrência dessas partículas no meio ambiente.

Além disso, condições hidrológicas e meteorológicas também influenciam significativamente para a abundância de MPs. Por exemplo, estudos realizados em lagos Suíços demonstraram que as concentrações de MPs aumentaram após eventos de chuva (especialmente em áreas urbanizadas), enquanto eventos de ventos mais

fortes, causam mistura vertical e, assim, reduzem abundância de MPs (FAURE *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2020).

Uma possível explicação para isso é que quanto maior for o volume de precipitação em um local, maior será o escoamento superficial e mais detritos plásticos poderão ser transportados para rios, lagos e oceano. Consequentemente, quanto maior for a precipitação, mais forte será o efeito de erosão do escoamento superficial na terra e mais detritos plásticos serão transportados. Ademais, o fluxo em corpos hídricos de água doce também pode afetar a ocorrência, concentração e transporte de MPs, pois áreas de fluxo reduzido (características de lagos) geram áreas adequadas para sedimentação e deposição de partículas, enquanto áreas de alto fluxo (características de rios) promovem a dispersão e movimento dessas partículas até atingirem o ambiente marinho (ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021).

Uma ampla gama de MPs é encontrada em ecossistemas terrestres devido a uma infinidade de atividades antrópicas, e apesar do fato de que a maior parte do consumo de plástico, bem como toda a produção ocorre no ecossistema terrestre, este ecossistema tem recebido menos atenção em comparação com ecossistemas marinhos, quando se trata de pesquisa sobre poluição plástica (BANK, 2022). Principalmente quando se considera matrizes ambientais sob os impactos de atividades antropogênicas prolongadas, como o caso de aterros sanitários e lixões a céu aberto (SILVA *et al.*, 2021).

Somente no Brasil, 61% dos resíduos sólidos urbanos gerados, 46,4 milhões de toneladas, foram enviados para aterros sanitários (ABRELPE, 2022). Por essas razões, os aterros sanitários atuam como sumidouros para o carregamento cumulativo de detritos plásticos de tamanho macro ao micro (SILVA *et al.*, 2021). Entretanto, de acordo com He *et al.*, (2019), o aterro sanitário não é o sumidouro final de plásticos, mas uma fonte potencial de MPs. Segundo Upadhyay e Bajpai (2021) é provável que os aterros sejam capazes de armazenar, fragmentar e liberar mais MPs no meio ambiente e podem ser o elo crucial para entender melhor o movimento cíclico dos MPs no meio ambiente.

2.3 ATERRO SANITÁRIO E LIXIVIADO

O aterro sanitário é uma estratégia de disposição de resíduos amplamente utilizada e recebe uma grande quantidade de resíduos plásticos. Aproximadamente

71% dos RSU são descartados em aterros sanitários globalmente (NURHASANAH; CORDOVA; RIANI, 2021). Os resíduos plásticos enterrados no aterro passam por uma série de transformações, e o lixiviado do aterro é produzido durante esses processos (SHEN *et al.*, 2022).

Geralmente, essas transformações são divididas em cinco fases, sendo elas: fase de biodegradação aeróbica, transição da condição aeróbica para condição anaeróbica, fase de acidificação anaeróbica, metanogênese e estágio estável (maturação) com atividade microbiana lenta (HOU *et al.*, 2021). Cada fase do aterro sanitário pode acelerar a decomposição e degradação dos resíduos plásticos. (SHEN *et al.*, 2022). A umidade, o calor e as enzimas biológicas encurtam e enfraquecem a cadeia molecular do plástico, causando a sua fragmentação (HORTON *et al.*, 2017).

Na fase de biodegradação aeróbica, se tem um aumento da utilização de oxigênio e a temperatura do aterro pode chegar a 70°C. Além disso, a presença de metais em aterros e lixiviados, como ferro, cobre e cromo, também pode acelerar a oxidação térmica de plásticos. Na fase de transição e na fase de acidificação anaeróbica, a reação de hidrólise pode levar à fragilização plástica, aumentar o esmagamento de plásticos e favorecer a formação de MPs. Após essa série de transformações, os microrganismos no aterro podem biodegradar fragmentos de plástico em MPs. Assim, os microplásticos seriam redistribuídos no aterro e finalmente coletados no lixiviado. (HOU *et al.*, 2021; SHEN *et al.*, 2022).

A composição do lixiviado varia com o tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado, ao tipo de operação do aterro, entre outros fatores (HUDA *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2021). Geralmente o lixiviado é composto por substâncias orgânicas e inorgânicas, metais pesados, alta concentração de matérias orgânica, nitrogênio amoniacal, sais inorgânicos, diversos sólidos suspensos e dissolvidos, compostos orgânicos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, clorados alifáticos, pesticidas e plastificantes), ácidos graxos voláteis. (COLOMBO *et al.*, 2019; DENG *et al.*, 2020; QUAN *et al.*, 2020). Mas, além disso, os lixiviados podem conter também MPs. Visto que a geração de gás (CO_2 e CH_4), flutuação de temperatura, mudança de pH e atividade microbiana em aterros podem enfraquecer a cadeia molecular do plástico, causando a sua fragmentação (HORTON *et al.*, 2017; SHEN *et al.*, 2022).

2.3.1 Microplásticos em lixiviado de aterro sanitário

A concentração de MPs detectados em lixiviado bruto de diferentes regiões do mundo variou entre 0,16 e 291,0 itens/L e no lixiviado tratado entre 0,0 e 0,4 itens/L (Tabela 1). Essa alta variação de concentração pode ser associado a diferentes locais e técnicas de amostragem, técnica analítica ou processo de tratamento de lixiviado. Além disso, a complexidade da composição dos resíduos no aterro influencia fortemente a concentração e as composições de MP no lixiviado (KABIR *et al.*, 2023).

Tabela 1 – Concentração de MPs em lixiviados de aterros sanitários em escala global

(continua)

Descrição do aterro		Microplásticos			Referência
Localização (cidade) / Característica do aterro	Tipo de resíduo	Concentração (itens/L)	Tipo de polímero	Faixa de tamanho (mm)	
Finlândia (Turku/Åbo) / encerrado	RSU	0,16	PE; PP	0,05 – 0,5	
Finlândia (Salo) / ativo	RSU, RI	1,10	PE, PVC, PS, PET, PA, PU, PMMA,	0,05 – 0,5	
Finlândia (South-west) / ativo	RI	0,30	PET, PU	0,05 – 0,5	
Finlândia (Lahti) / encerrado	RSU, RI	1,97	PE, PS, PET, PU	0,05 – 0,5	(VAN PRAAGH; HARTMAN; BRANDMYR, 2018)
Noruega (Skedsmokorset) / ativo	RSU, RI	1,30	PE, PET	0,05 – 0,5	
Noruega (Ask) / ativo	RSU, RI	1,0	PE	0,05 – 0,5	
Noruega (South-east) / encerrado	RSU, RI	1,40	PET, PMMA	0,05 – 0,5	
Islândia (Álfsnes) / ativo	RSU, RI	4,51	PE, PP, PS, PU, TR	0,05 – 0,5	
China (Shanghai) / ativo e encerrado	RSU	0,42 - 24,58	PE (34,94%), PP (34,94%), PVC (0,32%), PS (4,99%), ABS (0,32%), PET (5,96%), EVA (0,64%), PA (0,64%), PES (2,74%), PMMA (0,32%), ALK (4,35%)	0,1 - 1,0	(HE <i>et al.</i> , 2019)
China (Xangai) / Ativo	RSU	4,0 – 13,0	Celofane (45,12%), PE (9,76%), PP (8,54%) e PS (8,54%)	0,07 – 3,76	(SU <i>et al.</i> , 2019)
China (Suzhou) / Ativo	RSU	235,4 ±17,1	PE (33%), PP (32,4%), PA, PVA, PVC, PAA, PVB (<5%),	0,02 - 0,1	(SUN <i>et al.</i> , 2021)
China (Xangai) / Ativo	RSU	1,2 ± 0,57	PE, PES, PP, PA, PVAC	0,5 – 5,0	(ZHANG <i>et al.</i> , 2021)
China (Xangai) / Ativo	RSU	291± 91	PP (40%), PA (36%), Rayon (18%), PET (6%)	0,02 – 0,1	(XU <i>et al.</i> , 2020)
China (Guangdong)	RSU	3,0-25,0	PU, PA, PEC, PP, PE, PS, PET	0,02 - 0,1	(WAN <i>et al.</i> , 2022)
China (Xiangyang)	RSU	47,1 – 6,7	PE, PP, PET e PS	0,05 – 5,0	(LI <i>et al.</i> , 2025)
China (Ningbo)	RSU	12 – 45	PE, PP e PS	0,05 – 5,0	(MA <i>et al.</i> , 2025)

(conclusão)

Descrição do aterro		Micropolásticos			Referência
Localização (cidade) / Característica do aterro	Tipo de resíduo	Concentração	Tipo de polímero	Faixa de tamanho	
Sérvia (Jacotina) / Ativo	RSU	2,12–2,16	-	-	
Bósnia (Bijeljina) / Ativo	RSU	0,3–2,2	-	-	(NAREVSKI <i>et al.</i> , 2021)
Sérvia (Novi Sad) / Lixão a céu aberto desativado	RSU	0,64–1,76	-	-	
Tailândia / Aterro controlado	RSU	8,8	PP (19,4%), PS (9,8%)	-	(NAYAHI <i>et al.</i> , 2022)
Tailândia / Lixão a céu aberto	RSU	9,93	PP (16,2%), PS (12,4%)	-	(NAYAHI <i>et al.</i> , 2022)
Indonésia /Lixão a céu aberto ativo	RSU	5,29–57,04	PE, PP, PS, PET, PES, Celofane	-	(NURHASANAH <i>et al.</i> , 2021)
Indonésia (Mojokerto) / ativo	RSU	9,00 ± 0,85	PE, PS	0,1 – 1,0	(TRIHADININGRUM <i>et al.</i> , 2023)
Índia (Hyderabad) / ativo	RSU	9,0-21,0	PEBD, PP, PET e nitrilo	-	(SEKAR; SUNDARAM, 2023)
Índia (Chandannagar e Baidyabati)	RSU	34,7 – 53,4	PP, PE, PET, OS, PVC, PA	0,025 – 5,0	(LODH; SHAFI; GOEL, 2025)
Irã (Bushehr) / Ativo	RSU	63,0-92,0	nylon (80 %), PP (14 %), PS (4%)	0,004 – 5,0	(MOHAMMADI <i>et al.</i> , 2022)

Legenda: Resíduo sólido urbano (RSU); Resíduo industrial (RI); Lixiviado bruto (LB); Polietileno (PE); Polipropileno (PP); Policloreto de vinila (PVC); Poliestireno (PS); Polietileno tereftalato (PET); Poliamida (PA); Polimetilmetacrilato (PMMA); Poliuretano (PU); Etileno acetato de vinila (EVA); Poliéster (PES); Alquídico - resina de poliéster (ALK); Borracha de pneu (TR); Resina de acrilonitrila butadieno estireno (ABS); Polivinil butiral (PVB); Álcool polivinílico (PVA); Ácido poliacrílico (PAA); Acetato de Polivinilo (PVAC); Polietileno clorado (PEC); Polietileno de Baixa Densidade (PEBD).

A condição do aterro (novo/velho, ativo/encerrado) e a regionalidade podem influenciar a concentração de MPs no lixiviado. Por exemplo, Su *et al.* (2019) descobriram que a abundância média de MPs em aterros mais novos era maior (8,0 – 10,0 itens/L) do que o número de MPs (4,0 itens/L) em lixiviados de aterros mais antigos. He *et al.* (2019) também investigou MPs em lixiviados de quatro aterros sanitários (ativos e encerrado) e os níveis também variaram na mesma magnitude (0,42-24,58 itens/L). A tendência crescente de uso de plástico pode ser uma possível razão por trás desses resultados, pois a produção global de plásticos aumentou em 25,2 milhões de toneladas de 2018 a 2021 (Figura 2) (PLASTIC EUROPE, 2022). No entanto, a degradação biológica do polímero com o tempo em aterros pode ser outra possível razão para a menor concentração de MPs no lixiviado de aterros mais antigos (KABIR *et al.*, 2023). É provável que a natureza e a quantidade de resíduos gerados e manuseados pelos aterros sejam diferentes, influenciando, por sua vez, a abundância e as características dos MPs presentes nos aterros. (UPADHYAY; BAJPAI, 2021)

Os estudos indicaram também variação geográfica na concentração de MP no lixiviado, o que pode estar associado à geração regional de plástico. Em comparação, a faixa de concentração de MPs nos lixiviados de países nórdicos (Finlândia, Noruega e Islândia) foi de 0,16-4,51 itens/L, enquanto a faixa de concentração de MPs nos lixiviados de diferentes regiões da China variou entre 0,42-291,0 itens/L. No sudeste da Europa (Bósnia e Sérvia), os valores médios obtidos de concentração de partículas de MPs nas amostras de lixiviado dos três aterros variaram de 0,64 a 2,16 mg L⁻¹. Em países asiáticos, como a Tailândia, Indonésia e Índia, a variação foi de 8,8-21,0 itens/L. No Oriente Médio (Irã) os teores de MPs no lixiviado do aterro de Bushehr foi de 63,0 e 92,0 itens/L (Tabela 2). Essa tendência pode ser atribuída à diferença nos padrões de vida, densidade populacional, atividade humana, tipos de indústrias, práticas de gerenciamento de resíduos, leis e políticas públicas locais.

As variações das concentrações de MPs no lixiviado de aterro sanitário podem estar associados com a falta de padronização nos métodos de amostragem e detecção, composição dos resíduos aterros, operação e condição do aterro. Além disso, aterros sanitários são sistemas complexos e dinâmicos. Os lixiviados migram de células mais novas para outras mais antigas (de cima para baixo) no aterro, sendo que o sistema de aterramento pode operar com recirculação de lixiviados. (SILVA *et al.*, 2021).

O tamanho dos MPs refere-se ao comprimento das partículas de plástico. O tamanho é uma das características mais críticas dos MPs, pois determina seu potencial dano aos seres humanos e ao meio ambiente (KABIR *et al.*, 2023). À medida que o tamanho do MPs diminui, eles podem ser ingeridos por uma gama mais ampla de organismos (HE *et al.*, 2019). Os vários processos de fragmentação/degradação podem causar amplo espectro de tamanho de MPs em aterros (GODVINSHARMILA *et al.*, 2023).

O tamanho dos MPs detectados em lixiviado nos estudos revisados (Tabela 1) exibiram uma ampla faixa de tamanho de 0,004 a 5,0 mm. Essa grande variação de pode ser altamente influenciada pelo método de detecção. He *et al.* (2019) identificaram que o tamanho de 77,48% dos MPs encontrados nas amostras de lixiviado ficaram entre 0,1 e 1,0 mm e que o número de MPs no lixiviado do aterro aumenta com a diminuição do tamanho das partículas. Por outro lado, Su *et al.*, (2019) detectaram os tamanhos médios de MPs foram 0,89, 0,85 e 0,77 mm para aterros jovens, médios e antigos, respectivamente; e que nenhuma diferença significativa no tamanho médio dos MPs foi observada com o aumento da idade do aterro. Mas também observaram que o tamanho do MPs no lixiviado é muito menor (média 0,83 mm) do que o resíduo aterrado (média 4,97 mm). Logo, a predominância de pequenos MPs implica que a fragmentação nos aterros sanitários é grave e detritos plásticos menores são mais fáceis de serem carregados por lixiviados, contribuindo para o total de MPs em lixiviados de aterros.

A determinação de uma pequena faixa de MPs, 0,02 e 0,1 mm, foi realizada na pesquisa de Xu *et al.* (2020) e Wan *et al.* (2022). Van Praagh, Hartman e Brandmyr (2018) realizaram uma investigação da abundância de MPs em aterros sanitários em países nórdicos na faixa de tamanho 0,05 e 0,5 mm. MPs com tamanho maior que 1 mm tiveram a maior abundância no lixiviado do aterro no porto de Bushehr, Irã (MOHAMMADI *et al.*, 2022).

MPs em lixiviados de aterros sanitários foram detectados não apenas em diferentes faixas de tamanho, mas também em diferentes níveis de concentração e tipos de polímeros (Tabela 1). Os estudos indicam que os polímeros mais abundantes são o PE, PP, PS e PET (Tabela 1). Os MPs encontrados em lixiviados de diferentes cidades da China foram principalmente PE e PP, e o PE foi o principal tipo de MPs em lixiviados na Islândia. No entanto, os MPs detectados em amostras de lixiviado

coletadas na Finlândia foram principalmente PE, PS e PET. Já no Irã, o nylon foi o tipo de polímero predominante (Tabela 1).

Segundo Wang *et al.* (2023), o PE se decompõe facilmente em pequenas partículas e é mais provável que seja encontrado no meio ambiente. Geyer, Jambeck e Law (2017) relataram que a produção global de PP e PE representa 15% e 25% de toda a produção de plástico, respectivamente. Pode ser outra razão para a alta concentração de polímeros de PP e PE em lixiviado.

O tipo de MPs no lixiviado reflete diretamente no consumo de produtos plásticos. Por exemplo, o PP está fortemente correlacionado com a indústria automotiva, aplicações médicas e produtos de consumo, como sacos plásticos e embalagens (WANG *et al.*, 2023). Alguns polímeros mencionados acima são amplamente utilizados para vários produtos de uso de curto prazo, como sacolas de compras (PE), garrafas plásticas (PET), copos e recipientes descartáveis (PS), entre outros. Além disso, a composição polimérica do lixiviado pode refletir diretamente o padrão do atual cenário de consumo de produtos plásticos (KABIR *et al.*, 2023).

A composição do polímero pode influenciar no destino dos MPs ao longo dos processos de tratamento do lixiviado. Geralmente, os polímeros de alta densidade (PVC, $1,45 \text{ g cm}^{-3}$), são mais propensos a se acumular no lodo, enquanto os polímeros com densidade mais baixa (PE, $0,98 \text{ g cm}^{-3}$), tenderão a flutuar na coluna de água (WANG *et al.*, 2023). O polímero de alta densidade tem tendência a se depositar nas lagoas ou tanques de armazenamento de lixiviado. Assim, sua concentração em são geralmente baixa em comparação com polímeros de baixa densidade (SINGH *et al.*, 2023)

A possível liberação de MPs do lixiviado do aterro de Galuga (Indonésia) para o ambiente aquático foi investigada por Nurhasanah *et al.* (2021). De acordo com a pesquisa, MPs foram identificados em todas as amostras de águas superficiais a montante e jusante do lançamento de lixiviado. A liberação média diária para o ambiente aquático foi estimada em $80,64 \pm 604,80$ de MPs. A quantidade de MPs aumentou três vezes após a entrada do lixiviado no recurso hídrico. Além disso, as principais composições químicas na água superficial foram PE, PP, PE, PES e celofane. Amostras de águas subterrâneas de dois lixões a céu aberto em Perungudi e Kodungaiyur no sul da Índia foram analisadas quanto a presença de MPs. Os resultados apresentaram uma faixa concentração de 2 e 80 itens/L de MPs, e o tipo de polímero encontrado foram nylon, PVC e PE (BHARATH *et al.*, 2021).

Além disto, os MPs presentes em lixiviado não são poluentes independentes. Geralmente, essas partículas, mesmo que minúsculas, podem adsorver vários compostos químicos devido à sua grande área de superfície específica. Nesse caso, os MPs serviram como vetor para a migração de poluentes adsorvidos, incluindo metais pesados, antibióticos e outros produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (SHI *et al.*, 2023).

2.4 IMPACTOS PARA O MEIO AMBIENTE E SAÚDE HUMANA

Os MPs são onipresentes no meio aquático e a exposição de muitos organismos aos MPs pode causar múltiplos efeitos biológicos. As pesquisas atuais sobre a bioacumulação e o impacto dos MPs concentram-se principalmente na biota marinha. Muitos estudos mostraram que o acúmulo e os efeitos nocivos dos MPs na biota dependem das propriedades físico-químicas das partículas (como tamanho, forma e revestimento da superfície) e do estágio de desenvolvimento do organismo, mas os mecanismos subjacentes em ambos os casos são muito distantes (XU *et al.*, 2020).

Os efeitos físicos causados pelos MPs estão relacionados principalmente aos danos provocados pela ingestão destas partículas, possivelmente devido a confusão com alimentos. Além disso, a presença de materiais plásticos no ambiente pode levar à morte de animais por emaranhamento e sufocamento (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; ALOMAR *et al.*, 2017). A ingestão de plástico foi relatada em mamíferos marinhos, cetáceos, aves, tartarugas marinhas, zooplâncton, crustáceos, larvas e peixes adultos (ALOMAR *et al.*, 2017; CARON *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2020).

Os efeitos toxicológicos dos MPs referem-se à possível transferência de poluentes químicos aderidos ou absorvidos a eles para a biota (ALOMAR *et al.*, 2017; CARON *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2020). Estudos de ecotoxicologia mostraram acúmulo de MPs em um grupo diversificado de organismos aquáticos, incluindo organismos planctônicos, invertebrados e vertebrados (RIBEIRO *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2020).

Há uma preocupação crescente sobre sua capacidade dos MPs de servir como portadores de produtos químicos tóxicos e poluentes absorvidos em sua superfície (ALOMAR *et al.*, 2017; CARON *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2020). Uma vez ingeridos, os efeitos químicos podem ocorrer através de três processos: 1) Lixiviação: plastificantes,

estabilizadores de UV e outros produtos químicos adicionados aos polímeros durante a produção lixiviam para o corpo após a ingestão; 2) Adsorção: Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), Bifenilos Policlorados (PCBs), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), metais pesados são adsorvidos em MPs no ambiente circundante e liberados após a ingestão; 3) Fluxo Trófico: As toxinas acumuladas se bioacumulam nos organismos através da cadeia alimentar (BEJGARN *et al.*, 2015; CARON *et al.*, 2018; HAMLIN; MARCIANO; DOWNS, 2015).

Como se espera que os plásticos persistam no meio ambiente por centenas ou mesmo milhares de anos, os POPs hidrofóbicos podem se acumular nas superfícies plásticas ao longo do tempo, resultando em concentrações mais altas desses poluentes nas superfícies plásticas do que no meio ambiente. (GEWERT, PLASSMANN e MACLEOD, 2015).

Experimentos de exposição mostraram que a combinação de polietileno com poluentes químicos sorvidos do ambiente marinho (HPAs e PCBs) em peixes pode levar a toxicidade hepática e patologia e induzir ao estresse (ROCHMAN *et al.*, 2013). Além disso, Pedà *et al.* (2016) mostraram que a espécie de peixe *Dicentrarchus labrax* apresentou deterioração na estrutura e função intestinal após a ingestão de comprimidos de PVC por 90 dias.

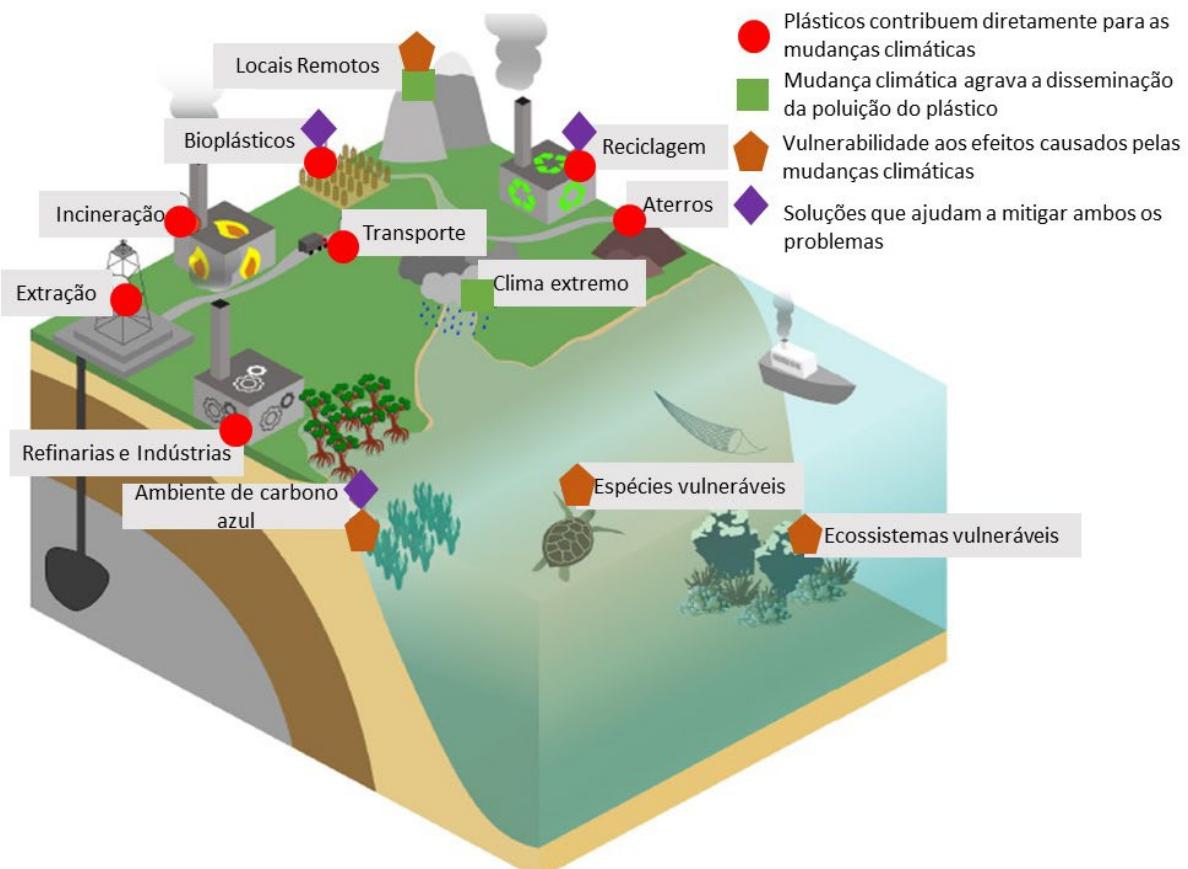
MPs foram identificados em organismos com valor comercial e consumidos inteiros, como camarões (SABOROWSKI *et al.*, 2022), ostras e mexilhões (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014). Em água engarrafada (MASON; WELCH; NERATKO, 2018), sal marinho (IÑIGUEZ; CONESA; FULLANA, 2017), cerveja (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2014), mel e açúcar (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2013).

A literatura disponível sugere que micro e nanoplasticos podem entrar no corpo humano por ingestão e inalação, embora nenhum estudo tenha respostas concretas dos efeitos que os MPs podem causar nos seres humanos (RIBEIRO *et al.*, 2019).

A presença de micro e nanoplasticos no meio ambiente é, portanto, preocupante devido ao potencial de impactos negativos em espécies e ecossistemas vulneráveis, conforme mostrado na Figura 8. Além disto, os plásticos também contribuem para as mudanças climáticas, pois durante todo seu ciclo de vida, emitem gases de efeito estufa. Como exemplo, em 2015, a produção global de plástico emitiu aproximadamente 1 bilhão de toneladas de dióxido de carbono (CO₂), sendo equivalente a 3% das emissões globais de combustíveis fósseis. Estima-se que a

expansão da produção de plástico emita mais de 56 bilhões de toneladas de CO₂ entre 2015 e 2050 (FORD *et al.*, 2022).

Figura 8 – Interações dos plásticos com o meio ambiente



Fonte: Adaptado de Ford *et al.* (2022)

2.5 DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Apesar da presença generalizada de MPs em diferentes matrizes ambientais, os métodos utilizados na detecção de MPs ainda não são padronizados, o que certamente dificulta a comparação de resultados obtidos em diferentes estudos. Em geral, os trabalhos de coleta e pré-tratamento das amostras passam pelos processos de separação das partículas (seleção da faixa de tamanhos), remoção de matéria orgânica, seleção visual sob microscópio óptico seguido de métodos de confirmação, como espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Espectroscopia Raman (MACHADO *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2018).

Os resultados geralmente são expressos como MPs totais por unidade de amostra (por exemplo, L⁻¹, em água), às vezes fornecendo classificações detalhadas

de classes de tamanho, cor e forma (por exemplo, fibra, partícula, fragmento). A Tabela 2 apresenta um panorama sobre a amostragem, preparo de amostra e o método utilizado para caracterização de MPs em amostras de lixiviado de aterro sanitário. Após essa tabela, cada etapa será discutida em separado, ilustrando especificidades encontradas na literatura.

Tabela 2 – Panorama de amostragem, preparo de amostra e método para caracterização de microplásticos em amostras de lixiviado de aterro sanitário

(continua)

Localização do aterro	Amostragem	Volume (L)	Tipo e tamanho do filtro/peneira	Remoção da matéria orgânica	Método para caracterização	Referência
Finlândia, Noruega e Islândia	Estação de bombeamento ou lagoa de lixiviado; Recipiente PE	12	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 5000, 411 e 47 µm	H ₂ O ₂	ATR-FTIR	(VAN PRAAGH; HARTMAN; BRANDMYR, 2018)
China	Poços coletores e tanque de equalização; recipiente PE	24	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 150, 75, 45 e 25 µm	40 mL 0,05 M Fe (II) + 40 mL 30% H ₂ O ₂	ATR-FTIR µ-FTIR	(HE <i>et al.</i> , 2019)
China	-	3	Membrana de nylon 47mm e 20 µm	20 mL 30% H ₂ O ₂	Estereomicroscópio ATR-FTIR, µ-FTIR	(SU <i>et al.</i> , 2019)
China	Tanque de equalização; recipiente de vidro	1	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 150 e 10 µm	0,05 M Fe (II) + 30% H ₂ O ₂	µ-Raman	(SUN <i>et al.</i> , 2021)
China	Tanque de equalização;	5	Peneiras com tamanhos de malha de 48 µm e membrana de 47mm e 20 µm	20 mL 30% H ₂ O ₂	Estereomicroscópio ATR-FTIR	(ZHANG <i>et al.</i> , 2021)
China	Tanque de equalização	0,25	-	H ₂ O ₂	ATR-FTIR	(XU <i>et al.</i> , 2020)
China	-	1	-	40 mL 0,05 M Fe (II) + 40 ml 30% H ₂ O ₂	µ-FTIR Raman	(WAN <i>et al.</i> , 2022)
Tailândia	Tanque de equalização; recipiente PE	15	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 5 e 1 mm, e 500, 100 e 20 µm	40 mL 0,05 M Fe (II) + 40 mL 30% H ₂ O ₂	Estereomicroscópio ATR-FTIR	(NAYAHI <i>et al.</i> , 2022)

(conclusão)

Localização do aterro	Amostragem	Volume (L)	Tipo e tamanho do filtro/peneira	Remoção da matéria orgânica	Método para caracterização	Referência
Sérvia e Bósnia	Tanque de equalização	2,5	Rede plâncton 0,023 mm	H ₂ O ₂ + Fe (II)	Estereomicroscópio	(NAREVSKI <i>et al.</i> , 2021)
Indonésia	Lagoa de lixiviado	150	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 5, 0,2 e 0,02 mm	H ₂ O ₂ + Fe (II)	Microscópio μ-FTIR	(NURHASANAH <i>et al.</i> 2021)
Indonésia	Tanque de coleta	2,5		50 mL 0,05 M Fe (II) + 50 mL 30% H ₂ O ₂	Microscópio FTIR	(TRIHADININGRUM <i>et al.</i> 2023)
Índia	Lagoa de lixiviado	1	Peneiras de aço inoxidável com tamanhos de malha de 0,025	H ₂ O ₂ + Fe (II)	FTIR μ-Raman	(SEKAR; SUNDARAM, 2023)
Irã	-	3	Papel filtro, grade 41 – partícula de retenção 20 μm	H ₂ O ₂	Microscópio μ-Raman	(MOHAMMADI <i>et al.</i> , 2022)

Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda: Lixiviado bruto (LB); lixiviado tratado (LT); reflexão total atenuada espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (ATR-FTIR); Peróxido de hidrogênio (H₂O₂); catalisador de ferro (Fe (II))

2.5.1 Amostragem

No processo de identificar a presença de MPs em amostras ambientais, a etapa inicial é a amostragem. Existem diferentes protocolos que podem ser utilizados, assim, a escolha do método de amostragem é fundamentalmente influenciada pela natureza de cada matriz (BERTOLDI *et al.*, 2021; MONTAGNER *et al.*, 2021). A representatividade da amostragem deve ser priorizada para evitar possíveis erros devido à baixa concentração e heterogeneidade dos MPs. Para a coleta de lixiviado no próprio aterro sanitário, muitos fatores, como local de amostragem, horário e estação do ano, afetarão significativamente a representatividade do lixiviado coletado. Portanto, os pontos de amostragem precisam ser definidos de forma razoável para refletir a situação real do aterro (SU *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2023). A coleta em recipientes plásticos, de polietileno, ou de vidro é o método mais relatado, e o volume coletado varia entre 250 mL e 150 L por amostra (Tabela 2).

2.5.2 Peneiramento

Peneiramento, filtração e separação de densidade, são técnicas comumente utilizadas para separar MPs. A filtragem e o peneiramento são os métodos mais utilizados para amostras de água (PRATA *et al.*, 2019). Na separação de densidade, soluções salinas de alta densidade, como NaCl (densidade 1,2 g cm⁻³), podem ser adicionados nas amostras. Porém, com a utilização dessa técnica, é possível separar os polímeros com densidade até 1,2 g cm⁻³ (PP, PU, PE, PA e PS) enquanto os polímeros com densidade superior, como PET e PVC, permanecerão no precipitado (MONTAGNER *et al.*, 2021).

No peneiramento, os MPs serão detectados pelo tamanho da malha escolhido. Para essa etapa, peneiras de aço inoxidável de diferentes tamanhos de malhas são comumente relatadas (Tabela 2). O tamanho da malha das peneiras determina o menor tamanho dos MPs que serão detectados (PRATA *et al.*, 2019).

Os materiais retidos na peneira são coletados (e separados, caso o tamanho da partícula seja a de interesse, caso contrário, são descartados), e os que passam por ela vão para a próxima etapa de peneiramento. O uso de peneiras com diferentes tamanhos de malha permite distinguir categorias de tamanho de MPs e definem a

faixa de tamanho de que será analisado (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Para amostras complexas, recomenda-se um procedimento de filtração em várias etapas, empregando filtros de diferentes tamanhos usados em sequência (ADHIKARI *et al.*, 2021).

2.5.3 Remoção da matéria orgânica

O lixiviado de aterro sanitário contém inúmeras partículas e matéria orgânica em suspensão, o que pode interferir no processo de detecção e caracterização. Para contar e caracterizar MPs adequadamente, a matéria orgânica precisa ser removida por métodos que não danifiquem as propriedades químicas e estruturais dos polímeros (MONTAGNER *et al.*, 2021).

Os métodos mais comuns encontrados na literatura são aqueles baseados em digestão com soluções ácidas ou alcalinas, digestão enzimática e digestão por oxidação química, utilizando oxidantes como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) ou hipoclorito de sódio (NaClO) (KABIR *et al.*, 2023; PRATA *et al.*, 2019). A Tabela 2 resume os métodos mais utilizados para o pré-tratamento das amostras de lixiviado.

A digestão ácida e alcalina pode promover degradação e descoloração de alguns polímeros, prejudicando sua caracterização química (PRATA *et al.*, 2019). O processo de tratamento oxidativo utilizando o H_2O_2 é o método mais relatado na literatura, pois apresenta o melhor desempenho na degradação da matéria orgânica sem degradar MPs consideráveis (KABIR *et al.*, 2023; MONTAGNER *et al.*, 2021; PRATA *et al.*, 2019).

Normalmente a taxa de reação do processo de pré-tratamento com H_2O_2 é lenta. Portanto, este método pode não ser prático para amostras contendo alta concentração de matéria orgânica, como é o caso dos lixiviados de aterros. Para acelerar a taxa de reação, aplica-se calor moderado por um curto período, cerca de 30 minutos (KABIR *et al.*, 2023). No estudo conduzido por Munno *et al.* (2018), foi realizado uma pesquisa com o objetivo de avaliar o efeito da temperatura nos processos de matéria orgânica, empregando H_2O_2 . Os autores observaram que temperaturas acima de 70°C pode causar a degradação de alguns polímeros, como o PS. Desse modo, o estudo sugere a utilização de temperaturas inferiores a 60°C.

A NOAA estabeleceu um protocolo para tratamento de amostras de água e sedimento marinho, empregando uma técnica que utiliza um reagente de Fenton para

oxidação da matéria orgânica, aumentando a eficiência e reduzindo o tempo de pré-tratamento no processo de oxidação tradicional. O reagente de Fenton consiste em uma solução de H₂O₂ e um catalisador de ferro. O laboratório da NOAA aplicou quantidades iguais (20 mL) de 30% H₂O₂ e 0,05 M Fe (II) (reagente de Fenton) para amostras líquidas. Agitação e aquecimento simultâneos são então aplicados para completar a digestão. Considera-se que a maioria dos MPs não é afetada por esse protocolo, reduzindo o tempo de oxidação de dias para horas (MASURA et al., 2015). Este método também é amplamente utilizado para isolar MPs de amostras coletadas de água doce, água do mar, águas residuais, lixiviados de aterros sanitários, sedimentos e organismos (HE et al., 2019; KABIR et al., 2023; PRATA et al., 2019)

A digestão para reduzir ou remover componentes orgânicos pode melhorar significativamente a análise, e é considerada essencial para tipos de amostras com alto teor orgânico (LUSHER et al., 2020).

2.5.4 Caracterização física

As características dos MPs desempenham um papel fundamental na sua distribuição e transferência para o meio ambiente. Na caracterização física, os MPs podem ser classificados de acordo com suas características morfológicas, como tamanho, forma e textura, e através de propriedades óticas, como a cor (HIDALGO-RUZ et al., 2012; LUSHER et al., 2020).

Dentre as características morfológicas, os MPs são comumente classificados quanto ao seu tamanho. Apesar da falta de uniformidade nessa categorização, é recomendado que se leve em consideração com mais precisão o tamanho desses MPs, ao invés de apenas diferenciá-los como menores ou maiores que 5 mm. Assim, aumentar o número de categorias de tamanho, permite a interpretação dos resultados em uma escala mais ampla (BERTOLDI et al., 2021; LUSHER et al., 2020). A título de exemplo, Adhikari et al., (2021) cita três divisões de categorias de tamanho: 0,05 – 0,1 mm; 0,1 – 0,5 mm; > 1,0 mm.

Quanto à forma, as partículas microplásticas exibem morfologias altamente heterogêneas, sendo descritas com diversas terminologias, como esferas, fragmentos, fibras, filamentos, linhas, pellet, flocos, grânulos, filmes, espumas, entre outros. A identificação e registro da forma das partículas é um meio importante para identificar fontes potenciais ou inferir a interação ambiental, como o comportamento

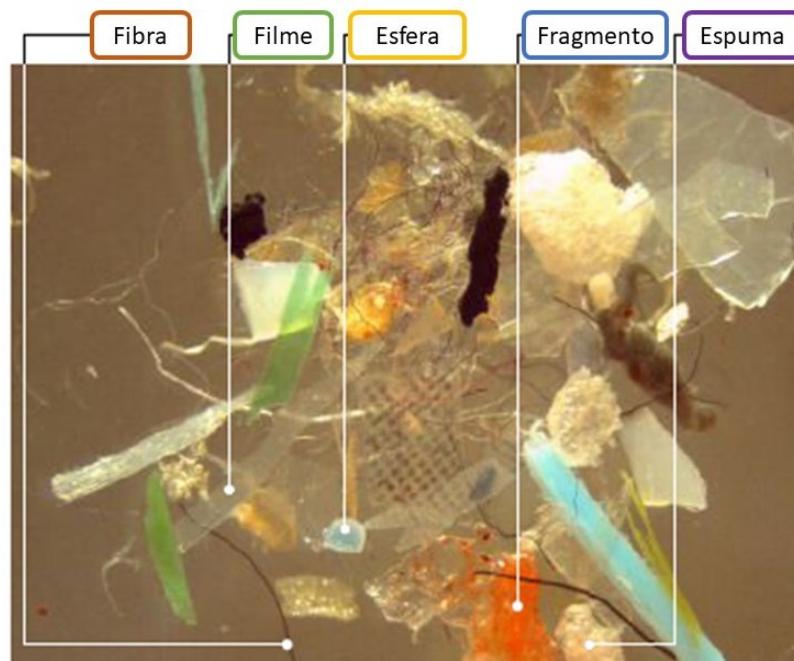
das partículas em sistemas ambientais e a potencial de ingestão pela biota (LUSHER *et al.*, 2020). Com o intuito de facilitar a comparação entre pesquisas de regiões distintas, Lusher *et al.*, (2020) recomendam a classificação em três grandes grupos de formas: esferas, fibras e fragmentos, e a subcategorização deve ser reportado quando faz-se necessário a identificação de fontes pontuais específicas (Tabela 3). A Figura 9 traz exemplos visuais dessas categorias e subcategorias.

Tabela 3 – Categorias e subcategorias para classificação de microplásticos

Categoria	Subcategoria	Descrição
Fragmento	Fragmentos, filme, espuma	Pode ter bordas lisas ou angulares, pode ser plano ou angular, mas geralmente tem a aparência de ter sido fragmentado de um pedaço maior.
Esfera	Esfera, pellet, microesfera, grânulos	Pode ser esférica ou granular. Não possui bordas quebradas que indiquem que se originou de uma partícula maior. Apresenta forma de ter sido especificamente projetado para a forma específica
Fibra	Fibra, filamento, linha	Material fibroso longo que tem um comprimento substancialmente maior que sua largura.

Fonte: Adaptado de Lusher *et al.*, (2020)

Figura 9 – Exemplos de características morfológicas



Fonte: Adaptado de UNEP (2016)

De acordo com a morfologia dos MPs, os produtos plásticos originais podem ser rastreados. Por exemplo, os filmes normalmente são gerados a partir de sacolas e embalagens plásticas. Grânulos e esferas são principalmente de recipientes de plástico, garrafas de água ou microesferas. A forma também pode indicar a origem do MPs, sendo primária ou secundária. Por exemplo, a maioria das MPs encontradas no lixiviado tem forma e estrutura irregular, com bordas rugosas (HE *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019; UPADHYAY; BAJPAI, 2021), o que indica a produção de MPs secundários a partir de detritos plásticos pelo processo de fragmentação. As morfologias dos MPs identificadas no lixiviado incluem linhas, flocos, filmes, fragmentos, pellets, grânulos, fibras. Sendo fibras e fragmentos as formas mais abundantes (KABIR *et al.*, 2023). Na pesquisa realizada por He *et al.* (2019), os autores identificaram proporções de fragmentos (58,62%), linhas (14,81 %), grânulos (22,87%), espumas (3,06%) e pellets (0,64%) nas amostras de lixiviado de aterros sanitários localizados na China. Su *et al.* (2019), também analisaram lixiviado de aterro sanitário na China e detectaram em suas amostras 60% de fibras, 24,62% de grânulos e 15,38% de fragmentos. No Irã, as formas detectadas nas amostras de lixiviado foram fibras (44,39 %), fragmentos irregulares (39,22 %), filme (11,20 %) e fragmentos angulares (5,17 %) (MOHAMMADI *et al.*, 2022).

Em relação a propriedade ótica cor, Lusher *et al.*, (2020) relatam que em geral, os MPs possuem coloração homogênea, exceto aqueles produzidos com várias cores ou que estão em processo de descoloração devido a fatores de intemperismo. Com o intuito de reduzir a variação na percepção da identificação visual dos MPs, recomenda-se a registrar as cores no nível das cores secundárias (vermelho, laranja, amarelo, verde, azul, violeta), além de incluir preto, branco e transparente (incolor).

Embora as cores dos MPs sejam determinadas principalmente pelos resíduos plásticos de origem, a predominância de MPs de cor clara (branco, transparente e amarelado) no lixiviado do aterro indica degradação a longo prazo. Como os MPs permanecem e se fragmentam no aterro por mais tempo, a cor original do polímero se altera devido ao efeito do intemperismo. Kabir *et al.* (2023) destaca que o nível de ameaça à biota pelos MPs também está relacionado com a sua cor. Segundo Mohammadi *et al.* (2022), os predadores são susceptíveis a ingerir MPs com cores semelhantes às de suas presas. Os MPs de cor branca, provavelmente serão mais ingeridos por plâncton, peixes e outras espécies. Dessa forma, os MPs podem entrar na cadeia alimentar e causar vários efeitos tóxicos fisiológicos.

Mohammadi *et al.* (2022) relatam que a cor predominante nos MPs presentes no lixiviado foi o preto (45,9%), seguido pelo branco/transparente (33,4%). A origem da predominância da cor preta, pode estar associada ao fato das sacolas plásticas utilizadas no Irão serem dessa coloração. No entanto, no estudo realizado por Su *et al.* (2019), em um aterro na China, entre todos os MPs detectados, mais de 90% são transparentes ou amarelados, enquanto alguns (<10%) estavam nas cores vermelho, rosa, roxo, preto, azul e marrom. A alta abundância de cor transparente e amarelada sugeriu que a maioria das partículas estava envelhecida e se apresentava no sistema de aterro há muito tempo.

Deste modo, para a caracterização física (visual), a principal técnica utilizada é o uso do microscópio ótico ou estereomicroscópio. A vantagem de seu uso é o baixo custo de operação e acessibilidade (BERTOLDI *et al.*, 2021). No entanto, outras partículas também podem ser erroneamente caracterizadas como MPs, e a taxa de erro aumenta consideravelmente com a diminuição do tamanho da partícula. Partículas minúsculas transparentes (<100 nm) ou fibrosas são difíceis de identificar com estereomicroscópio. Além disso, a análise visual pode ser afetada por diferenças subjetivas entre pesquisadores (BERTOLDI *et al.*, 2021; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

Portanto, usar um estereomicroscópio como único instrumento de identificação para estudar MPs em lixiviados não é confiável. Por esse motivo, o uso de técnicas de espectroscopia é recomendado para análise de MPs, pois pode determinar a composição química dos fragmentos com alta confiabilidade (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; KABIR *et al.*, 2023).

2.5.4 Caracterização química

Os métodos analíticos frequentemente aplicados para a caracterização química são as técnicas de espectroscopia, como espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Espectroscopia Raman (LUSHER *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2023). Mas também a literatura relata o uso de técnicas termoanalíticas, como a análise termogravimétrica (TGA), hifenadas à cromatografia gasosa com espectrometria de massas. A Tabela 4 apresenta a descrição, faixa de tamanho, vantagens e desvantagens das principais técnicas utilizadas.

Tabela 4 – Técnicas de caracterização de microplásticos

Equipamento	Tamanho dos MPs	Características	Vantagens	Desvantagens
Microscópio	Maior que 0,062 mm	Uso de uma lente focal para aumento de imagem	- Possibilidade de identificação visual do formato das partículas de modo fácil e prático	- Subjetividade e monotonia do observador; - Não é possível identificar o tipo de partícula; - Dificuldade em identificar o formato da partícula.
MEV	0,001 a 1 mm	Uso de raio eletrônico de alta intensidade para realizar varredura	- Pode ser utilizado para identificar além das partículas plásticas, partículas orgânicas que estejam anexadas as partículas plásticas	- Preparo das amostras pode levar a interpretação errada de alguns plásticos; - Requer um profissional qualificado para operar; - Equipamento caro e com alto custo de manutenção; - Precisa de uma sala isolada para evitar interferência de outros equipamentos.
Espectroscopia FTIR	Maior que 0,02 mm	Medição da energia vibracional das moléculas através da absorção de radiação	- Pode identificar o tipo de plástico; - Não destrói a amostra; - Identifica visualmente formato e cor de amostra de até 0,02 mm de tamanho.	- Equipamento caro e necessidade de profissional qualificado para operar; - As amostras podem sofrer influência de umidade, dificultando a caracterização; - As amostras precisam ser colocadas uma a uma na área do cristal do equipamento (utilizando o acessório ATR), e caso não cubra a área total, pode gerar um espectro de baixa resolução.
Espectroscopia Raman	Maior que 0,001 mm	Medição através da polarização da nuvem eletrônica causada por laser	- Pode identificar o tipo de plástico; - Não destrói a amostra - Identifica visualmente formato e cor de amostra de até 100 nanômetros de tamanho	- Alto custo do equipamento; - Interferência de fluorescência nas amostras, levando a erros na identificação.

Fonte: Adaptado de Xu *et al.* (2019), Wang *et al.* (2023), Adhikari *et al.* (2021).

A técnica analítica FTIR é uma das mais utilizadas para identificar polímeros com base em seus espectros de vibração molecular característicos e representa uma das ferramentas não destrutivas para a caracterização MPs (ADHIKARI *et al.*, 2021). Ao utilizar uma biblioteca de espectro de absorção do polímero, a espectroscopia FTIR pode confirmar a presença de partículas de plástico e identificar tipos de polímeros específicos. Dependendo do tamanho alvo, um modo diferente de FTIR pode ser utilizado (KABIR *et al.*, 2023).

Como exemplo, para partículas maiores que 0,5 mm, indica-se o uso de FTIR acoplado com acessório para aquisição de dados por reflectância total atenuada (ATR- FTIR). Como exemplo, He *et al.* (2019) aplicou o modo de refletância total atenuada (ATR-FTIR) para avaliar MPs com tamanho maior que 1 mm e FTIR acoplado a um microscópio (μ -FTIR) para avaliar MPs com tamanho menor que 1 mm.

Raman é uma técnica não destrutiva, sendo indicada para identificação de partículas menores que 0,02 mm. A espectroscopia Raman é uma técnica de espectroscopia vibracional baseada na dispersão inelástica da luz que fornece informações sobre as vibrações moleculares de um sistema na forma de um espectro vibracional. O espectro Raman é semelhante a uma impressão digital da estrutura química que permite a identificação dos componentes presentes na amostra (ADHIKARI *et al.*, 2021; ARAUJO *et al.*, 2018). De acordo com Montagner *et al.*, (2021), a espectroscopia RAMAN é uma técnica essencialmente microscópica e apresenta limite de difração muito menor que aquele alcançado pela μ -FTIR (de até 266 nm utilizando laser 532 nm, por exemplo).

Algumas das vantagens da espectroscopia Raman são seu baixo requisito de quantidade de amostra e a viabilidade de caracterizar a estereoregularidade dos polímeros que estão sendo rastreados. Em comparação com o FTIR, a técnica Raman não sofre interferência da espessura e umidade da amostra e tem maior confiabilidade, uma faixa espectral mais abrangente e bandas espetrais mais estreitas, o que facilita a caracterização química (ADHIKARI *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2023).

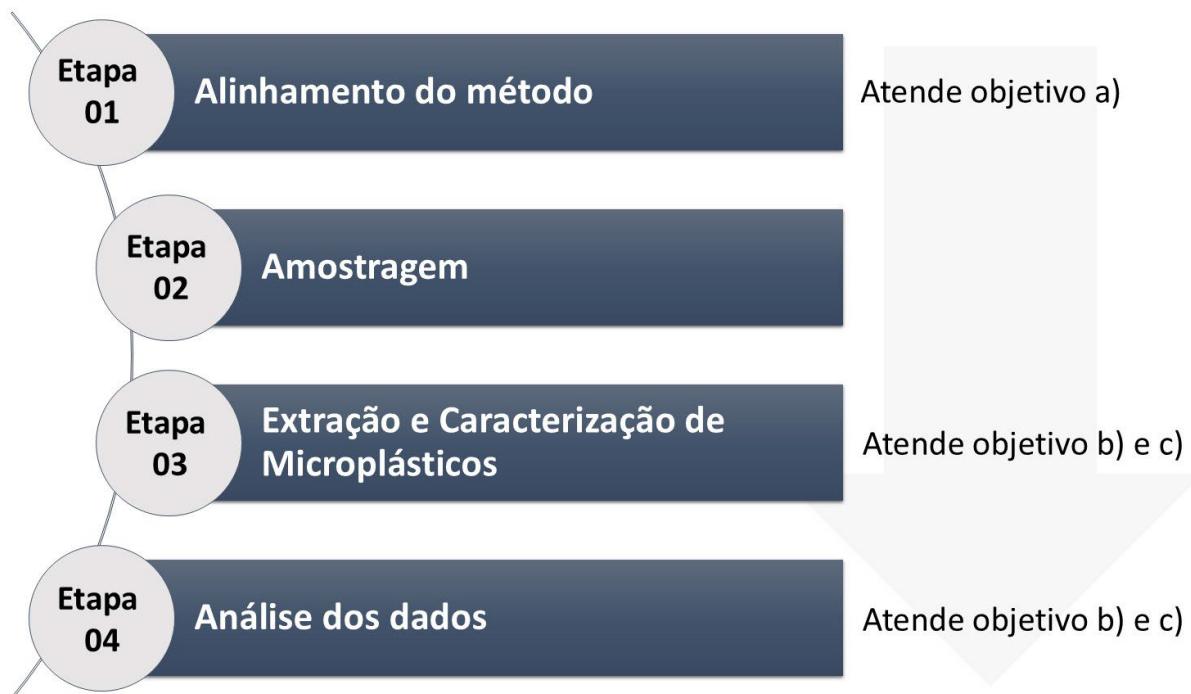
Porém, as desvantagens da técnica estão relacionadas com a necessidade de maior tempo de integração do sinal espectral devido ao fraco sinal Raman e, por isso, maior tempo de análise; possuir mais variáveis instrumentais, como comprimento de onda do laser, ajuste do foco do laser na amostra, grade de difração, lente objetiva, entre outros, que dificultam a padronização do método, mas também, inclui mais

possibilidades de análise (MONTAGNER *et al.*, 2019). De acordo com ADHIKARI *et al.* (2021), a fluorescência e alguns pigmentos podem interferir na identificação do tipo de polímero a ser analisado pela espectroscopia Raman. Além disso, ARAUJO *et al.* (2018) destaca que a fonte de luz do laser pode causar aquecimento da amostra, que leva a emissões de fundo e que podem causar degradação do polímero.

3 METODOLOGIA

O presente capítulo aborda os métodos selecionados para a realização deste estudo, desenvolvido no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNISINOS. A Figura 10 demonstra as etapas executadas. Inicialmente, realizou-se a determinação e adaptação do método analítico para detecção de MPs. Na sequência, foi definido o local de amostragem e os procedimentos adotados para o preparo das amostras, seguidos pela caracterização química e física e, finalmente, pela análise dos dados.

Figura 10 – Etapas para o desenvolvimento do estudo.



Fonte: Elaborada pela autora.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na cidade de São Leopoldo, no Estado do Rio Grande do Sul (Brasil). Atualmente o município possui cerca de 225 mil habitantes (IBGE, 2025). O clima é subtropical úmido, com as estações bem definidas. Verão quente, com temperaturas entre 15°C a 35°C e inverno com temperaturas entre 0°C a 18°C (WEATHER SPARK, 2023).

O aterro sanitário, objeto do presente estudo, existe desde novembro de 2011, e está localizado na Estrada do Socorro, no Arroio Manteiga, em São Leopoldo. Possui uma área de 135 hectares, sendo 60 hectares para disposição de resíduos. O restante da área é destinado à conservação, com a manutenção da flora e fauna locais e o plantio de novas mudas de árvores (CRVR, 2023).

É operado pela empresa Companhia Rio-grandense de Valorização de Resíduos (CRVR), subsidiária da holding Solví. A capacidade do aterro é de 5 milhões de toneladas, tendo uma vida útil de aproximadamente 20 anos (CRVR, 2023), sendo capaz de receber 55.800 toneladas/mês (FEPAM, 2025). A Figura 11 apresenta uma imagem geral da área do aterro.

Figura 11 – Vista geral do aterro



Fonte: Google Earth (2025).

3.1.1 Características e operação do aterro sanitário

A Licença de Operação ambiental atual do aterro de São Leopoldo, LO Nº 01522/2025 FEPAM, autoriza a operação de: a) Célula de disposição de resíduos referente às fases I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII - A e VIII-B, com área de 163.451,97 m²; b) Bota-espera Norte e Bota-espera Sul para armazenamento de material de cobertura; c) Unidade de tratamento de efluentes com 08 lagoas de acúmulo e uma

casa de química de 150 m²; d) Lagoa de emergência pluvial com área de 7.170 m²; e) Unidades administrativas e auxiliares com área de 640,67 m²; f) centro de educação ambiental; g) Central de triagem de resíduos sólidos urbanos (FEPAM, 2025).

Os resíduos dispostos no aterro são originários da coleta de RSU do município de São Leopoldo, de municípios vizinhos e de setores privados. A unidade atende 112 geradores correspondente a 56 municípios, correspondendo a 13% da população do Estado do Rio Grande do Sul. O aterro atende a região da Serra, Vale do Caí, dos Sinos, Paranhana e Região Metropolitana. Mensalmente a área recebe cerca de 30.000 m³ de resíduos, em média, sendo esta quantidade controlada na balança quando da entrada dos caminhões.

O aterro sanitário é operado em diferentes fases, sendo que atualmente a operação está na fase 8, com as outras 7 anteriores já encerradas. O tempo de operação de cada fase varia entre elas, sendo que o Quadro 1 apresenta o período, área e volume de material disposto em cada fase.

Quadro 1 – Fases de operação do aterro

Fase	Operação	Área (m ²)	Volume (m ³)
I	Nov-2011 a Set-2012	18.785,00	134.880,00
II	Out-2012 a Set-2014	23.400,00	375.855,00
III	Out-2014 a Mai-2015	24.730,00	207.875,00
IV	Jun-2015 a Jul-2017	21.300,00	473.240,00
V	Ago-2017 a Jan-2018	11.520,00	153.171,00
VI	Fev-2018 a Mar-2020	19.453,00	776.033,00
VII	Mar-2020 a Set-2022	31.495,00	725.171,00
VIII - A e B	Em operação	62.981,00	

Fonte: FEPAM (2025)

Durante a operação diária do aterro, é colocada uma camada de cobertura vegetal na área de operação, evitando que os resíduos fiquem expostos. No dia seguinte, antes de receber novos resíduos, esta camada é removida. O grau de compactação dos resíduos no aterro é estimado em cerca de 1 tonelada/m³, valor de compactação acima do encontrado em outros aterros, fazendo assim com que os resíduos ocupem um menor volume no aterro, aumentando assim sua vida útil e dificultando a entrada de água pluvial.

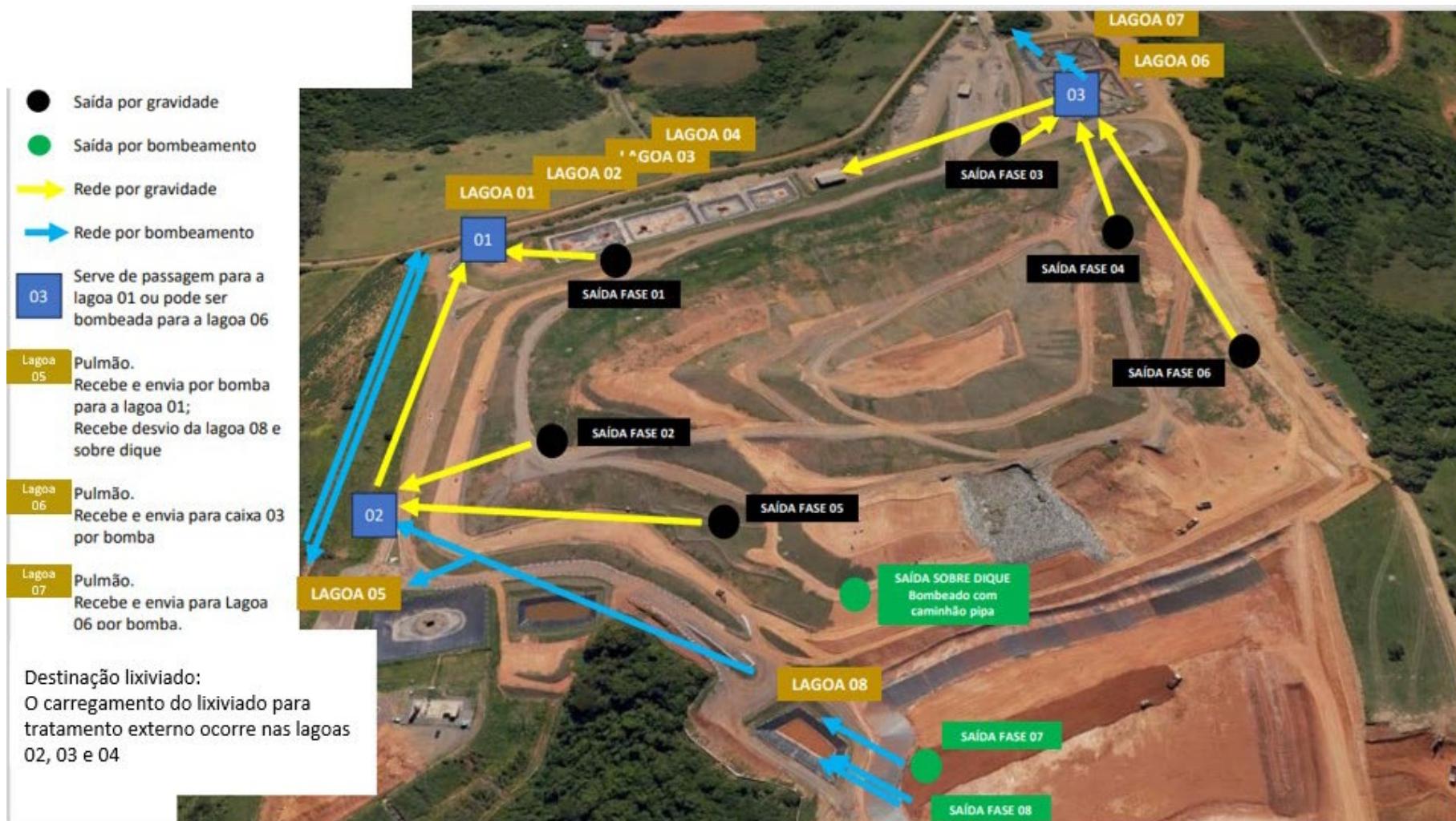
Ghesla (2022) analisou a composição gravimétrica dos RSU recebidos em cada fase no aterro da CRVR em São Leopoldo. Os valores se mantiveram próximos, sendo a maior parcela em todas as fases de matéria orgânica (MOP) (entre 41% e 51%), seguido por resíduos classificados como “contaminantes biológicos”, prioritariamente resíduos de banheiros (papel higiênico, absorvente, fraldas) (entre 16% e 25%). Na terceira maior parcela, os resíduos do tipo plástico (12 e 13%) e papel (12 e 13%) empatam na composição gravimétrica. Por fim, os resíduos classificados por “outros” (como embalagens longa vida, tecidos e borrachas) e resíduos de vidro e metal representam percentuais entre 1% e 5%.

3.2 AMOSTRAGEM

O lixiviado é gerado pela decomposição dos RSU, onde percola entre os resíduos até a base do aterro, e são drenados (por gravidade ou bombeamento) e interligados por rede, que deságua nas lagoas de armazenamento (Figura 12). Em cada fase há um poço de visita, onde é possível observar da superfície do aterro o lixiviado em deslocamento no fundo do aterro.

O sistema de acúmulo de lixiviado existente no empreendimento é composto por 8 lagoas devidamente impermeabilizadas, sendo 4 delas (lagoas 01 a 04) instaladas entre a célula de disposição de resíduos e a estrada de acesso ao empreendimento, duas delas (lagoa 05 e 08) instalada aos fundos da célula de disposição de resíduos e duas lagoas (lagoas 06 e 07) localizadas ao norte da célula de disposição de resíduos (Figura 12). As lagoas possuem um volume total de aproximadamente 22.200 m³ e a taxa de geração de lixiviado é de cerca de 250 m³/dia. Este lixiviado acumulado nas lagoas é transportado para uma empresa terceirizada, que realiza o tratamento final.

Figura 12 – Localização dos poços de visita e lagoas de acúmulo de lixiviado



Fonte: CRVR (2025).

As coletas foram realizadas na lagoa de armazenamento 01, especificamente na calha Parshall localizada na entrada da lagoa, a qual recebe lixiviado oriundo das fases 1, 2, 5 e 7 do aterro sanitário. As amostras foram coletadas em julho, setembro e outubro de 2024, durante a manhã. Em cada campanha, foram coletadas 05 amostras de 01 L cada, diretamente no frasco. As amostras foram acondicionadas em frascos de vidro de 01 L previamente ambientados com o próprio lixiviado, com as tampas cobertas por papel alumínio para evitar contaminação. As 05 coletas realizadas em cada campanha, embora realizadas no mesmo dia, foram tratadas como amostras independentes, considerando que, devido à complexidade intrínseca do lixiviado, suas propriedades podem variar naturalmente. Posteriormente, as amostras foram refrigeradas a 0 °C até a extração e caracterização dos MPs em laboratório.

3.2.1 Caracterização físico-química

Para a caracterização da amostra, foi utilizado as análises físico-químicas do lixiviado bruto do aterro em estudo, fornecidas pela CRVR. Os parâmetros analisados foram Cor Aparente, Turbidez, Nitrogênio Ammoniacal, Nitrogênio total, Carbono Orgânico Total (COT) bruto e filtrado, Fósforo, Alcalinidade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

3.3 CONTROLE DE QUALIDADE DURANTE O PROCESSO DE ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS

Para garantir que as amostras estejam livres de contaminações cruzadas decorrentes do processamento, algumas medidas foram adotadas, sendo elas:

- Todos os materiais e aparelhos utilizados no processo (ex.: peneiras de aço inoxidável, vidrarias, frascos utilizados na amostragem) foram limpos com água corrente e posterior enxague com água ultrapura por no mínimo 5 vezes antes do uso;
- O processamento e a caracterização das amostras de MPs foram conduzidos em condições controladas, com o uso de jalecos de algodão e luvas nitrílicas para minimizar a potencial contaminação externa;

- Para evitar que materiais particulados se depositem na superfície de aparelhos e vidrarias, estes foram cobertos com papel alumínio durante o procedimento, e a separação das partículas suspeitas foi realizada em uma capela com exaustão para evitar a contaminação dos MPs no ar;
- As bancadas de trabalho foram limpas com álcool etílico 70% e papel toalha;

Além das medidas para evitar a contaminação das amostras, foi realizado uma amostra controle (branco do processo) para monitorar a possível contaminação por MPs. Para o branco do processo, foi utilizado uma amostra de água ultrapura que passou pelo mesmo procedimento das amostras de lixiviado.

3.4 MÉTODO PARA CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

O método que foi aplicado para caracterização de MPs em lixiviado foi uma adaptação do procedimento elaborado pela NOAA (MASURA *et al.*, 2015), He *et al.* (2019) e Nayahi *et al.* (2022). As etapas dos procedimentos que foram realizados estão demonstradas na Figura 13.

Figura 13 – Procedimentos realizados para preparo da amostra e caracterização



Fonte: Elaborada pela autora.

3.4.1 Peneiramento

Nesta etapa, 1 L de amostra foi filtrada através de peneira de aço inoxidável com abertura de malha de 0,075 mm. O recipiente contendo a amostra foi lavado com água ultrapura, para garantir que todo o material fosse transferido para as peneiras. Em seguida, caso necessário, impurezas e partículas maiores que 5 mm foram removidas manualmente com auxílio de pinça de aço inoxidável e lavadas sobre a peneira, para garantir que os MPs que eventualmente aderiram ao material sejam desprendidos e devolvidos à peneira. Na sequência, os sólidos residuais presentes

na superfície da peneira, foram transferidos para um béquer, utilizando cerca de 150 mL de água ultrapura.

3.4.2 Tratamento oxidativo

Nesta etapa, as amostras foram tratadas com um procedimento de oxidação, para remover os componentes orgânicos. Um volume de 160 mL de reagente Fenton (80 mL de solução de sulfato de Fe (II) 0,05 M + 80 mL Peróxido de Hidrogênio 30% v/v) foi adicionado ao béquer contendo os MPs removidos do peneiramento. A digestão foi induzida pelo aquecimento controlado da solução entre 60 e 65 °C, sob agitação branda, com auxílio de uma barra magnética. Durante o processo de oxidação, a temperatura foi controlada na faixa de 60 a 65 °C, visando minimizar um potencial degradação da cadeia polimérica dos MPs (MUNNO *et al.*, 2018).

Assim que se observou bolhas de gás na superfície durante o aquecimento, o béquer foi removido da placa de aquecimento e colocado em uma capela de exaustão até que a fervura diminua. A amostra permaneceu fechada com um vidro relógio durante todo o processo oxidativo. Esse processo ocorreu repetidamente até que a matéria orgânica fosse completamente digerida. Caso necessário, solução adicional de 80 mL de reagente Fenton foi adicionado e digerido até que se obtenha uma solução límpida e sem espuma.

Ao final do tratamento oxidativo, foi obtido um volume final de aproximadamente 300 mL de solução, o qual foi submetido à filtração a vácuo. Para essa etapa, foram utilizados filtros de silício (Thermo Fisher Scientific, (10×10) mm², comprimento de poro de 198 µm e diâmetro de poro de 1 µm). Devido à área reduzida dos filtros, a solução foi fracionada em 6 alíquotas de 50 mL com o intuito de evitar a sobrecarga dos filtros e garantir uma distribuição uniforme das partículas em sua superfície. Essa medida foi adotada tanto para assegurar a eficiência da filtração quanto para preservar a integridade das partículas, condição essencial para as análises químicas posteriores voltadas à identificação e caracterização de MPs.

3.4.4 Caracterização química e física

A identificação dos MPs foi realizada por espectroscopia Raman (modelo DXR3, Thermo Fisher Scientific), que permitiu a caracterização química e física das

partículas. As análises espectroscópicas foram conduzidas na faixa espectral de 100 a 3500 cm⁻¹, empregando um laser de excitação de 532 nm, com potência ajustável conforme a necessidade da amostra, e objetiva de 10×, 20× ou 50×, permitindo diferentes níveis de ampliação.

O software Thermo Scientific OMNIC 9 foi utilizado para controle do equipamento e aquisição dos espectros, assegurando a padronização dos parâmetros experimentais. Para garantir a representatividade das análises, um conjunto aleatório de partículas retidas nos filtros foi examinado. A triagem inicial foi realizada por inspeção óptica utilizando um microscópio acoplado ao sistema Raman, permitindo a seleção de partículas suspeitas de serem MPs com base em características morfológicas e ópticas. As partículas selecionadas foram, então, submetidas à espectroscopia Raman para confirmação de sua composição polimérica.

O método empregado incluiu um tempo de exposição de 2 s por espectro, com um total de 32 exposições para otimização da relação sinal-ruído, enquanto espectros de fundo foram adquiridos e subtraídos para minimizar interferências.

A identificação da composição química dos MPs foi realizada por comparação dos espectros obtidos com um banco de dados espectral de polímeros comerciais e referências espectroscópicas da literatura. Apenas partículas que apresentaram coeficiente de correspondência superior a 70% foram classificadas como MPs.

Após a confirmação química, cada MP foi submetido à caracterização física, considerando morfologia e coloração. A classificação morfológica foi realizada com base na metodologia descrita na Tabela 3, categorizando os MPs como fragmentos (estruturas irregulares com bordas nítidas), esferas (partículas com forma aproximadamente esférica) e fibras (estruturas alongadas). A coloração dos MPs foi registrada visualmente, sendo categorizada nas cores transparente, marrom, preto, azul e branco.

O tamanho (comprimento) individual dos MPS foi determinado com auxílio do software Thermo Scientific OMNIC 9, e os MPs foram distribuídos nas seguintes categorias de tamanho: < 75 µm, 75–100 µm, 100–500 µm, 500–1000 µm e 1000–5000 µm.

3.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados obtidos na caracterização dos MPs foram inicialmente organizados e sistematizados em planilhas eletrônicas no software Microsoft Excel 365®, onde se realizou a triagem, padronização e estruturação das variáveis de interesse. As análises estatísticas subsequentes foram conduzidas no software IBM® SPSS Statistics, considerando nível de significância de $\alpha = 0,05$.

A análise de variância unidirecional (ANOVA) foi aplicada para verificar diferenças estatísticas entre as amostras em relação às variáveis investigadas. Antes da sua aplicação, avaliou-se o pressuposto de normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk, realizado sobre todos os resultados de concentração de MP obtido nos filtros. Quando identificadas diferenças significativas ($p < 0,05$), foram utilizados dois testes de comparações múltiplas: Tukey B e Tukey HSD (*Honest Significant Difference*). O teste de Tukey B foi empregado para agrupar as amostras em subconjuntos homogêneos com base na similaridade das médias, sendo especialmente útil quando se deseja formar grupos com comportamentos estatísticos semelhantes. Já o teste de Tukey HSD foi utilizado para comparações par a par entre todos os grupos, permitindo identificar quais pares de médias apresentavam diferenças estatisticamente significativas.

Adicionalmente, foram realizadas análises de correlação de Pearson para investigar possíveis associações entre a abundância e as características dos MPs e as variáveis ambientais e físico-químicas do lixiviado. As variáveis incluídas na matriz de correlação compreenderam: abundância total de MPs por amostra, proporção relativa de polipropileno (PP), fração de partículas com tamanho inferior a 75 μm , forma predominante (fragmentos) e cor (transparente). As variáveis ambientais e físico-químicas incluíram: temperatura mínima e máxima, precipitação, turbidez, cor aparente, DQO, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, COT, fósforo total e alcalinidade.

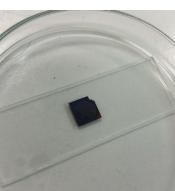
Conforme Field (2009), o coeficiente de correlação é uma medida do tamanho de um efeito. Assim, valores de $\pm 0,1$ representam um efeito pequeno, $\pm 0,3$ representa um efeito médio e $\pm 0,5$, um efeito grande.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ADAPTAÇÕES METODOLÓGICAS E CONTROLE DO PROCESSO

Para atender ao objetivo específico a) esse item do capítulo de Resultados e Discussões acaba por complementar o capítulo de Metodologia. O protocolo analítico empregado neste estudo seguiu etapas semelhantes às descritas em outros trabalhos, tais como peneiramento inicial, tratamento oxidativo, filtração e análise espectroscópica (MASURA *et al.*, 2015; HE *et al.*, 2019; NAYAHI *et al.*, 2022). No entanto, uma das principais adaptações implementadas consistiu na divisão de cada amostra de lixiviado em seis filtros de silício ($10 \times 10 \text{ mm}^2$, comprimento de poro de $198 \mu\text{m}$ e diâmetro de poro de $1 \mu\text{m}$) após o processo oxidativo. Essa estratégia visou ampliar a área de retenção disponível, reduzir a sobrecarga de partículas em filtros individuais e facilitar a caracterização por espectroscopia Raman. A Figura 14 apresenta o fluxograma metodológico adotado.

Figura 14 – Fluxograma metodológico para caracterização de MPs em lixiviado.

ETAPA	COMO	RESULTADO
Peneiramento	 <ul style="list-style-type: none"> - Filtração 1 L de lixiviado em peneira de aço inoxidável com abertura de malha de $0,075 \text{ mm}$; - Sólidos residuais presentes na superfície da peneira, foram transferidos para um béquer, utilizando cerca de 150 mL de água ultrapura. 	Béquer com cerca de 150 mL
Tratamento oxidativo	 <ul style="list-style-type: none"> - Volume de 160 mL de reagente Fenton foi adicionado ao béquer; - Aquecimento controlado da solução entre 60 e 65 °C, sob agitação branda; - Digerido a amostra até que se obtenha uma solução límpida e sem espuma; - Se necessário, adicionado mais 40 mL do reagente FENTON* - *Só adicionar se a solução não ficar límpida - Descansar por 48 horas 	Béquer com cerca de 300 mL
Filtração	 <ul style="list-style-type: none"> - Filtração a vácuo de 50 mL por filtro. 	<ul style="list-style-type: none"> - 50 mL - Filtro 1 - 50 mL - Filtro 2 - 50 mL - Filtro 3 - 50 mL - Filtro 4 - 50 mL - Filtro 5 - 50 mL - Filtro 6
Caracterização química e física	 <ul style="list-style-type: none"> - Escolhido partículas para analisar quimicamente; - As partículas identificadas como plástico, foram compiladas e caracterizadas fisicamente (forma, cor e tamanho) 	Caracterização das partículas quanto ao tipo de plástico, sua forma, cor e tamanho

Fonte: Elaborada pela autora.

Embora o estudo tenha sido conduzido apenas com a fração retida na peneira metálica de 0,075 mm, a utilização de filtros com poros significativamente menores permitiu a captura de partículas de dimensões reduzidas, possivelmente presentes devido à aderência a materiais maiores durante a triagem inicial ou à fragmentação ao longo do processo oxidativo.

Essa condição metodológica tem duas implicações relevantes. Primeiro, ainda que o peneiramento a 0,075 mm seja uma etapa convencional, partículas <75 µm podem permanecer aderidas a fragmentos maiores por forças físico-químicas (biofilmes, matéria orgânica particulada), sendo liberadas apenas após etapas subsequentes de processamento (HERNÁNDEZ *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2018; GESAMP, 2019). A divisão do volume oxidado em seis filtros de silício, com poros menores, aumentou a probabilidade de reter essas frações menores que se associam a matrizes maiores durante a triagem, reduzindo perdas por sobrecarga de um único filtro e melhorando a representatividade da amostra (SIMONGINI *et al.*, 2022; UPADHYAY; BAJPAI, 2021).

Com o objetivo de avaliar potenciais contaminações durante o processamento laboratorial, foi realizada uma análise de branco de processo. Esse controle consistiu na utilização de uma amostra de água ultrapura, a qual foi submetida a todas as etapas do procedimento analítico, incluindo peneiramento, tratamento oxidativo, filtração e análise por espectroscopia Raman.

O branco de processo foi fracionado em seis filtros durante a etapa de filtração, seguindo o mesmo protocolo adotado para as amostras reais. Entre os seis filtros analisados, apenas um apresentou detecção positiva de MPs. No Filtro 1, foi identificada uma partícula de poli(tereftalato de etileno) (PET), com um índice de similaridade com a biblioteca espectral de 71,28%, valor que atende ao critério de aceitação estabelecido ($\geq 70\%$). Nos demais filtros (filtros 2 a 6), não foram detectadas partículas com características espectrais de MPs.

A presença pontual de uma única partícula em um dos filtros representa uma frequência de ocorrência de 16,7%, situando-se dentro da faixa considerada aceitável de contaminação de fundo em estudos ambientais, que usualmente varia entre 0% e 20%, dependendo das condições ambientais, do rigor das práticas de assepsia e da natureza da matriz analisada (MASURA *et al.*, 2015; DEHAUT *et al.*, 2016; PRATA *et al.*, 2019). Embora a adoção de medidas de controle como limpeza dos materiais e superfícies de contato, filtros cobertos e manuseio em fluxo laminar possam mitigar

significativamente a introdução de partículas externas (LÖDER; GERDTS, 2015; SIMONGINI *et al.*, 2022), diversos autores reconhecem que a eliminação completa de MPs em laboratórios é operacionalmente inviável, especialmente devido à onipresença desses contaminantes no ambiente (WANG *et al.*, 2026).

Dada a natureza pontual da detecção e a realização de um ensaio de branco, optou-se por não aplicar correção quantitativa aos resultados das amostras ambientais. Essa decisão encontra respaldo metodológico em estudos anteriores que destacam a necessidade de cautela ao subtrair valores do branco em análises com baixa frequência de contaminação ou número limitado de controles paralelos, sob risco de introduzir vieses estatísticos ou distorções na interpretação dos dados (PRATA *et al.*, 2019; DEHAUT *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2018).

Além disso, a validação do branco com espectroscopia Raman, ao invés de apenas critérios morfológicos ou visuais, amplia o rigor metodológico e elimina falsos positivos, especialmente em uma matriz complexa como lixiviado de aterro, onde detritos orgânicos e minerais podem simular a aparência de MPs (SIMONGINI *et al.*, 2022; HERNÁNDEZ *et al.*, 2017).

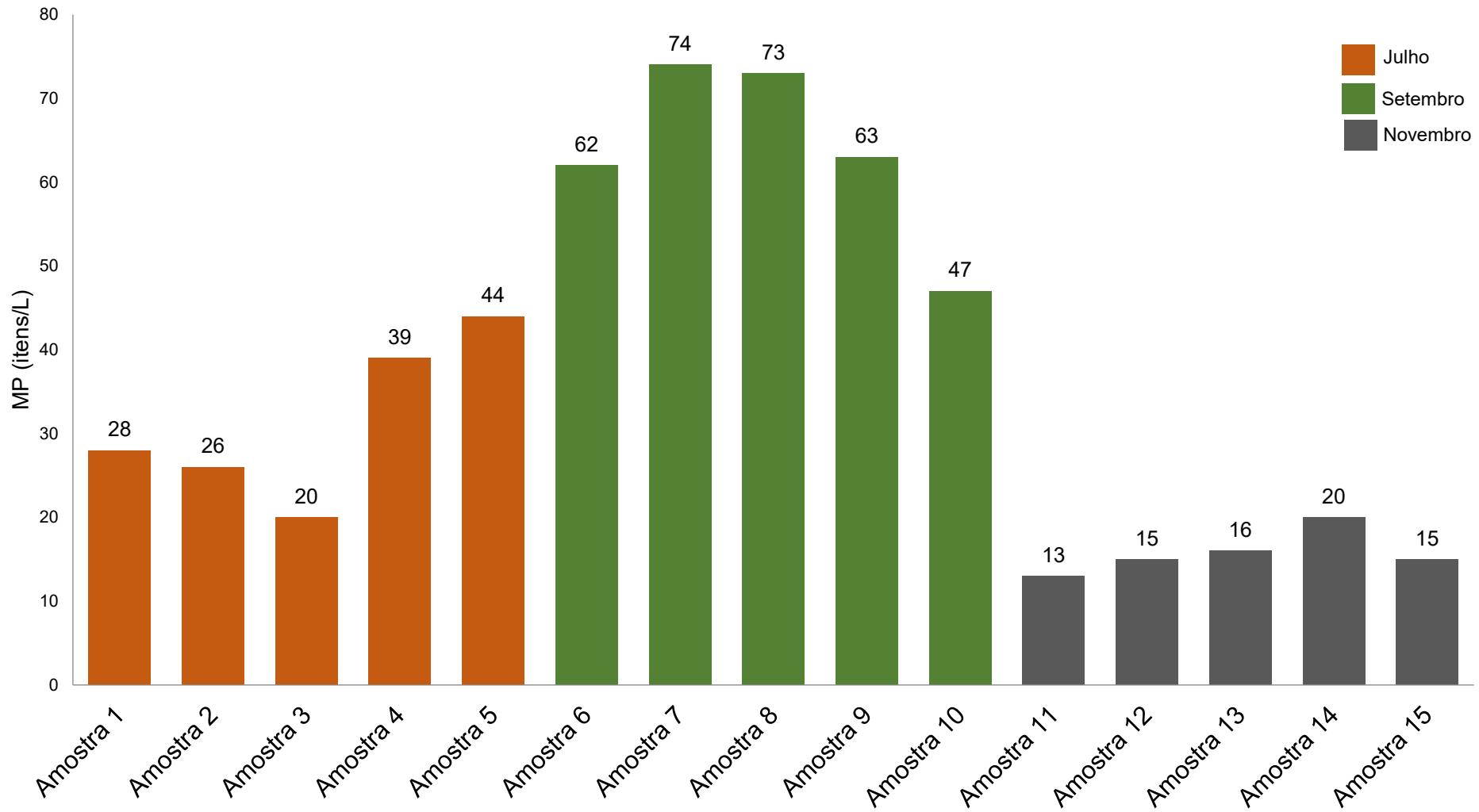
De modo geral, a detecção isolada de uma partícula plástica no controle do processo foi considerada insignificante frente à magnitude dos resultados obtidos nas amostras ambientais. A decisão de manter os dados brutos sem correção reforça o compromisso com a transparência e a comparabilidade com a literatura, onde estratégias semelhantes são recomendadas em estudos com baixa incidência de background.

4.2 ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS NAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO

MPs foram detectados em todas as amostras de lixiviado analisadas ao longo das três campanhas de coleta realizadas (julho, setembro e novembro de 2024), evidenciando sua ocorrência contínua nesta matriz. A Figura 15 apresenta a distribuição da abundância de MPs por campanha, com concentrações variando entre 13 e 73 itens/L. Esses valores correspondem à soma das partículas retidas nos seis filtros de cada amostra, expressos em itens por litro (itens/L), unidade amplamente adotada na literatura para esse tipo de estudo (HE *et al.*, 2019; LODH; SHAFI; GOEL, 2025; MOHAMMADI *et al.*, 2022; SUN *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2023). Os resultados

individuais da caracterização espectroscópica das partículas de MPs encontram-se apresentados no Apêndice A.

Figura 15 – Abundância de microplásticos (itens/L) nas amostras de lixiviado – Distribuição por campanha de amostragem



Fonte: Elaborada pela autora.

A análise das concentrações de MPs nas três campanhas de coleta evidencia diferenças entre os períodos amostrados. Em julho, as concentrações variaram entre 28 e 44 itens/L (amostras 1 a 5), caracterizando valores intermediários. Em setembro foram registradas as maiores abundâncias, especialmente nas amostras 6 a 9, que superaram 60 itens/L, enquanto a amostra 10 apresentou 47 itens/L. Já em novembro observaram-se as menores concentrações, entre 13 e 20 itens/L (amostras 11 a 15), todas abaixo de 20 itens/L. Esse comportamento evidencia diferenças temporais entre as campanhas de amostragem, reforçando a necessidade de considerar a variabilidade temporal na interpretação dos resultados. Com o intuito de explorar essa variação, a Tabela 5 apresenta dados médios de precipitação e temperatura em São Leopoldo para os meses de coleta.

Tabela 5 – Condições ambientais médias durante os períodos de amostragem em São Leopoldo (RS)

Mês	Precipitação acumulada (mm)	Temp. mínima (°C)	Temp. máxima (°C)
Julho	132	10	19
Setembro	140	12	22
Novembro	142	16	26

Fonte: CLIMATEMPO (2024); WEATHERSPARK (2024).

Os resultados mostraram concentrações intermediárias em julho, um pico de abundância em setembro e os menores valores em novembro. Como os dados de precipitação e temperatura foram semelhantes entre os meses, esses fatores isoladamente não explicam a variação observada. É provável que aspectos internos do aterro, como o estágio de degradação dos resíduos, a dinâmica de percolação e o tempo de residência do lixiviado, tenham influenciado na mobilização das partículas.

Assim, o pico em setembro pode estar relacionado a uma maior disponibilidade de partículas no sistema, enquanto novembro apresentou condições mais favoráveis à retenção ou deposição. Embora não seja possível identificar todos os mecanismos envolvidos, o padrão temporal observado, aliado à predominância de fragmentos plásticos, é consistente com a hipótese de origem secundária, discutida em maior detalhe nas seções seguintes.

Para avaliar a significância dessas diferenças, utilizou-se a análise de variância (ANOVA), a qual indicou variações estatisticamente significativas entre as amostras ($F = 25,779$; $p < 0,001$). Como a ANOVA aponta apenas a existência de diferenças globais entre os grupos, foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Tukey ($\alpha = 0,05$) para identificar especificamente quais amostras e quais períodos apresentaram médias significativamente distintas.

A análise individual das amostras resultou na formação de sete subgrupos homogêneos, baseados na similaridade estatística das médias de concentração. As amostras de novembro (11, 12, 13 e 15) integraram os subgrupos de menor abundância, com valores entre 13 e 16 itens/L, diferindo significativamente das amostras 7 e 8 de setembro ($p < 0,001$). Estas últimas apresentaram as maiores médias, superiores a 73 itens/L, posicionando-se no subgrupo de maior concentração. Já as amostras de julho se distribuíram entre os subgrupos intermediários, evidenciando diferenças estatisticamente significativas em relação tanto a setembro ($p < 0,001$) quanto a novembro ($p = 0,013$ – $0,050$).

Na análise temporal, considerando os meses de coleta, a ANOVA também revelou diferenças significativas entre as médias ($F = 109,367$; $p < 0,001$). O teste de Tukey HSD demonstrou que todos os meses diferiram entre si: setembro apresentou médias significativamente maiores que julho e novembro ($p < 0,001$), e julho, por sua vez, diferiu de novembro ($p < 0,001$). As médias de abundância foram de 16,26 itens/L em novembro, 31,38 itens/L em julho e 63,78 itens/L em setembro, evidenciando uma variação expressiva na concentração de MPs ao longo do período de monitoramento.

Os resultados obtidos neste estudo (13 a 73 itens/L) situam-se dentro da ampla faixa de concentrações reportadas internacionalmente. Na China, pesquisas em diferentes aterros apontaram desde valores baixos (0,4 a 25 itens/L) até concentrações bastante elevadas, próximas a 291 ± 91 itens/L, evidenciando forte heterogeneidade entre locais e metodologias (HE *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2021; XU *et al.*, 2020; WAN *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2025; MA *et al.*, 2025). Em países como a Índia, as concentrações variaram entre 9 e 53 itens/L (LODH; SHAFI; GOEL, 2025; SEKAR; SUNDARAM, 2023), enquanto na Indonésia foram relatados valores mais baixos, entre 5,29 e 9 itens/L (NURHASANAH *et al.*, 2021; TRIHADININGRUM *et al.*, 2023). No Irã, registraram-se faixas mais elevadas, entre 63 e 92 itens/L (MOHAMMADI *et al.*, 2022), ao passo que em países do sudeste asiático, como a Tailândia, foram descritas concentrações próximas a 9–10 itens/L

(NAYAHI *et al.*, 2022). Na Europa, estudos em aterros localizados na Bósnia e na Sérvia relataram concentrações variando de 0,64 a 2,16 itens/L (NAREVSKI *et al.*, 2021). Já em países nórdicos, como Finlândia, Noruega e Islândia, foram descritos valores mais amplos, entre 1,2 e 91 itens/L, influenciados pelas condições climáticas frias, que tendem a reduzir a fragmentação dos resíduos plásticos (VAN PRAAGH; HARTMAN; BRANDMYR, 2018).

Essa variabilidade reforça que, embora os dados deste estudo estejam alinhados com a literatura internacional, não existe um padrão único para lixiviados de aterros, em razão tanto das diferenças ambientais e operacionais locais (tipo e idade do aterro, características dos resíduos, clima) quanto da ausência de protocolos padronizados para amostragem, pré-tratamento e identificação de MPs. No caso brasileiro, os resultados obtidos em São Leopoldo/RS situam-se em faixas comparáveis às relatadas em países asiáticos, o que era esperado em função de semelhanças na composição dos resíduos sólidos urbanos (predomínio de plásticos de uso único). Ainda assim, fatores climáticos e operacionais específicos podem modular a fragmentação e o transporte de MPs, reforçando a importância de estudos locais para consolidar séries regionais de monitoramento.

Do ponto de vista ambiental, os resultados obtidos reforçam que mesmo aterros sanitários, com sistemas de impermeabilização e drenagem, podem apresentar concentrações significativas de MPs em seus lixiviados. Embora o presente estudo não tenha realizado uma avaliação específica do tipo ou idade do aterro, as elevadas concentrações em setembro sugerem que a mobilização sazonal de MPs é uma variável importante a ser considerada em futuras estratégias de monitoramento.

4.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

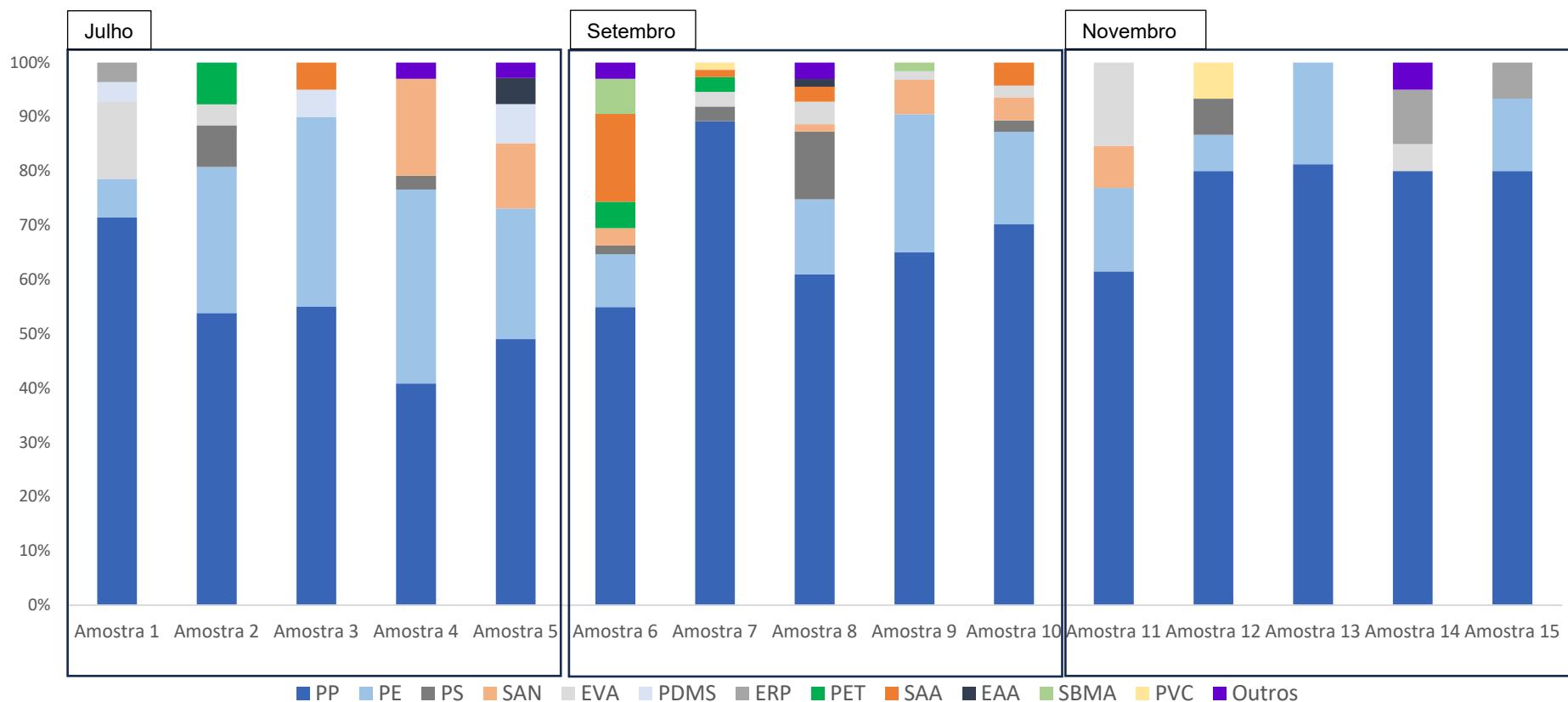
4.3.1 Composição polimérica dos microplásticos

Todas as partículas suspeitas de serem MPs foram individualmente confirmadas por espectroscopia Raman antes da contagem, assegurando a exclusão de partículas não poliméricas, como fibras celulósicas, detritos orgânicos ou partículas minerais, que poderiam ser incorretamente classificados como plásticos com base apenas em critérios morfológicos. Esse procedimento garantiu que apenas partículas confirmadas quimicamente fossem incluídas na análise de abundância e composição,

conferindo maior confiabilidade aos resultados. A confirmação por técnicas espectroscópicas (Raman ou FTIR) é amplamente recomendada pela literatura para assegurar a correta identificação dos MPs, sobretudo em matrizes ambientais complexas (MASURA *et al.*, 2015; PRATA *et al.*, 2019; SIMONGINI *et al.*, 2022).

A Figura 16 apresenta a distribuição percentual dos tipos de polímeros identificados nas 15 amostras de lixiviado coletadas nas campanhas de julho, setembro e novembro. A análise revelou que a soma das frações de polipropileno (PP) e polietileno (PE) superou 80% do total de MPs identificados em 9 das 15 amostras analisadas (amostras 2, 3, 7, 9, 10, 12, 13, 14 e 15), com destaque para as quatro últimas, nas quais o PP isoladamente representou 80% ou mais das partículas detectadas. Essa dominância de poliolefinas é compatível com o perfil de consumo e descarte de plásticos da sociedade, nos quais PP e PE são amplamente utilizados em embalagens flexíveis, sacolas, recipientes de alimentos e outros produtos descartáveis (WANG *et al.*, 2023; SINGH *et al.*, 2023; KABIR *et al.*, 2023).

Figura 16 – Distribuição percentual dos tipos de polímeros identificados nas amostras de lixiviado



Fonte: Elaborada pela autora.

Legenda: Polipropileno (PP); Polietileno (PE); Poliestireno (OS); Copolímero de estireno-acrilonitrila (SAN); Etileno acetato de vinila (EVA); Poli(dimetilsiloxano) (PDMS); Copolímero de etileno-propileno (EPR); Polietileno tereftalato (PET); Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA); Copolímero de etileno e ácido acrílico (EAA); Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA); Policloreto de vinila (PVC); Outros = Soma das frações de Polietileno de Alta Densidade (PEAD); Polietileno clorossulfonado (CSM); Copolímero de etileno-etyl acrilato (EEA); Nylon; Resina fenólica (PF); Polietileno clorado (CPE).

Essa predominância pode ser atribuída tanto à alta representatividade desses polímeros no fluxo de resíduos sólidos urbanos, quanto às suas propriedades físico-químicas que favorecem sua fragmentação, mobilidade e estabilidade no ambiente de aterro. Os polímeros PP e PE são termoplásticos da classe das poliolefinas, caracterizados por sua estrutura apolar, elevada resistência química e morfologia semicristalina. Ambos apresentam baixa densidade (PP: 0,89–0,91 g/cm³; PE: 0,93–0,98 g/cm³), o que os torna menos densos que a água e, portanto, propensos à suspensão no lixiviado. Essa característica facilita sua migração para os sistemas de drenagem e coleta de lixiviado nos aterros sanitários (ANDRADY, 2017; AVIO; GORBI; REGOLI, 2017; GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; KABIR *et al.*, 2023).

Do ponto de vista da estabilidade ambiental, PP e PE apresentam alta resistência à degradação química, à radiação ultravioleta e à ação microbiana. A ausência de grupos funcionais reativos em suas cadeias moleculares e sua estrutura linear contribuem para sua baixa suscetibilidade a reações de hidrólise ou oxidação. Consequentemente, esses polímeros mantêm sua integridade por longos períodos, mesmo em ambientes sujeitos a variações extremas de pH, temperatura, elevada carga orgânica, presença de agentes oxidantes e baixa disponibilidade de oxigênio, como os aterros sanitários, o que favorece sua detecção recorrente em matrizes como lixiviado, águas superficiais e sedimentos. (GEWERT *et al.*, 2015; ROCHMAN *et al.*, 2019).

Nas demais amostras (1, 4, 5, 6, 8 e 11), observou-se uma maior diversidade composicional, com contribuições significativas de outros polímeros, em especial Copolímero de estireno-acrilonitrila (SAN), Etileno acetato de vinila (EVA), Poliestireno (OS) e Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA). A amostra 4 apresentou 18% de SAN, enquanto a amostra 5 teve 13%, indicando a presença marcante desse copolímero de acrilonitrila e estireno, comumente utilizado em componentes automotivos e utensílios domésticos (SHI *et al.*, 2023; KABIR *et al.*, 2023). A amostra 11 destacou-se pelo elevado teor de EVA (15%), um copolímero amplamente empregado em solados de calçados e materiais de vedação (GODVINSHARMIL *et al.*, 2023; SINGH *et al.*, 2023). Já a amostra 8 apresentou a maior concentração de OS (12%), um polímero frequentemente associado à fabricação de espumas expandidas, bandejas alimentícias e materiais de isolamento (WANG *et al.*, 2023; MA *et al.*, 2025), além de 4% de EVA e 3% de SAA, um ácido poliacrílico utilizado como aditivo em adesivos, tintas e detergentes industriais (CHUN; MUTHU; GOPAL, 2022).

O PS, apesar de apresentar densidade intermediária ($1,05\text{ g/cm}^3$), inferior à do PET ($1,38\text{--}1,41\text{ g/cm}^3$) e do Policloreto de vinila (PVC) ($1,38\text{ g/cm}^3$), também tende a se acumular nas camadas inferiores do aterro em razão de seu comportamento menos móvel em meio aquoso, sobretudo quando associado a cargas minerais ou sujidades. PET e PVC foram detectados em proporções pontuais, geralmente inferiores a 1%, comportamento coerente com sua tendência à sedimentação e menor mobilidade no lixiviado (ROCHMAN *et al.*, 2019; FRIAS; NASH, 2019).

Outros polímeros identificados com frequência inferior a 10% incluem o copolímero de etileno-propileno (EPR), poli(dimetilsiloxano) (PDMS), Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA), Copolímero de etileno e ácido acrílico (EAA). A ocorrência desses materiais está associada a resíduos industriais, aditivos de tintas, selantes, adesivos e insumos de formulações especiais. O EPR e o PDMS são amplamente utilizados em lubrificantes e fluidos industriais, enquanto o SBMA é empregado em membranas de troca iônica e materiais com propriedades hidrofílicas. O EAA, por sua vez, é aplicado em filmes multicamadas e embalagens de barreira, devido à sua capacidade de adesão a substratos diversos e à sua eficiência na vedação contra gases e umidade, sendo comum em embalagens alimentícias a vácuo e laminados para uso farmacêutico (MA *et al.*, 2025; CHUN; MUTHU; GOPAL, 2022; GODVINSHARMIL *et al.*, 2023).

Alguns polímeros foram detectados de forma pontual – agrupados como “Outros” – como o polietileno de alta densidade (PEAD), o polietileno clorosulfonado (CSM), o copolímero etileno-acrilato de etila (EEA), o nylon, Resina fenólica (PF) e o polietileno clorado (CPE). Esses polímeros minoritários foram detectados pontualmente, em concentrações inferiores a 3%. A presença ocasional desses materiais pode ser associada a fontes específicas de resíduo: por exemplo, a detecção de CSM e CPE – polietilenos modificados usados em borrachas sintéticas e revestimentos industriais – sugere o descarte de produtos como mangueiras, peças automotivas e cabos elétricos (SHI *et al.*, 2023; GODVINSHARMIL *et al.*, 2023). A identificação pontual de nylon indica a presença de têxteis sintéticos (roupas, carpetes ou cordas de poliamida), enquanto partículas de resina fenólica podem ter origem em revestimentos internos de embalagens metálicas ou adesivos industriais (SHI *et al.*, 2023; WANG *et al.*, 2023). A detecção de PEAD (associado a embalagens rígidas) e de EEA/EVA (usado em filmes plásticos e adesivos) também aponta para contribuições pontuais de resíduos domésticos em algumas campanhas.

Para além da caracterização descritiva, foi conduzida uma análise estatística a fim de identificar padrões significativos na composição polimérica dos MPs. A análise de variância (ANOVA) indicou diferença estatisticamente significativa entre os tipos de polímeros ($F = 10,103$; $p < 0,001$), indicando que a frequência relativa dos materiais plásticos não foi uniforme entre as amostras. O teste de comparações múltiplas de Tukey B ($\alpha = 0,05$) permitiu agrupar os polímeros em três subconjuntos homogêneos. O primeiro grupo, formado apenas pelo PP, apresentou as maiores médias, com diferença estatística em relação aos demais polímeros ($p < 0,001$). O PE configurou um grupo intermediário, cuja média foi inferior à do PP, mas superior à dos demais polímeros, apresentando diferença significativa tanto em relação ao PP ($p < 0,001$) quanto ao conjunto de menor abundância ($p < 0,05$). Já os demais polímeros identificados, como PS, PET, SAN, EVA, PVC, PEAD, CSM, EEA, EAA, ERP, SBMA, PDMS, CPE, Nylon e Resina fenólica, não diferiram estatisticamente entre si e exibiram médias de ocorrência significativamente menores ($p < 0,05$ quando comparados a PP e, em grande parte, também em relação ao PE). Uma síntese dos resultados encontra-se apresentada no Apêndice B.

Esses resultados estatísticos reforçam a dominância do PP na composição polimérica dos MPs no lixiviado, seguido pelo PE como componente secundário de relevância. A distinção estatística entre esses dois polímeros e os demais corrobora outros trabalhos da literatura, que frequentemente os apontam como os plásticos mais prevalentes em resíduos sólidos urbanos (LODH; SHAFI; GOEL, 2025; KABIR *et al.*, 2023; SINGH *et al.*, 2023).

Do ponto de vista interpretativo, a aplicação da ANOVA seguida do teste de Tukey B evidencia que a composição polimérica observada não é fruto de variação aleatória, mas reflete padrões consistentes relacionados à origem dos resíduos aterrados, suas propriedades físico-químicas e seu comportamento de degradação ao longo do tempo. Tais análises fortalecem a compreensão da distribuição dos MPs em lixiviados e contribuem para a formulação de estratégias de monitoramento ambiental.

Estudos anteriores corroboram a predominância de poliolefinas na composição dos MPs presentes em lixiviados de aterros sanitários. Simongini *et al.* (2022) relataram a prevalência de partículas de PE e PP, com menores proporções de PET e PS, padrão semelhante ao observado neste trabalho. Upadhyay e Bajpai (2021), ao revisarem diferentes tipos de aterros, também destacaram que os polímeros mais recorrentes estavam associados a embalagens plásticas de uso único, especialmente

PE, PP e PET, cuja fragmentação resulta em MPs persistentes. De forma complementar, a revisão conduzida por Yu *et al.* (2020) apontou que a dominância de poliolefinas reflete o descarte massivo de embalagens plásticas no fluxo de resíduos sólidos urbanos. Em estudo realizado na Índia, Lodh, Shafi e Goel (2025) observaram variações na composição polimérica dos MPs conforme o tipo e a idade do aterro, mas confirmaram a prevalência de PP e PE em todos os cenários analisados.

Na China, He *et al.* (2019) analisaram aterros ativos e encerrados em Xangai e identificaram polímeros como PVC, PS, ABS, PET, EVA, PA e PMMA, com destaque para PE e PP, que representaram cerca de 70% das partículas identificadas. Essa heterogeneidade polimérica é frequentemente associada à decomposição de produtos de uso doméstico e industrial, incluindo embalagens, tecidos sintéticos e materiais de construção. No estudo de Sun *et al.* (2021), conduzido em aterros da cidade de Suzhou, PE e PP novamente lideraram a composição (65,4%), seguidos por polímeros como PA, PVC e PVA, indicando a contribuição de resíduos têxteis e industriais no perfil do lixiviado. Xu *et al.* (2020), ao investigarem um aterro na mesma região, observaram a predominância de PP (40%) e PA (36%). Já Su *et al.* (2019) relataram que, em aterros ativos em Xangai, a celofane foi o polímero mais prevalente (45,12%), seguido por PE (9,76%), PP (8,54%) e PS (8,54%), o que sugere uma forte contribuição de embalagens flexíveis e barreiras plásticas utilizadas em produtos industrializados. Zhang *et al.* (2021), também na região de Xangai, identificaram PE, PES, PP, PA e PVAC, com partículas entre 0,5 e 5,0 mm, refletindo uma composição derivada de fontes diversas, como tecidos, adesivos e embalagens. Wan *et al.* (2022), por sua vez, relataram em Guangdong a presença de PU, PA, PEC, PP, PE, PS e PET, reforçando a entrada contínua de polímeros associados a espumas, fibras sintéticas e resíduos plásticos mistos. Outros estudos realizados em Xiangyang (LI *et al.*, 2025) e Ningbo (MA *et al.*, 2025) confirmaram a dominância de PE, PP e PS, ressaltando o padrão de persistência das poliolefinas nas diversas regiões chinesas investigadas.

Em países com sistemas de coleta e destinação de resíduos urbanos ainda em consolidação, como Indonésia e Tailândia, os estudos de Nurhasanah *et al.* (2021) e Nayahi *et al.* (2022) também confirmaram a dominância de PE e PP, mas registraram proporções relevantes de PS, PET e celofane. Essa composição sugere a contribuição expressiva de resíduos de embalagens e sacolas plásticas, frequentemente descartados em lixões ou aterros não controlados.

Na Índia, Lodh, Shafi e Goel (2025) identificaram PP, PE, PET, PVC e PA como os principais polímeros presentes no lixiviado de aterros ativos, com partículas variando entre 0,025 e 5,0 mm, o que indica uma ampla diversidade de fontes, incluindo produtos hospitalares, embalagens alimentícias e artigos têxteis. No estudo de Sekar e Sundaram (2023), realizado em Hyderabad, foram detectados PEBD, PP, PET e polímero de nitrilo, reforçando a influência de resíduos industriais e possivelmente hospitalares na composição final.

No Irã, Mohammadi *et al.* (2022) relataram um perfil polimérico singular, com predominância de nylon (80%) no lixiviado do aterro de Bushehr, evidenciando uma possível contribuição de resíduos têxteis, carpetes e fios sintéticos, bastante utilizados naquela região. A elevada concentração de MPs detectada (até 92 itens/L) reforça o papel da composição dos resíduos recebidos pelo aterro na definição do perfil de MPs liberado no lixiviado.

Na Europa, Van Praagh, Hartman e Brandmyr (2018) analisaram aterros ativos e encerrados em países como Finlândia e Noruega e observaram predominância de PE, PP e PET, com partículas entre 0,05 e 0,5 mm, e menor diversidade polimérica. A composição mais homogênea pode estar relacionada à maior eficiência na triagem dos resíduos, bem como à existência de políticas de gestão mais consolidadas.

Esses estudos, tomados em conjunto, evidenciam a ampla prevalência de PP e PE nos lixiviados de aterros sanitários em escala global, mas também revelam a influência de fatores locais, como padrões de consumo, estágio de degradação dos resíduos, métodos de disposição e condições climáticas na diversidade polimérica observada. Essa variabilidade precisa ser considerada ao se avaliar o potencial impacto ambiental dos MPs e ao se desenvolver estratégias de mitigação específicas para cada contexto.

Adicionalmente, as limitações metodológicas entre estudos também devem ser consideradas. A espectroscopia Raman empregada neste estudo apresenta alta sensibilidade para partículas <10 µm, o que permite uma caracterização mais precisa e abrangente dos MPs, em comparação com abordagens baseadas em FTIR (SIMONGINI *et al.*, 2022). De fato, Simongini *et al.* (2022) demonstraram que o Raman foi capaz de identificar maior número de partículas, especialmente de PE, PP, PS e PET, ao alcançar limites de detecção de até 1 µm, enquanto o µ-FTIR geralmente detecta partículas a partir de 50 µm. Tais variações metodológicas podem explicar diferenças na composição polimérica relatada entre estudos.

Ademais, a persistência ambiental dos polímeros precisa ser considerada. Poliolefinas como PP e PE apresentam taxas de degradação muito lentas no ambiente (devido à resistência das suas cadeias carbônicas à oxidação e biodegradação), promovendo sua fragmentação gradual e seu acúmulo contínuo ao longo do tempo (GEWERT *et al.*, 2015; ROCHMAN *et al.*, 2019). Essa resistência contribui para que esses materiais estejam presentes em maior quantidade no lixiviado, mesmo após longos períodos de disposição.

Em síntese, os resultados apresentados corroboram o padrão descrito na literatura quanto à dominância de PP e PE entre os MPs presentes em lixiviado de aterro. As variações observadas, incluindo a detecção de polímeros incomuns, refletem tanto a complexidade do resíduo sólido urbano quanto a elevada capacidade analítica da metodologia empregada. A caracterização polimérica detalhada é essencial para a compreensão da dinâmica dos MPs em aterros e para a formulação de estratégias de mitigação e monitoramento ambiental.

4.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

4.4.1 Forma dos micropplásticos

Após a confirmação química por espectroscopia Raman, todas as partículas microplásticas foram submetidas à caracterização morfológica (forma), com base em três categorias principais: fragmentos, esferas e fibras, conforme proposto por Lusher *et al.* (2020) (com base na metodologia descrita na Tabela 3). Essa abordagem busca uniformizar os critérios de classificação, facilitando a comparação entre estudos e permitindo inferências sobre a origem e o comportamento ambiental dos MPs.

A Figura 17 apresenta a distribuição percentual das formas de MPs nas 15 amostras de lixiviado coletadas. Observou-se uma predominância marcante da categoria fragmentos, a qual representou 100% das partículas em 11 das 15 amostras. Nas demais, foram identificadas pequenas proporções de fibras (3% a 4%) em duas amostras e de esferas (1%) em uma amostra isolada, evidenciando um perfil morfológico altamente homogêneo.

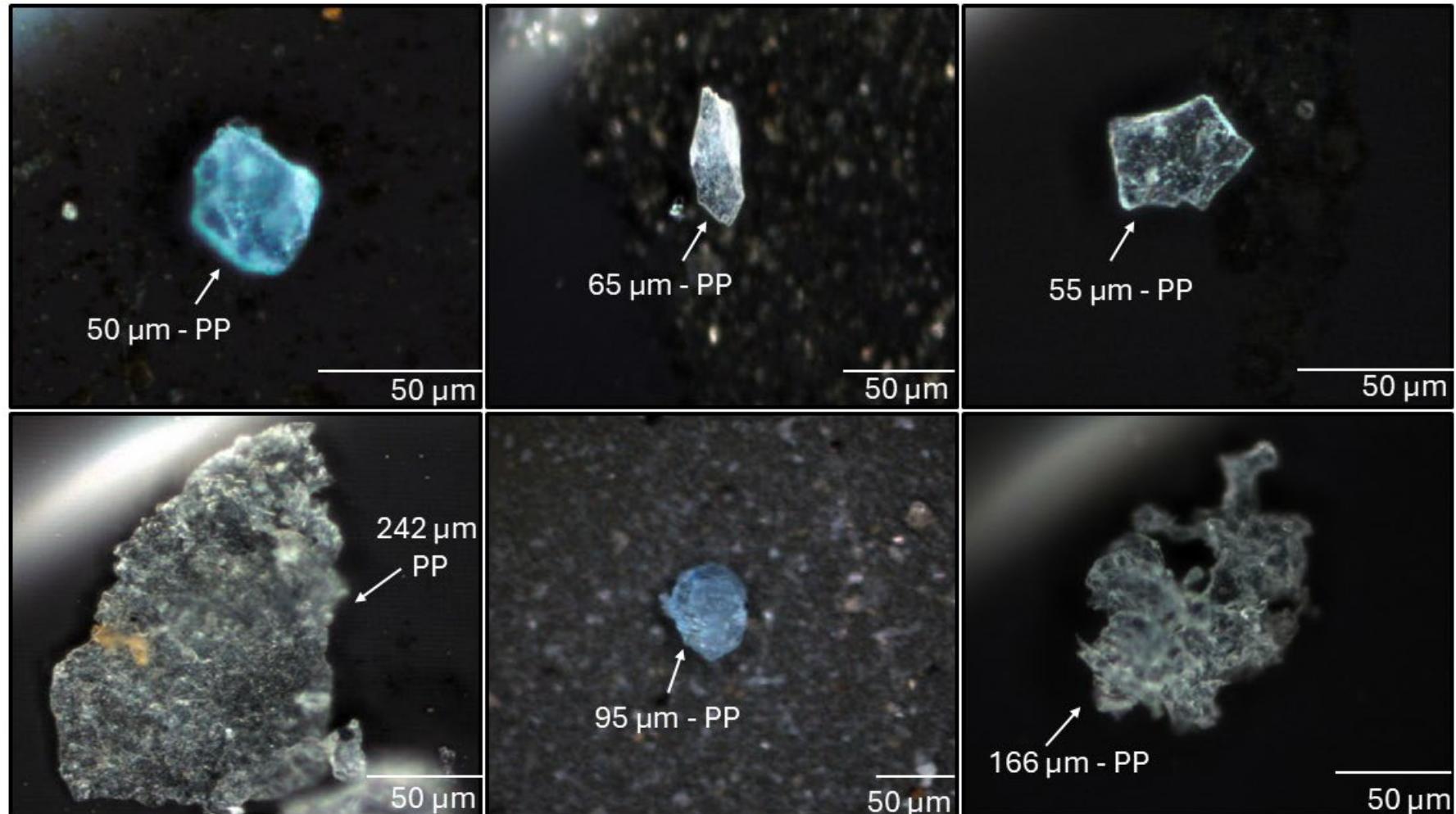
Figura 17 – Distribuição percentual das formas dos microplásticos nas amostras de lixiviado.



Fonte: Elaborada pela autora.

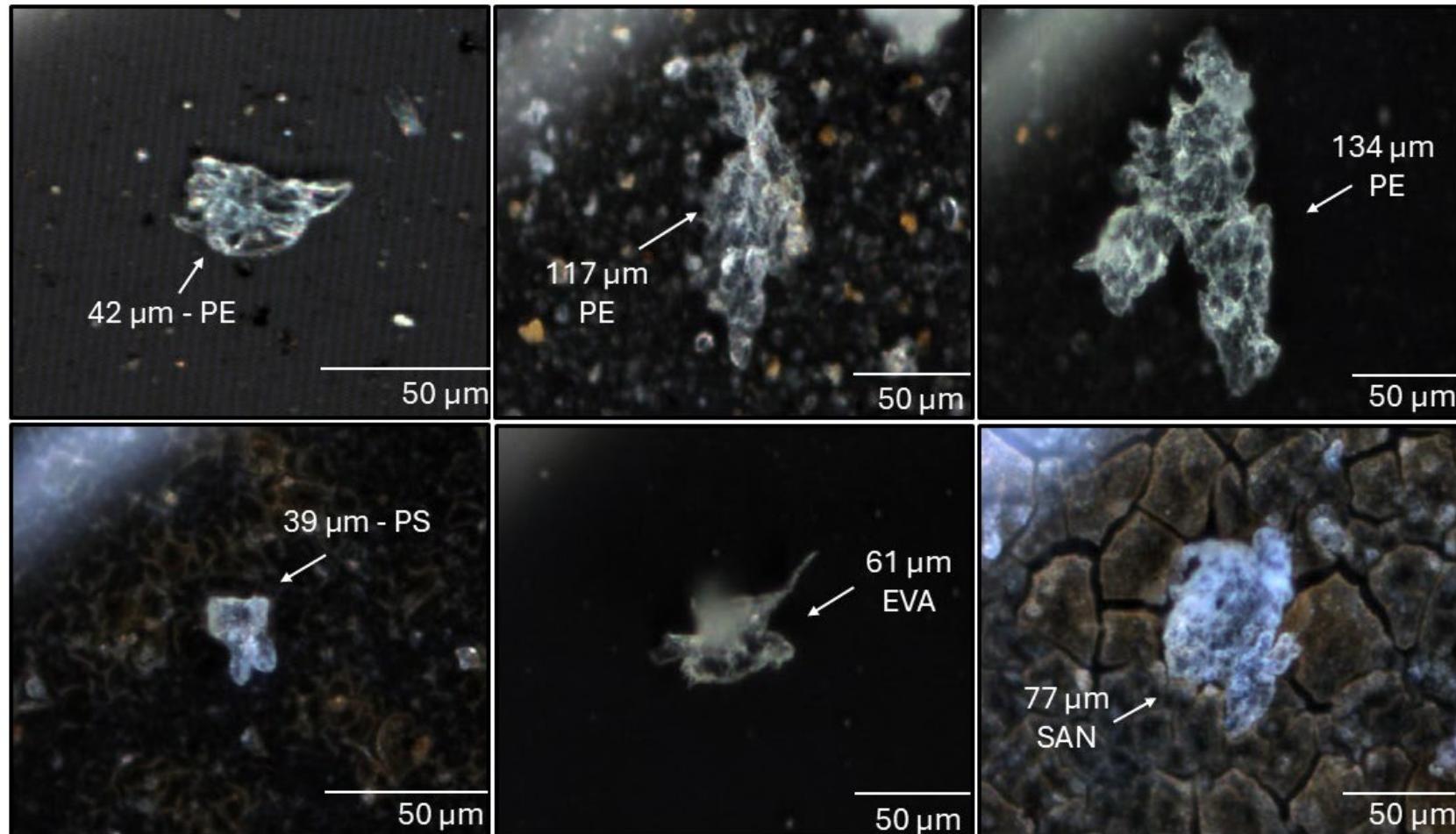
Esse padrão é amplamente consistente com a literatura, que aponta a quebra de plásticos maiores como o principal mecanismo de geração de MPs em aterros sanitários, resultando predominantemente em partículas classificadas como fragmentos. Ao longo do tempo, esses materiais sofrem abrasão, oxidação e processos de intemperismo físico-químico, resultando na formação de partículas irregulares e quebradas (Figura 18 e 19) (GEWERT *et al.*, 2015; ANDRADY, 2017; HE *et al.*, 2019).

Figura 18 – Exemplos de microplásticos (Polipropileno) na forma de fragmentos encontrado nas amostras de lixiviado, visualizados com lente objetiva de 20x e ocular de 10x via Espectroscopia Raman.



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 19 – Exemplos de microplásticos na forma de fragmentos encontrado nas amostras de lixiviado, visualizados com lente objetiva de 20 \times e ocular de 10 \times via Espectroscopia Raman.



Fonte: Elaborada pela autora.

Legenda: Polietileno (PE); Poliestireno (PS); Copolímero de estireno-acrilonitrila (SAN); Etileno acetato de vinila (EVA).

No presente estudo, essa predominância de fragmentos pode ser atribuída não apenas aos mecanismos de degradação mencionados, mas também à composição polimérica dos MPs. Os polímeros majoritários (PP e PE) apresentam alta resistência à biodegradação e à fotodegradação, características que favorecem sua fragmentação gradual em detrimento da completa mineralização (KABIR *et al.*, 2023; WANG *et al.*, 2023; WAN *et al.*, 2022). Como resultado, esses materiais tendem a se acumular na forma de partículas irregulares ao longo do tempo, contribuindo para a predominância dos fragmentos como morfologia final em lixiviados.

As fibras, embora menos frequentes neste estudo (3% a 4%), são comumente atribuídas a fontes têxteis sintéticas, como roupas, carpetes ou linhas industriais. Esse resultado está em concordância com estudos como os de Liu *et al.* (2019) e Prata *et al.* (2019), que sugerem que fibras sintéticas, apesar de serem largamente detectadas em efluentes sanitários, têm menor mobilidade em sistemas de aterro. A tendência dessas partículas à retenção em camadas sólidas, bem como sua maior suscetibilidade à degradação microbiana, pode explicar sua sub-representação na fração líquida analisada (LIU *et al.*, 2019; PRATA *et al.*, 2019; SHI *et al.*, 2023).

Esferas, por sua vez, foram detectadas apenas em uma amostra. A origem dessas partículas pode estar relacionada ao descarte pontual de produtos contendo MPs primários, como cosméticos, abrasivos industriais ou pellets plásticos. De modo geral, esferas são mais comumente reportadas em efluentes sanitários do que em lixiviados de aterro, como demonstrado por Lodh, Shafi e Goel (2025), Singh *et al.* (2023) e Upadhyay e Bajpai (2021).

Do ponto de vista ambiental, a forma dos MPs influencia diretamente seu comportamento nos sistemas de disposição final de resíduos. Fragmentos, por exemplo, apresentam superfície irregular e elevada área específica, o que favorece a adsorção de poluentes orgânicos e metais pesados presentes no lixiviado (GESAMP, 2019). Essa configuração morfológica permite maior interação com contaminantes hidrofóbicos, como PCBs, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e pesticidas, atuando como vetores para sua dispersão no ambiente (ROCHMAN *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2020). Além disso, fragmentos resultam da fragmentação secundária de plásticos maiores, sendo frequentemente associados a processos de abrasão e intemperismo físico-químico nos aterros (KABIR *et al.*, 2023).

Fibras, por sua vez, possuem morfologia alongada e flexível, aumentando a probabilidade de serem ingeridas por organismos aquáticos e terrestres, além de

facilitarem sua incorporação a matrizes biológicas e sedimentos. Sua persistência no ambiente é elevada, especialmente devido à resistência à biodegradação e à tendência de entrelaçamento com matéria orgânica, o que dificulta sua remoção nos sistemas de tratamento de lixiviado (SU *et al.*, 2019; LODH; SHAIFI; GOEL, 2025).

Esferas, especialmente aquelas de menor densidade e baixa rugosidade superficial, tendem a apresentar maior mobilidade hidrodinâmica e resistência à sedimentação, o que pode favorecer sua migração vertical ao longo das camadas de percolação e sua potencial chegada a sistemas subterrâneos. Além disso, devido ao seu formato regular, esferas podem escapar com maior facilidade de processos físicos de retenção, como filtração e sedimentação, aumentando o risco de contaminação difusa (ROCHMAN *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019).

Em síntese, os resultados deste estudo evidenciam uma morfologia altamente dominada por fragmentos, com ocorrência residual de fibras e esferas. Esse perfil está em consonância com diversas investigações conduzidas em aterros sanitários de diferentes contextos, que também reportam os fragmentos como forma predominante (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; MA *et al.*, 2025; HE *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2023). Adicionalmente, a predominância de fragmentos pode refletir a intensa fragmentação secundária de produtos plásticos descartáveis, como filmes e sacolas de PE e PP, que apresentam baixa resistência à tração e à radiação UV (SU *et al.*, 2019). A adoção de critérios padronizados para a classificação morfológica, como os propostos por Lusher *et al.* (2020), mostra-se fundamental para a consolidação de dados comparativos e para o avanço da compreensão sobre a dinâmica de fragmentação e mobilização dos MPs em aterros sanitários. Cabe destacar que, além da forma, as dimensões e densidades dos MPs constituem variáveis fundamentais para compreender seu comportamento ambiental. Esses aspectos serão discutidos em detalhe no item 4.4.3.

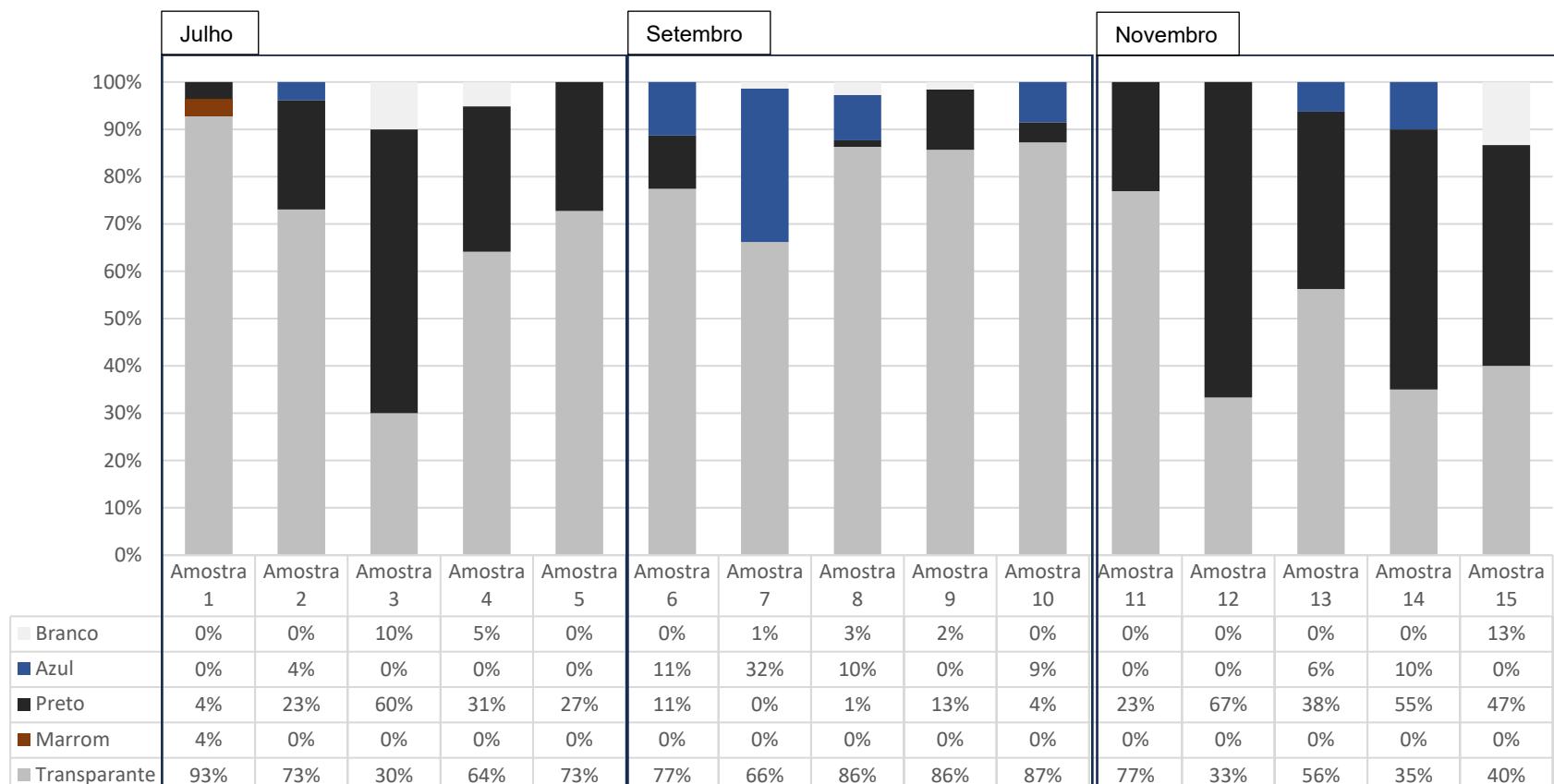
4.4.2 Cor dos micropplásticos

A coloração dos MPs constitui uma característica física que pode oferecer indícios relevantes sobre sua origem, tempo de residência no ambiente e possíveis interações com contaminantes. Diversos estudos têm demonstrado que a cor dos MPs influencia não apenas sua interação com contaminantes orgânicos, mas também sua

atratividade visual para organismos aquáticos e terrestres, afetando, portanto, o risco ambiental associado à ingestão (LIU *et al.*, 2019; ROCHMAN *et al.*, 2019).

A Figura 20 apresenta a distribuição percentual das cores por amostra individual de lixiviado. Nela, observa-se que a coloração transparente representou a maior fração em 12 das 15 amostras, com valores variando entre 30% e 93% do total de MPs identificados. Essa tonalidade, amplamente relatada em estudos anteriores, costuma estar associada a plásticos originalmente incolores (como filmes de polietileno ou embalagens flexíveis), ou então a pigmentos degradados por processos de intemperismo, como radiação ultravioleta, oxidação e hidrólise, comuns em ambientes de disposição final de resíduos (ANDRADY, 2017; GEWERT *et al.*, 2015).

Figura 20 – Distribuição percentual geral das cores dos microplásticos identificados nas amostras de lixiviado (n = 15).



Fonte: Elaborada pela autora.

As partículas pretas apareceram como a segunda coloração mais frequente, sendo observadas em 13 das 15 amostras, com destaque para a Amostra 12 (67%), Amostra 3 (60%) e Amostra 14 (55%). Essa alta incidência pode estar associada ao uso intensivo de negro de fumo como pigmento em embalagens, sacos de lixo, peças automotivas, conduítes, peças automotivas de PE e PP e outros artefatos técnicos. Além disso, partículas escuras tendem a apresentar maior resistência à degradação fotoquímica e a se acumular nas camadas mais profundas dos aterros antes de serem mobilizadas para o lixiviado (GESAMP, 2019; WANG *et al.*, 2023). Mohammadi *et al.* (2022) relataram o preto como predominante (45,9%) nos MPs encontrados em lixiviado no Irã, atribuindo esse padrão à ampla utilização de sacolas plásticas pretas naquela região. No presente estudo, embora a cor preta tenha sido a segunda mais frequente, sua ocorrência foi significativa em diversas amostras, o que pode refletir padrões de descarte regionais semelhantes, ainda que em menor intensidade.

A presença de MPs azuis, embora menos expressiva, foi registrada em 6 amostras, sendo mais relevante nas Amostras 7 (32%), 6 (11%) e 14 (10%). Essa coloração é comumente associada a resíduos têxteis sintéticos, sacolas plásticas e embalagens de higiene, indicando fontes de origem doméstica ou comercial (WU *et al.*, 2019; ROCHMAN *et al.*, 2019). Além disso, estudos sugerem que partículas azuis apresentam maior atratividade visual para organismos aquáticos, o que eleva sua preocupação do ponto de vista ecotoxicológico (ROCHMAN *et al.*, 2019). Kabir *et al.* (2023) também destacam que cores chamativas, como o azul, estão entre as mais ingeridas por organismos filtradores e peixes, especialmente em ambientes lênticos ou estuarinos.

Apesar da cor branca ser frequentemente relatada em estudos realizados em ambientes aquáticos, neste estudo sua presença foi reduzida, não ultrapassando 13% em nenhuma das amostras. Esse resultado pode indicar que materiais originalmente brancos, como copos descartáveis ou bandejas, sofreram processos de amarelamento, esfoliação ou escurecimento, o que dificulta sua classificação visual como brancos (PRATA *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2019). É plausível que parte desses MPs tenha migrado visualmente para categorias como transparente após exposição prolongada a condições físico-químicas agressivas. Essa hipótese é reforçada por Su *et al.* (2019), que identificaram mais de 90% dos MPs com coloração transparente ou amarelada em aterro na China, indicando a presença de partículas envelhecidas ou degradadas por intemperismo prolongado.

Cabe destacar que, em ambientes como os aterros sanitários, a composição química do lixiviado pode alterar a coloração original de partículas plásticas por meio da adsorção de substâncias húmicas, biofilmes e metais pesados, especialmente em partículas claras ou translúcidas (GEWERT *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2020). Entretanto, no presente estudo, observou-se elevada frequência de partículas transparentes, o que pode refletir tanto a preservação da coloração original de polímeros como o PE e PP, quanto possíveis efeitos da metodologia empregada, especialmente da etapa de oxidação, que pode ter contribuído para a remoção parcial de pigmentos ou material orgânico adsorvido.

Já os MPs marrons foram registrados exclusivamente na Amostra 1, representando 4% do total. Essa ocorrência isolada pode indicar a entrada pontual de itens pigmentados originalmente com tonalidade marrom (como tampas, utensílios ou peças de borracha) ou até mesmo a coloração adquirida pela interação com a matéria orgânica do lixiviado, conforme apontado por Upadhyay e Bajpai (2021).

Do ponto de vista ambiental, a coloração dos MPs não é um atributo meramente descritivo, mas pode influenciar diretamente suas interações com o meio. Cores escuras, por exemplo, estão associadas a maior absorção de radiação solar, o que pode modificar propriedades térmicas das partículas e interferir em sua flutuabilidade. Já MPs de cores claras tendem a ser mais susceptíveis à degradação fotoquímica, favorecendo a fragmentação e o envelhecimento superficial. Além disso, a cor atua como fator relevante na biointeração: partículas coloridas, em especial azuis e vermelhas, são frequentemente confundidas com presas por organismos aquáticos, aumentando seu potencial de ingestão (ROCHMAN *et al.*, 2019).

Mohammadi *et al.* (2022) reforçam que a coloração dos MPs está associada não apenas à sua origem, mas também à sua toxicidade potencial, sendo um fator que influencia na seletividade alimentar de diversas espécies aquáticas. A tonalidade também pode interferir no comportamento físico-químico dos MPs em sistemas de disposição final. Partículas mais escuras, ao absorverem radiação, podem sofrer alterações na densidade aparente e na viscosidade da interface, influenciando sua mobilidade vertical em sistemas como o de drenagem de aterros (KABIR *et al.*, 2023; LODH; SHAFI; GOEL, 2025). Esse efeito é particularmente relevante para partículas de menor tamanho, que tendem a responder mais rapidamente a variações térmicas e físico-químicas do lixiviado.

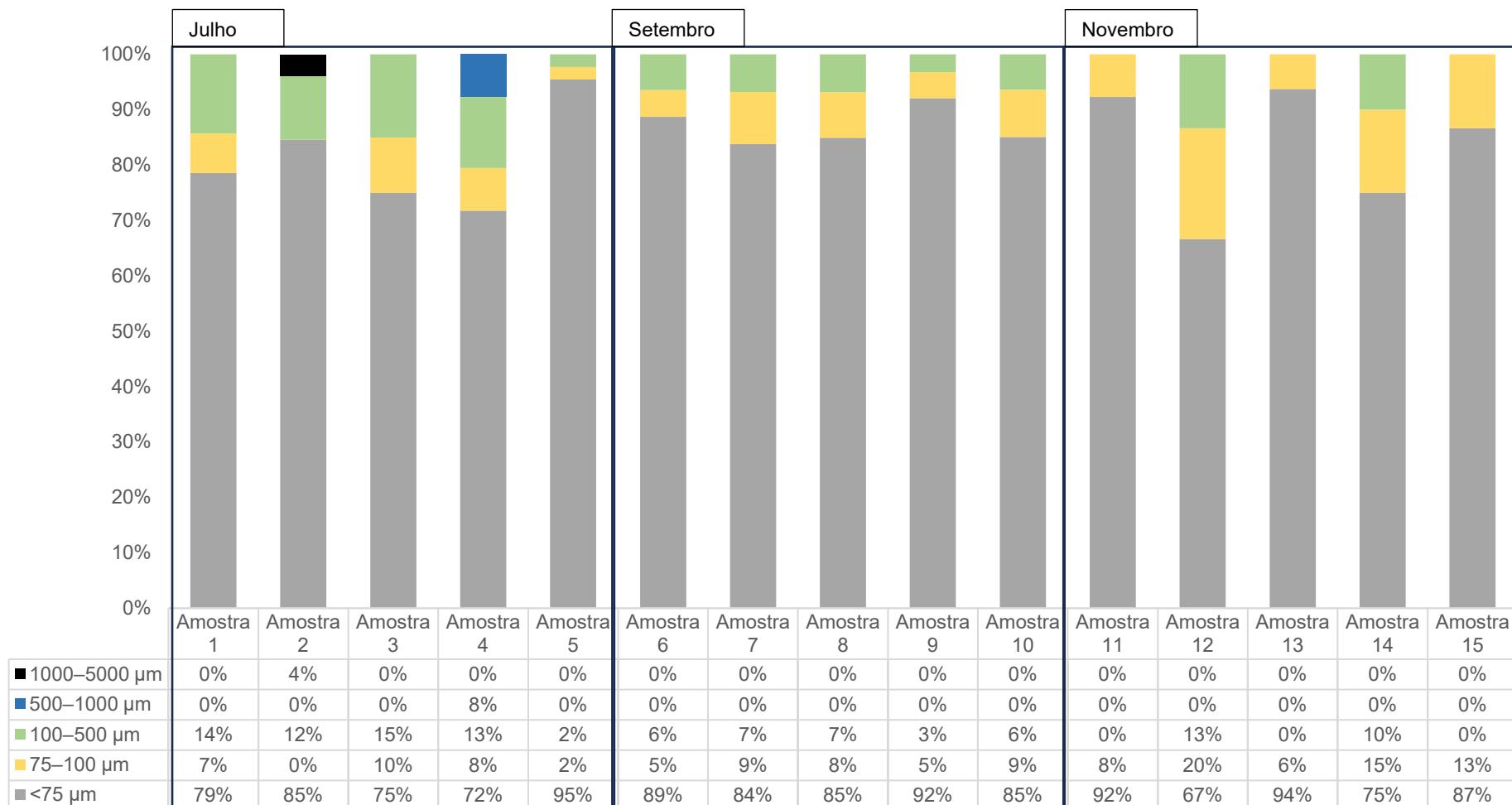
Dessa forma, a caracterização cromática dos MPs no lixiviado complementa as análises morfológica e composicional, oferecendo informações sobre fontes potenciais, degradação ambiental e riscos ecotoxicológicos associados. O predomínio de partículas transparentes e pretas, acompanhado por ocorrências pontuais de tons de azul e marrom, reflete a diversidade dos resíduos plásticos aterrados e os diferentes estágios de degradação a que estão submetidos.

4.4.3 Tamanho dos microplásticos

A caracterização do tamanho dos MPs é uma etapa fundamental para compreender sua mobilidade, persistência e risco ambiental em matrizes complexas como o lixiviado de aterro.

A Figura 21 apresenta a distribuição percentual de cada classe de tamanho nas 15 amostras individuais. Observou-se predominância da fração <75 µm, a qual representou, em média, mais de 70% das partículas identificadas por amostra, superando 80% em diversos casos. Essa tendência está de acordo com estudos que relatam que a fragmentação contínua de resíduos plásticos em aterros, sob ação de processos físico-químicos e biológicos, favorece a formação de partículas cada vez menores (GEWERT *et al.*, 2015; ANDRADY, 2017; WU *et al.*, 2019). Partículas menores apresentam maior mobilidade, percolando mais facilmente pelas camadas de resíduos e se acumulando na fração líquida (WANG *et al.*, 2023; HOU *et al.*, 2021). Estudos como os de Simongini *et al.* (2022) e Upadhyay e Bajpai (2021) reforçam que o uso de protocolos analíticos com maior resolução (como o Raman, utilizado nesta pesquisa) favorece a identificação dessas classes, que poderiam ser subestimadas em abordagens menos sensíveis.

Figura 21 – Distribuição percentual das classes dimensionais dos microplásticos nas amostras de lixiviado



Fonte: Elaborada pela autora.

Observou-se predominância da fração <75 µm, a qual representou, em média, mais de 70% das partículas identificadas por amostra, superando 80% em diversos casos. Essa tendência está de acordo com estudos que relatam que a fragmentação contínua de resíduos plásticos em aterros, sob ação de processos físico-químicos e biológicos, favorece a formação de partículas cada vez menores (GEWERT *et al.*, 2015; ANDRADY, 2017; WU *et al.*, 2019). Partículas menores apresentam maior mobilidade, percolando mais facilmente pelas camadas de resíduos e se acumulando na fração líquida (WANG *et al.*, 2023; HOU *et al.*, 2021). Estudos como os de Simongini *et al.* (2022) e Upadhyay e Bajpai (2021) reforçam que o uso de protocolos analíticos com maior resolução (como o Raman, utilizado nesta pesquisa) favorece a identificação dessas classes, que poderiam ser subestimadas em abordagens menos sensíveis.

As faixas intermediárias (75–100 µm e 100–500 µm) também estiveram presentes, com destaque para as amostras 1, 3, 4, 12 e 14, onde juntas chegaram a representar mais de 21% do total de MPs. Essas classes dimensionais são geralmente associadas a estágios intermediários no processo de fragmentação de MPs, especialmente de itens como filmes, sacolas ou embalagens flexíveis, os quais sofrem cisalhamento, abrasão e ação microbiana ao longo do tempo (ANDRADY, 2017; GEWERT *et al.*, 2015; SU *et al.*, 2019).

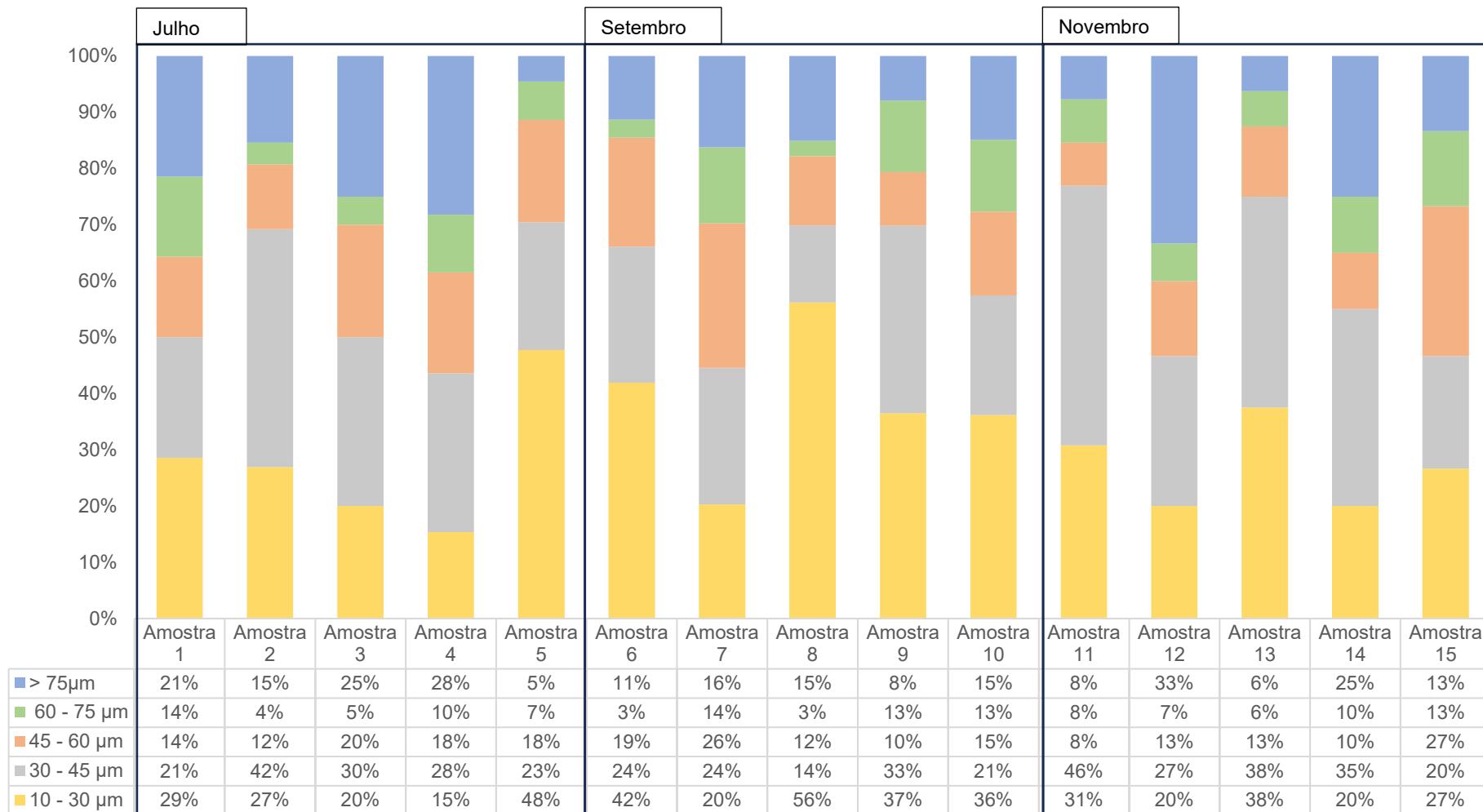
Em contraste, partículas maiores que 500 µm foram raras. A classe de 500–1000 µm foi identificada apenas na amostra 4, com uma contribuição de 8% do total de partículas, enquanto a classe de 1000–5000 µm apareceu exclusivamente na amostra 2, em proporção de 4%. A baixa ocorrência dessas partículas pode estar relacionada à sua retenção nas camadas superiores dos resíduos, à menor mobilidade em meio aquoso e à tendência de sofrerem desgaste contínuo até se tornarem partículas menores ao longo do tempo (HE *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019).

A elevada detecção de partículas <75 µm foi viabilizada pela abordagem metodológica adotada, que combinou o uso de peneira com malha de 75 µm na etapa de peneiramento e, após o tratamento oxidativo com o reagente de Fenton, a filtração a vácuo foi realizada em filtros de silício com abertura de poros de 1 µm. Essa combinação técnica permitiu a retenção de partículas extremamente pequenas (HERNÁNDEZ *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2018; SIMONGINI *et al.*, 2022). Ao garantir a captura desses MPs de pequena dimensão, a metodologia adotada proporcionou uma caracterização mais abrangente e representativa do lixiviado.

Inicialmente, definiu-se o valor de 75 µm como limite inferior para as classes dimensionais, em conformidade com o tamanho da malha utilizada no peneiramento. Contudo, verificou-se uma proporção elevada de partículas abaixo desse valor. Esse resultado pode refletir a presença original de partículas pequenas capazes de atravessar a peneira metálica, mas também pode ter sido influenciado pela fragmentação secundária de partículas maiores durante o tratamento químico. A literatura indica que processos oxidativos agressivos podem induzir degradação de materiais poliméricos, alterando seu tamanho (YU *et al.*, 2020; HE *et al.*, 2019). Assim, é plausível que ambas as vias tenham contribuído para o volume significativo de MPs detectados abaixo de 75 µm.

Com o intuito de aprofundar a análise da classe de partículas com tamanho inferior a 75 µm, os dados foram estratificados em quatro subfaixas: 10–30 µm, 30–45 µm, 45–60 µm e 60–75 µm. A Figura 22 apresenta a distribuição percentual dessas categorias em cada uma das 15 amostras analisadas. Observa-se uma heterogeneidade entre as amostras, embora se mantenha a predominância das subfaixas inferiores. Essa abordagem permite não apenas quantificar a frequência dessas partículas, mas também apoiar inferências sobre seu comportamento ambiental, dado que menores dimensões estão associadas a maior mobilidade, capacidade de adsorção e risco ecotoxicológico (ROCHMAN *et al.*, 2019; WAN *et al.*, 2022).

Figura 22 – Distribuição percentual das subfaixas nas amostras de lixiviado



Fonte: Elaborada pela autora.

A Figura 22 mostra que, ao subdividir a classe <75 µm em quatro subfaixas, a distribuição dos tamanhos de partículas revelou-se bastante variável entre as amostras. A faixa de 10–30 µm foi a mais expressiva em algumas amostras, como nas amostras 5 (48%), 6 (42%) e 8 (56%), mas não predominou de forma generalizada. Em outras amostras, especialmente nas amostras 2, 3, 9, 11, 13 e 14, observou-se maior proporção de partículas na faixa 30–45 µm, com valores iguais ou superiores a 30% do total.

Essa variabilidade pode refletir tanto a natureza dos resíduos recebidos por cada célula do aterro quanto o estágio de fragmentação dos materiais poliméricos ali dispostos. Estudos como os de Lodh, Shafi e Goel (2025) e He *et al.* (2019) indicam que aterros com maior tempo de operação ou que recebem resíduos triturados tendem a apresentar maior proporção de MPs em classes inferiores a 50 µm, especialmente na fração líquida.

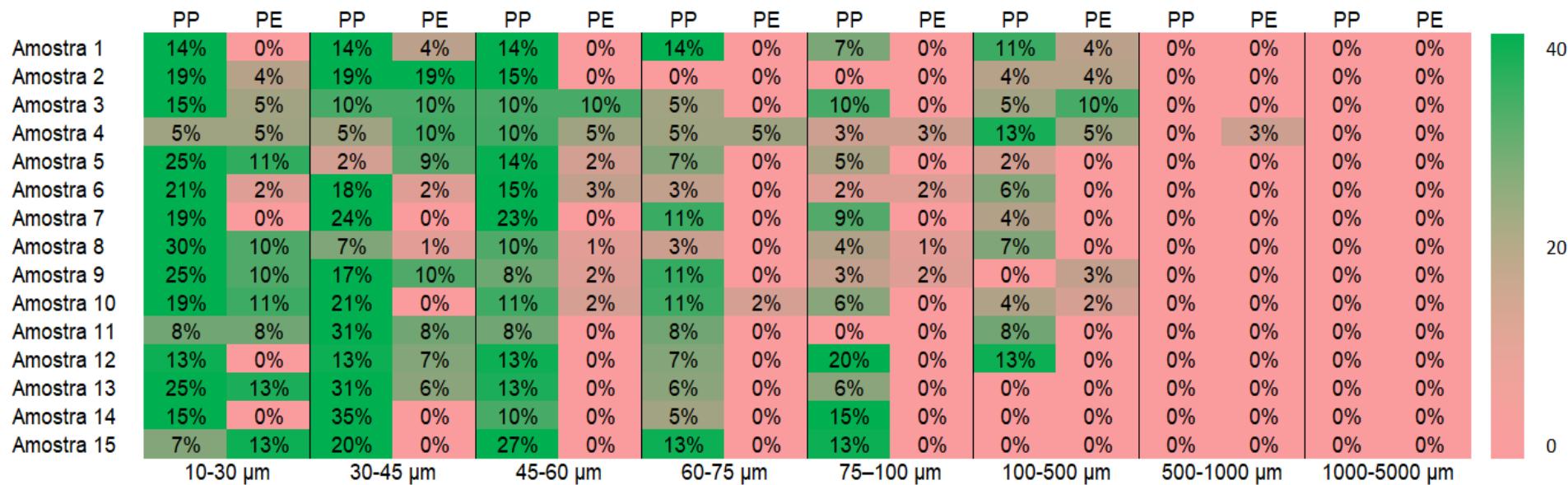
Já as faixas 45–60 µm e 60–75 µm apresentaram valores intermediários ou baixos na maioria das amostras, raramente superando 20% do total, o que sugere que essas classes podem corresponder a estágios intermediários de degradação. A faixa >75 µm, por sua vez, teve participação expressiva (acima de 20%) em algumas amostras (como 1, 3, 4, 12 e 14), indicando que, partículas maiores ainda estão presentes e podem persistir no lixiviado mesmo após anos de disposição, como relatado por Wang *et al.* (2023) e Su *et al.* (2019).

Essa distribuição reforça a importância da análise por subfaixas dimensionais como ferramenta para identificar padrões de fragmentação e compreender a dinâmica evolutiva dos MPs em ambientes complexos. A diversidade observada neste estudo está em consonância com o que é reportado na literatura para matrizes como lixiviado de aterro e efluente bruto de estações de tratamento (SIMONGINI *et al.*, 2022; UPADHYAY; BAJPAI, 2021).

Em síntese, a estratificação da faixa <75 µm em subcategorias revelou uma distribuição assimétrica, com predomínio das classes menores, o que reforça a necessidade de atenção especial às partículas de menor tamanho em avaliações ambientais. Essas partículas apresentam não apenas maior reatividade e superfície específica para adsorção de contaminantes orgânicos e metais, como também têm maior capacidade de atravessar barreiras físico-químicas e atingir compartimentos ambientais sensíveis, como águas subterrâneas e tecidos biológicos (ROCHMAN *et al.*, 2019; WAN *et al.*, 2022).

A Figura 23 apresenta a distribuição percentual dos polímeros PP e PE ao longo das diferentes faixas dimensionais dos MPs identificados nas 15 amostras de lixiviado. Os resultados foram obtidos a partir da contagem total de partículas confirmadas em cada amostra, calculando-se o percentual correspondente de PP e PE dentro de cada classe de tamanho. Dessa forma, a análise permite identificar quais polímeros são mais frequentes em cada intervalo dimensional.

Figura 23 – Distribuição percentual dos polímeros polipropileno (PP) e polietileno (PE) ao longo das diferentes faixas dimensionais dos microplásticos identificados nas 15 amostras de lixiviado.



Fonte: Elaborada pela autora.

Nas menores classes (10–30 µm e 30–45 µm), o PP foi o polímero mais frequentemente identificado, superando o PE na maioria das amostras. Em algumas dessas classes, o PP chegou a representar mais de 30% das partículas poliméricas identificadas, enquanto o PE apresentou menor frequência, com percentuais inferiores a 19%.

Por outro lado, à medida que o tamanho das partículas aumenta (acima de 45 µm), observa-se uma redução na distribuição percentual tanto do PP quanto do PE, com aumento proporcional de outros polímeros, comportamento já descrito em estudos de MPs em aterros e ambientes aquáticos (WANG *et al.*, 2023; KABIR *et al.*, 2023; SU *et al.*, 2019). Essa mudança pode refletir maior fragmentação de poliolefinas ou persistência de polímeros mais resistentes. MPs menores tendem a ser mais reativos e móveis, elevando o risco ambiental (ROCHMAN *et al.*, 2019; HOU *et al.*, 2021).

Esses achados possuem importantes implicações ambientais. Partículas menores, como aquelas nas faixas 10–30 µm e 30–45 µm, apresentam maior área superficial relativa, o que pode favorecer a adsorção de contaminantes orgânicos e inorgânicos (ROCHMAN *et al.*, 2019). Além disso, essas partículas têm maior mobilidade, podendo alcançar sistemas de drenagem e águas subterrâneas com maior facilidade, ampliando seu potencial de impacto ambiental (WAN *et al.*, 2022; HOU *et al.*, 2021). A predominância relativa do PP nas menores classes, portanto, sugere que este polímero não apenas é o mais abundante nos resíduos urbanos, mas também é um dos principais vetores potenciais de poluentes associados a MPs em sistemas de disposição final.

Adicionalmente, o desempenho analítico do método utilizado foi decisivo para a identificação das menores partículas. Técnicas como FTIR frequentemente apresentam limites de detecção em torno de 50 µm, o que pode resultar em subestimação significativa da fração menor que 50 µm (SIMONGINI *et al.*, 2022). A escolha da metodologia, portanto, é um fator crítico não apenas para a acurácia dos dados, mas também para a comparabilidade entre estudos. De fato, investigações que utilizam Raman vêm relatando proporções elevadas de partículas <10 µm, confirmando uma tendência que antes era subdimensionada.

Em síntese, a fragmentação avançada dos resíduos plásticos em aterros sanitários, aliada ao elevado poder resolutivo da técnica utilizada, revelou um perfil dominado por partículas extremamente pequenas (<75 µm), com forte prevalência de

PP e contribuições secundárias de PE. Essa configuração sugere não apenas um padrão de degradação típico dos polímeros mais utilizados em embalagens plásticas, mas também levanta implicações significativas quanto à mobilidade e ao risco ambiental associado aos MPs presentes no lixiviado de aterros sanitários.

4.5 ANÁLISE DA CORRELAÇÃO ENTRE MICROPLÁSTICOS E PARÂMETROS AMBIENTAIS

A investigação da relação entre MPs e parâmetros físico-químicos do lixiviado é uma etapa fundamental para compreender o comportamento desses contaminantes emergentes em sistemas de disposição de resíduos. Para isto, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre variáveis relacionadas à abundância e características dos MPs (Itens/L, PP, fração <75 µm, fragmentos e partículas transparentes) e os principais parâmetros ambientais e físico-químicos do lixiviado (Apêndice C). A Figura 24 apresenta a matriz de correlação linear obtida, na qual tons de verde representam correlações positivas e tons de vermelho, correlações negativas.

Figura 24 – Matriz de correlação (coeficiente de Pearson) entre MPs e parâmetros ambientais e físico-químicos do lixiviado

	Itens/L	PP	<75 µm	Fragmentos	Transparente	Precipitação	Tmin	Tmax	Cor	Turbidez	Nitrogênio Total	Nitrogênio Ammoniacal	COT bruto	COT filtrado	Fósforo	Alcalinidade total	DQO	DBO
Itens/L	1,00																	
PP	0,85	1,00																
<75 µm	0,96	0,81	1,00															
Fragmentos	1,00	0,85	0,96	1,00														
Transparente	0,92	0,76	0,90	0,91	1,00													
Precipitação	-0,54	-0,34	-0,50	-0,54	-0,54	1,00												
Tmin	-0,84	-0,67	-0,79	-0,84	-0,83	0,76	1,00											
Tmax	-0,85	-0,70	-0,81	-0,85	-0,84	0,60	0,98	1,00										
Cor	0,83	0,66	0,79	0,83	0,82	-0,79	-1,00	-0,97	1,00									
Turbidez	0,32	0,13	0,28	0,31	0,32	-0,95	-0,52	-0,32	0,56	1,00								
Nitrogênio Total	-0,18	-0,28	-0,19	-0,19	-0,17	-0,61	0,06	0,27	-0,01	0,83	1,00							
Nitrogênio Ammoniacal	0,55	0,34	0,50	0,54	0,55	-1,00	-0,76	-0,60	0,79	0,95	0,61	1,00						
COT bruto	-0,02	-0,15	-0,04	-0,03	-0,01	-0,75	-0,13	0,08	0,18	0,92	0,98	0,75	1,00					
COT filtrado	-0,26	-0,34	-0,26	-0,26	-0,25	-0,54	0,15	0,35	-0,10	0,77	1,00	0,54	0,96	1,00				
Fósforo	0,11	-0,04	0,09	0,10	0,12	-0,84	-0,29	-0,08	0,33	0,97	0,94	0,84	0,99	0,91	1,00			
Alcalinidade total	-0,19	-0,29	-0,20	-0,20	-0,18	-0,60	0,07	0,28	-0,02	0,82	1,00	0,60	0,98	1,00	0,94	1,00		
DQO	0,75	0,55	0,70	0,75	0,74	-0,93	-0,95	-0,85	0,96	0,77	0,27	0,93	0,45	0,19	0,58	0,26	1,00	
DBO	0,63	0,42	0,58	0,62	0,62	-0,99	-0,84	-0,70	0,86	0,90	0,50	0,99	0,66	0,42	0,77	0,49	0,97	1,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Legenda: tons de verde = correlações positivas; tons de vermelho = correlações negativas

Observa-se que a abundância total de MPs (Itens/L) apresentou fortes correlações positivas com a concentração de PP ($r = 0,85$, $p < 0,001$), com a fração de partículas $<75 \mu\text{m}$ ($r = 0,96$, $p < 0,001$), com a presença de fragmentos ($r = 0,99$, $p < 0,001$) e com partículas transparentes ($r = 0,92$, $p < 0,001$). Esses resultados reforçam as evidências descritas nos capítulos anteriores, indicando que a maior concentração de MPs no lixiviado está associada a partículas predominantemente pequenas, fragmentadas e de coloração menos pigmentada. Esse perfil sugere uma predominância de poliolefinas amplamente utilizadas em embalagens, que sofrem degradação mecânica e físico-química ao longo do tempo em aterros sanitários (GEWERT *et al.*, 2015; ANDRADY, 2017; WU *et al.*, 2019).

No que se refere às variáveis ambientais, destaca-se a correlação negativa entre a abundância de MPs e as temperaturas mínima (T_{\min} ; $r = -0,84$, $p < 0,001$) e máxima (T_{\max} ; $r = -0,85$, $p < 0,001$), o que sugere que menores temperaturas estão associadas a concentrações mais elevadas de MPs no lixiviado. Essa tendência pode refletir o fato de que temperaturas mais baixas limitam a atividade microbiana e os processos de degradação físico-química nos aterros, favorecendo a preservação de partículas plásticas intactas e sua consequente mobilização para a fração líquida (GEWERT *et al.*, 2015; WAN *et al.*, 2022). Por outro lado, em condições de temperatura mais elevada, é possível que a degradação de polímeros seja intensificada, resultando em menor quantidade de partículas detectáveis ou mesmo na mineralização parcial de MPs (ANDRADY, 2017). Embora a literatura sobre este aspecto específico em lixiviados ainda seja escassa, os resultados obtidos neste estudo reforçam a necessidade de considerar fatores climáticos, como temperatura, na compreensão da dinâmica e persistência dos MPs em sistemas de disposição final de resíduos.

Outro fator ambiental relevante foi a correlação negativa entre a abundância de MPs e a precipitação ($r = -0,54$, $p < 0,001$), o que pode refletir um efeito de diluição nos períodos mais chuvosos, reduzindo a concentração de MPs por volume de lixiviado coletado. Essa tendência está alinhada com observações de outros estudos ambientais, que apontam a pluviosidade como moduladora da concentração de contaminantes aquáticos, não necessariamente da carga total (PRATA *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2019).

Em relação aos parâmetros físico-químicos do lixiviado, a abundância de MPs apresentou correlação positiva significativa com a turbidez ($r = 0,32$, $p = 0,003$), cor

aparente ($r = 0,83$, $p < 0,001$), demanda química de oxigênio (DQO; $r = 0,75$, $p < 0,001$) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO; $r = 0,63$, $p < 0,001$). Esses resultados sugerem que ambientes com maior presença de sólidos em suspensão e matéria orgânica tendem a apresentar também concentrações mais elevadas de MPs, embora essa associação seja mais fraca no caso da turbidez. A correlação positiva, mesmo que moderada, entre turbidez e MPs pode indicar que partículas microplásticas, especialmente nas menores frações, contribuem para o aumento da turbidez, mas que outros fatores também desempenham papel relevante na variação desse parâmetro (LI *et al.*, 2018). Por outro lado, as correlações mais expressivas com cor aparente, DQO e DBO indicam uma possível associação mais robusta entre a presença de MPs e a carga orgânica e coloidal do lixiviado. Esse padrão pode estar relacionado tanto à adsorção de matéria orgânica sobre a superfície dos MPs, conferindo-lhes maior persistência no sistema, quanto à mobilização conjunta de resíduos plásticos e material orgânico oriundos das mesmas fontes de resíduos (HE *et al.*, 2019; SU *et al.*, 2019).

Em contrapartida, a análise revelou correlação negativa entre a abundância de MPs e os teores de Carbono Orgânico Total (COT) bruto ($r = -0,02$, , $p < 0,001$) e COT filtrado ($r = -0,26$, $p = 0,016$). Essa tendência, ainda que fraca, sugere que concentrações elevadas de matéria orgânica dissolvida podem não estar diretamente associadas à presença de MPs. Uma possível explicação seria que altos níveis de COT refletem estágios mais avançados da degradação orgânica, enquanto os MPs tendem a se destacar em fases mais iniciais ou associadas à degradação física de plásticos (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Essa hipótese, no entanto, ainda requer confirmação por meio de estudos específicos.

A análise da fração $<75 \mu\text{m}$, a mais abundante entre os MPs, revelou padrões de correlação consistentes com aqueles observados para a abundância total, mas com algumas particularidades. Essa fração apresentou correlação positiva com a turbidez ($r = 0,28$, $p = 0,007$) e com a DQO ($r = 0,70$, $p < 0,001$), além de correlação negativa com a temperatura mínima (T_{\min} ; $r = -0,79$, , $p < 0,001$). Esses resultados evidenciam que as partículas de menor dimensão são relevantes para a modulação de parâmetros ambientais, possivelmente em razão de sua maior razão superfície-volume, o que favorece a interação com poluentes e a participação em processos físico-químicos no lixiviado (ROCHMAN *et al.*, 2019).

Do ponto de vista ambiental, esses resultados indicam que os MPs não ocorrem de forma isolada, mas sim interagem e coexistem com outras variáveis físico-químicas do lixiviado, o que pode amplificar seus potenciais impactos. Por fim, é importante destacar que as correlações aqui identificadas não implicam necessariamente em relações de causalidade, mas sim em tendências estatísticas que merecem ser aprofundadas em estudos futuros. Contudo, os padrões observados são consistentes com os mecanismos descritos na literatura e contribuem para o avanço do entendimento integrado da presença, mobilidade e impacto potencial dos MPs em lixiviados de aterros sanitários.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo buscou identificar e caracterizar os MPs presentes em amostras de lixiviado bruto oriundas do aterro sanitário da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), localizado no município de São Leopoldo – RS, contribuindo para o avanço do conhecimento sobre uma fonte de poluição ainda pouco explorada no Brasil. Os resultados demonstraram a ocorrência sistemática e contínua de MPs nessa matriz, com concentrações variando entre 13 e 73 itens/L, resultados consistentes com estudos internacionais sobre o tema. Os MPs identificados apresentaram perfil morfológico majoritariamente fragmentado, corroborando a hipótese de que, nos aterros sanitários, a principal via de formação dessas partículas está associada à degradação e fragmentação de resíduos plásticos dispostos ao longo do tempo. A predominância dos polímeros PP e PE reforça esse entendimento, uma vez que esses materiais, amplamente utilizados em embalagens e produtos descartáveis, constituem uma das maiores frações dos resíduos sólidos urbanos.

A caracterização física evidenciou ainda uma elevada proporção de partículas com tamanho inferior a 75 µm (média de 84%). Este resultado destaca que o lixiviado de aterros sanitários pode funcionar não apenas como reservatório, mas também como meio potencial de dispersão de partículas plásticas de pequenas dimensões, que possuem maior mobilidade ambiental e capacidade de percolação para sistemas hídricos subterrâneos e superficiais.

A análise estatística revelou correlações significativas entre a abundância de MPs e parâmetros físico-químicos do lixiviado, tais como turbidez, cor aparente, DQO e DBO, além da influência de fatores climáticos, como temperatura e precipitação. Esses resultados indicam que a liberação e a mobilização dos MPs não ocorrem de forma aleatórias, mas resultam da interação complexa entre a natureza dos resíduos depositados, as condições ambientais e os processos físico-químicos envolvidos na geração e transporte desses contaminantes.

O presente estudo reforça a compreensão de que os aterros sanitários não são apenas destinos finais de resíduos sólidos, mas também potenciais fontes de poluição microplástica, com implicações ambientais que podem extrapolar os limites do próprio empreendimento. Esse panorama evidencia a necessidade de que os MPs sejam incorporados como parâmetro de monitoramento ambiental, estimulando o

aprimoramento das políticas públicas voltadas à gestão de resíduos e à proteção dos recursos hídricos.

Adicionalmente, os resultados desta pesquisa podem subsidiar ações de educação ambiental e sensibilização da sociedade, destacando a importância da redução do uso de plásticos descartáveis e do correto encaminhamento dos resíduos. A conscientização pública desempenha um papel fundamental na construção de uma sociedade mais responsável, capaz de exigir ações concretas de governos e indústrias para enfrentar os desafios da poluição plástica.

Por fim, os resultados estatísticos obtidos sugerem que fatores ambientais e físico-químicos podem influenciar a abundância e a mobilização dos MPs no lixiviado. Tal indicativo aponta para a importância de investigações futuras com abordagens interdisciplinares e integradas, a fim de aprofundar a compreensão sobre a complexidade da contaminação por MPs em aterros sanitários, considerando que seus mecanismos de geração, transporte e potencial liberação para os compartimentos ambientais são dinâmicos, multifatoriais e ainda pouco compreendidos. Conclui-se, assim, que o lixiviado de aterros sanitários constitui uma via relevante de emissão de MPs, exigindo ações integradas entre ciência, gestão de resíduos e formulação de políticas públicas.

REFERÊNCIAS

ABRELPE, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022.

ADHIKARI, Sangeet. *et al.* Methods and challenges in the detection of microplastics and nanoplastics: a mini review. **Polymer International**, 2021. DOI 10.1002/pi.6348

ALAM, Firdha Cahya. *et al.* Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637-645, 2 Mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.188>

ALOMAR, C. *et al.* Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. **Environmental Research**, v. 159, p. 135–142, 08 Aug. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043>

ANDRADY, Anthony L. The plastic in microplastics: a review. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.

ARAUJO, Catarina F. *et al.* Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. **Water Research**, v. 142, p. 426-440, 06 Jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>

ARTHUR, Courtney; BAKER, Joel; BAMFORD, Holly (ed.). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris: September 9-11, 2008, Tacoma, WA, USA. Silver Spring: NOAA Marine Debris Program, 2009. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30). Disponível em: www.MarineDebris.noaa.gov

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO (ABIPLAST). Perfil 2023: As Indústrias de Transformação e Reciclagem de Plástico No Brasil. São Paulo, 2023. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2023/>. Acesso em: 10 ago. 2024.

AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, v. 128, p. 2–11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>

BAI, Bin. *et al.* Experimental investigation on gasification characteristics of polyethylene terephthalate (PET) microplastics in supercritical water. **Fuel**, v. 262, p. 116630, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116630>

BANK, Michael S. Microplastic in the environment: pattern and process. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Hoboken, v. 41, n. 4, p. 897-912, Apr. 2022. <https://doi.org/10.1002/etc.5304>.

BEJGARN, Sofia *et al.* Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. **Chemosphere**, v. 132, p. 114–119, 29 Mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.010>

BERTOLDI, Crislaine. *et al.* First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, p. 143503, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>

BHARATH, Manikanda. *et al.* Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. **Chemosphere**, v. 277, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>

CANOPOLI, A. *et al.* Physico-chemical properties of excavated plastic from landfill mining and current recycling routes. **Waste Management**, v. 76, p. 55-67, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.043>

CARON, Alexandra G.M. *et al.* Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the great barrier reef: validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 743–751, 05 Jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.062>

CHUN, Sunggyu; MUTHU, Subramanian Senthilkannan; GOPAL, P. Raja. Microplastics in landfill leachate: sources, occurrence and fate – a review. **Environmental Pollution**, London, v. 292, p. 118479, Mar. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118479>.

CLIMATEMPO. São Leopoldo (RS): climatologia. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/1419/sao-leopoldo-rs>. Acesso em: 17 dez. 2024.

COLOMBO, Andréia. *et al.* Treatment of sanitary landfill leachate by the combination of photo-Fenton and biological processes. **Journal of Cleaner Production**, v. 214, p. 145–153, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.310>

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS (CRVR). **Central de tratamento de resíduos de São Leopoldo**. São Leopoldo, 2023. Disponível em: <https://crvr.com.br/area-de-atuacao/central-de-tratamento-de-residuos-de-sao-leopoldo/>. Acesso em: 04 de mar. de 2023.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS (CRVR). Fluxograma do processo e informações do aterro. 2025. Documento interno não publicado.

DEBROY, Abrajit; GEORGE, Nancy; MUKHERJEE, Gunjan. Role of biofilms in the degradation of microplastics in aquatic environments. **J Chem Technol Biotechnol**, v. 97, p. 3271–3282, 2021. DOI 10.1002/jctb.6978

DEHAUT, Alexis. *et al.* Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization. **Environmental Pollution**, v. 215, p. 223-233, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>.

DENG, Yang. *et al.* Review on electrochemical system for landfill leachate treatment: Performance, mechanism, application, shortcoming, and improvement scheme. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140768, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140768>

ELIZALDE-VELÁZQUEZ, Gustavo Axel; GÓMEZ-OLIVÁN, Leobardo Manuel. Microplastics in Aquatic Environments: A Review on Occurrence, Distribution, Toxic Effects, and Implications for Human Health. **Science of the Total Environment**, v. 780, 146551, 18 Mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551>.

ERIKSEN, Marcus. *et al.* Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, 2014. doi:10.1371/journal.pone.0111913

FAURE, Florian. *et al.* Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. **Environ. Chem.**, v. 12, p. 582–591, 18 Ago. 2015. <http://dx.doi.org/10.1071/EN14218>

FELISMINO, Miguel Eduardo; HELM, Paul A.; ROCHMAN, Chelsea M. Microplastic and Other Anthropogenic Microparticles in Water and Sediments of Lake Simcoe. **Journal of Great Lakes Research**, v. 47, p. 180–189, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2020.10.007>.

FIELD, A. *Discovering statistics using SPSS*. 3. ed. London: SAGE Publications, 2009.

FORD, Helen V. *et al.* The Fundamental Links between Climate Change and Marine Plastic Pollution. **Science of the Total Environment**, v. 806, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150392>

FRIAS, João Pedro G. L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, Amsterdam, v. 138, p. 145-147, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. Licença de operação. Porto Alegre: FEPAM, 2025. Disponível em: https://ww2.fepam.rs.gov.br/doclics/signed/2025/1554691_signed.pdf. Acesso em: 4 ago. 2025.

GASPERI, Johnny. *et al.* Microplastics in air: are we breathing it in? **Environmental Science & Health**, v. 1, n. 1, p. 1-5, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>

GATIDOU, Georgia; ARVANITI, Olga S.; STASINAKIS, Athanasios S. Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. **Journal of Hazardous Materials**, v.367, p. 504-512, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.081>

GESAMP (JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (eds. Kershaw, P. J.; Turra, A.; Galgani, F.). London: GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019. (GESAMP Reports and Studies; No. 99). DOI: <http://dx.doi.org/10.25607/OPB-435>.

GEWERT, Berit. *et al.* Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environmental Science: Processes Impacts**, v. 17, n. 9, p. 1513-1521, 3 July 2015. DOI: 10.1039/c5em00207a

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

GHESLA, Pamela Lisie. **Identificação microbiológica em lixiviados de aterro sanitário de diferentes fases de aterramento**. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2022.

GLOBAL PLASTICS POLICY CENTRE. Making reuse a reality: A systems approach to tackling singleuse plastic pollution. Revolution Plastics, University of Portsmouth, UK, 2023. Disponível em: <https://plasticspolicy.port.ac.uk/research/reuse-policy-brief/>. Acesso em: 09 de out. de 2025.

GODVINSHARMILA, V. *et al.* Microplastics as emergent contaminants in landfill leachate: Source, potential impact and remediation technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 343, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118240>

GOLWALA, Harmita. *et al.* Solid waste: an overlooked source of microplastics to the environment. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144581, 9 Jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>

HAMLIN, Heather J.; MARCIANO, Kathleen; DOWNS, Craig A. Migration of nonylphenol from foodgrade plastic is toxic to the coral reef fish species *Pseudochromis fridmani*. **Chemosphere**, v. 139, p. 223–228. 29 June 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.032>.

HANUN, Jihan N.; HASSAN, Fahr; JIANG, Jheng-Jie. Occurrence, Fate, and Sorption Behavior of Contaminants of Emerging Concern to Microplastics: Influence of the Weathering/Aging Process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, Sept. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106290>.

HE, Pinjing. *et al.* Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? - Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water Research**, v. 159, p. 38–45, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>

HIDALGO-RUZ, Valeria. *et al.* Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 3060–3075, 09 Fev. 2012. dx.doi.org/10.1021/es2031505

HORTON, Alice A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127–141, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

HOU, Liyuan. *et al.* Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. **Chemical Engineering Journal**, v. 406, p. 126715, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126715>

HUDA, N. *et al.* Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 75–81, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>

ÍÑIGUEZ, María E.; CONESA, Juan A.; FULLANA, Andres. Microplastics in Spanish table salt. **Scientific Reports**, v. 7, p. 8620, 17 Aug. 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09128-x>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**. IBGE, 2025. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/sao-leopoldo.html>? Acesso em: 07 de abr. de 2025.

KABIR, Mosarrat Samiha. *et al.* Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 16, 15 Feb. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100256>

KARBALAEI, Samaneh. *et al.* Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 36046–36063, 31 Oct. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3508-7>

KARLSSON, Therese M. *et al.* The Unaccountability Case of Plastic Pellet Pollution. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 129, p. 52–60, 10 Fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.04>

KLEIN, Sascha; WORCH, Eckhard; KNEPPER, Thomas P. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 6070-6076, 22 Abr. 2015. DOI: 10.1021/acs.est.5b00492

KURNIAWAN, Setyo Budi. *et al.* Microplastic Pollution in the Environment: Insights into Emerging Sources and Potential Threats. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, 9 July 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101790>.

LI, Xueya. *et al.* Risk assessment of potentially toxic elements, microplastics, and microorganisms in groundwater around municipal solid waste landfill. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 487, p. 137240, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137240>.

- LI, X. *et al.* Influence of seasonal temperature change on autotrophic nitrogen removal for mature landfill leachate treatment with high-ammonia by partial nitrification-Anammox process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 102, p. 291–300, 2021.
- LI, Jiaqi. *et al.* Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, Oxford, v. 137, p. 362-374, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.
- LIEBEZEIT, Gerd; LIEBEZEIT, Elisabeth. Non-pollen particulates in honey and sugar. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 30, n. 12, p. 2136–2140, 28 Oct .2013. <https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025>.
- LIEBEZEIT, Gerd; LIEBEZEIT, Elisabeth. Synthetic particles as contaminants in German beers. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 31, n. 9, p. 1574–1578, 11 Aug. 2014. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>.
- LIU, F. *et al.* Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. **Environmental Pollution**, London, v. 246, p. 634-641, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.076>.
- LIU, Peng. *et al.* Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. **Chemosphere**, v. 242, p. 125193, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125193>
- LIU, Weiyi. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. **Environmental Pollution**, v. 146, 106277, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>
- LÖDER, M. G. J.; GERDTS, G. Methodology used for the detection and identification of microplastics—A critical appraisal. In: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). **Marine Anthropogenic Litter**. Cham: Springer, 2015. p. 201–227. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8.
- LODH, Shubhra Jyoti; SHAFI, Hossain; GOEL, Sudershan. Microplastics in municipal solid waste landfill leachate and their removal in treatment units: A perspective of controlled and uncontrolled landfills. **Environmental Pollution**, v. 369, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125853>.
- LUO, Zhuanxi. *et al.* Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. **Science of the Total Environment**, v. 795, 7 July 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148902>
- LUSHER, Amy L. *et al.* Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 5, p. 14947, 2015. DOI: 10.1038/srep14947

LUSHER, Amy L. *et al.* Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Hoboken, v. 39, n. 9, p. 1834-1838, 2020. <https://doi.org/10.1002/etc.4718>.

MA, Yun. *et al.* Distribution and characteristics of Microplastics in leachate and underneath soil of two informal landfills. **Waste Management**, v. 195, p. 155–166, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.02.002>

MACHADO, Anderson Abel de Souza. *et al.* Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 1405–1416. 2017. DOI: 10.1111/gcb.14020

MACIEL, Hudini Chiaramonte. *et al.* Quantifying shedding of microplastic fibers from textile washing. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 44, 9 Dec. 2021. <https://doi.org/10.5902/2179460X68810>

MANO, Eloisa Biasotto; MENDES, Luís Cláudio. **Introdução a polímeros**. 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2010)

MASON, Sherri A.; WELCH, Victoria G.; NERATKO, Joseph. Synthetic polymer contamination in bottled water. **Frontiers in Chemistry**, v. 6, 11 Sept. 2018. doi:10.3389/fchem.2018.00407

MASURA, J. *et al.* Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Silver Spring: NOAA, 2015. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). Disponível em: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/noaa_microplastics_methods_manual.pdf. Acesso em: 23 jun. 2025.

MILLET, Hervé. *et al.* The Nature of Plastics and Their Societal Usage. **Environmental Science and Technology**, n. 47, p. 1-20, 2019. <https://doi.org/10.1039/9781788013314-00001>

MILLICAN, Jonathan M.; AGARWAL, Seema. Plastic Pollution: A Material Problem. **Macromolecules**, v. 54, n. 10, pp. 4455–4469, 2021. <https://doi.org/10.1021/acs.macromol.0c02814>

MOHAMMADI, Azam. *et al.* Occurrence, seasonal distribution, and ecological risk assessment of microplastics and phthalate esters in leachates of a landfill site located near the marine environment: Bushehr port, Iran as a case. **Science of the Total Environment**, v. 842, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156838>

MONTAGNER Cassiana C. *et al.* Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química Nova**, [s. l.], v. 44, n. 10, p. 1328-1352, 2021. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

MUNNO, Keenan. *et al.* Impacts of Temperature and Selected Chemical Digestion Methods on Microplastic Particles. **Environ. Toxicol. Chem.** [s. l.], v. 37, n. 1, p. 91–98, 2018. <https://doi.org/10.1002/etc.3935>

MURPHY, Fionn. *et al.* Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 50, p. 5800-5808, 2016. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416

NAPPER, Imogen E. *et al.* Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, p. 178–185, 30 July 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>.

NAREVSKI, Aleksandra C. *et al.* Occurrence of bisphenol A and microplastics in landfill leachate: lessons from Southeast Europe. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 42196–42203, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13705-z>

NAYAHI, Thaiyal N. *et al.* Municipal solid waste sanitary and open landfills: Contrasting sources of microplastics and its fate in their respective treatment systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 380, 135095, 08 Nov. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135095>

NIZZETTO, Luca. *et al.* A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. **Environmental Science Processes & Impacts**, v. 18, p. 1050–1059, 26 May 2016. DOI: 10.1039/c6em00206d

NURHASANAH; CORDOVA, Muhammad Reza; RIANI, Ett. Micro- and mesoplastics release from the Indonesian municipal solid waste landfill leachate to the aquatic environment: Case study in Galuga Landfill Area, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v.163, 111986, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111986>

PAN, Zhong. *et al.* Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1913–1922, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.244>

PATRÍCIO SILVA, Ana L. *et al.* An urgent call to think globally and act locally on landfill disposable plastics under and after covid-19 pandemic: Pollution prevention and technological (Bio) remediation solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 426, 3 Jul. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131201>

PEDÀ, Cristina. *et al.* Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 251–256, 4 Feb. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.083>

PIEHL, Sarah. *et al.* Identification and Quantification of Macro and Microplastics on an Agricultural Farmland. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–9, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>.

PLASTICS EUROPE. Plastics – the Facts 2021: an analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels: Plastics Europe, 2021. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>. Acesso em: 10 jun. 2023.

PLASTICS EUROPE. Plastics – the Facts 2022: an analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels: Plastics Europe, 2022. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>. Acesso em: 12 ago. 2023.

PLASTICS EUROPE. Plastics – the Facts 2024: an analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels: Plastics Europe, 2024. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2024/>. Acesso em: 10 jun. 2025.

PORTER, Adam; SMITH, Kathryn E.; LEWIS, Ceri. The sea urchin *Paracentrotus lividus* as a bioeroder of plastic. **Science of the Total Environment**, v. 693, p. 133621, 27 July 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133621>

PRATA, Joana Correia. et al. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 150-159, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

QUAN, Xuejun. et al. Enhancing microalgae growth and landfill leachate treatment through ozonation. **Journal of Cleaner Production**, v. 248, p. 119182, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119182>

RIBEIRO, Francisca. et al. Accumulation and fate of nano and micro-plastics and associated contaminants in organisms. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 111, p. 139-147, 22 Dec. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.010>

ROCHMAN, Chelsea M. et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703-711, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.4371>.

ROCHMAN, Chelsea M. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 3, p. 3263, 21 Nov. 2013. DOI: 10.1038/srep03263

SABOROWSKI, Reinhard. et al. Shrimp and microplastics: A case study with the Atlantic ditch shrimp *Palaemon varians*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 234, 113394, 11 Mar. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113394>

SEKAR, Vijaykumar; SUNDARAM, Baranidharan. Preliminary evidence of microplastics in landfill leachate, Hyderabad, India. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 175, p. 369 – 376, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.05.070>

SHEN, Maocai. et al. Can incineration completely eliminate plastic wastes? An investigation of microplastics and heavy metals in the bottom ash and fly ash from an incineration plant **Science of the Total Environment**, v.779, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146528>

SHEN, Maocai. *et al.* Microplastics in landfill and leachate: Occurrence, environmental behavior and removal strategies. **Chemosphere**, v. 305, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135325>

SHI, Xingdong. *et al.* Microplastics in municipal solid waste landfills: Detection, formation and potential environmental risks. **Environmental Science & Health**, v. 31, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100433>

SHIM, W. J.; HONG, S. H.; EO, S. E. Identification methods in microplastic analysis: a review. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1384-1391, 2017. <https://doi.org/10.1039/c6ay02558g>.

SILVA, Ana L.P. *et al.* Microplastics in landfill leachates: The need for reconnaissance studies and remediation technologies. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 3, 100072, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100072>

SIMONGINI, A. *et al.* Microplastics identification in landfill leachates by FTIR and Py-GC/MS: Methodological considerations and occurrence data. **Science of the Total Environment**, v. 823, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153686>.

SIMON-SÁNCHEZ, Laura. *et al.* River Deltas as Hotspots of Microplastic Accumulation: The Case Study of the Ebro River (NW Mediterranean). **Science of the Total Environment**, v. 687, p. 1186–1196, 12 Jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>

SINGH, Sandeep. *et al.* Microplastics in landfill leachate: Occurrence, health concerns, and removal strategies. **Journal of Environmental Management**, v. 342, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118220>

SOBHANI, Zahra. *et al.* Microplastics generated when opening plastic packaging. **Scientific Reports**, v. 10, n. 4841, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61146-4>

SU, Yinglong. *et al.* Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. **Water Research**, v. 164, p. 114968, 9 Aug. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>

SUN, Jing. *et al.* Revisiting Microplastics in Landfill Leachate: Unnoticed Tiny Microplastics and Their Fate in Treatment Works. **Water Research**, v. 190, 116784, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116784>

TRIHADININGRUM, Yulinah. *et al.* Evidence of microplastics in leachate of Randegan landfill, Mojokerto City, Indonesia, and its potential to pollute surface water. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 874, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162207>

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Legal limits on single-use plastics and microplastics: a global review of national laws and regulations. Nairobi:

UNEP, 2018. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/27113>. Acesso em: 11 out. 2025.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Emerging Issues of Environmental Concern. [Nairobi]: 2016. Disponível em: https://wesr.unep.org/media/docs/assessments/UNEP_Frontiers_2016_report_emerging_issues_of_environmental_concern.pdf acesso em: 18 jan. 2023.

UPADHYAY, Kshitij; BAJPAI, Samir. Microplastics in Landfills: A Comprehensive Review on Occurrence, Characteristics and Pathways to the Aquatic Environment. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 20, n. 5, p. 1935-1945, 2021. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.V20I05.009>

VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth; JANSSEN, Colin R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environment Pollution**, v. 193, p. 65-70, 5 July 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

VAN PRAAGH, Martijn; HARTMAN, Cornelia; BRANDMYR, Emma. Microplastics in Landfill Leachates in the Nordic Countries. **TemaNord**, v. 557, 2018. <http://dx.doi.org/10.6027/TN2018-557>

VAN PRAAGH, Martijn; LIEBMANN, Bettina. Microplastics in landfill leachates in three Nordic Countries. **Detritus**, [s. l.], v. 17, p. 58-70, 2021. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15149>

WALLER, Catherine. et al. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 598, p. 220-227, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>

WAN, Yong. et al. Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 293, 118586, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118586>

WANG, Lan. et al. Microplastics in Landfill Leachate: A Comprehensive Review on Characteristics, Detection, and Their Fates during Advanced Oxidation Processes. **Water**, v.15, 06 Jan. 2023. <https://doi.org/10.3390/w15020252>

WANG, Xiaoyu. et al. Implications of method- and instrument-based size detection limits in μFTIR-based microplastic analysis. **Talanta**, v. 267, 125984, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2022.125984>

WEATHER SPARK. **Condições meteorológicas médias de São Leopoldo**. 2023. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/29690/Clima-caracter%C3%ADstico-em-S%C3%A3o-Leopoldo-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 04 de mar. de 2023.

WEATHERSPARK. Clima característico em São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil — durante o ano. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/29690/Clima-caracter%C3%ADstico-em-S%C3%A3o-Leopoldo-Rio-Grande-do-Sul-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 17 dez. 2024.

- WIT, Wijnand; *et al.* Por solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. WWF: Fundo Mundial para a Natureza. Genebra, 2019. Disponível em:
https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/51804/1552932397PLASTIC_REPOR T_02-2019_Portugues_FINAL.pdf
- WRIGHT, Stephanie L.; THOMPSON, Richard C.; GALLOWAY, Tamara S. The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review. **Environment Pollution**, [s. l.], v. 178, p. 483–492, 13 Feb. 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- WU, Panfeng. *et al.* Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.184, 24 Aug. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>
- XU, Jun-Li. *et al.* FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 119, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115629>
- XU, Shen. *et al.* Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. **Science of the Total Environment**, v. 703, 134699, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>
- XU, Ziqian. *et al.* How to detect small microplastics (20–100 µm) in freshwater, municipal wastewaters and landfill leachates? A trial from sampling to identification. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 733, Mai. 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139218>
- YU, Xubiao. *et al.* Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 214, p. 722 730, 2 May 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.080>
- ZHANG, Kai. *et al.* Understanding Plastic Degradation and Microplastic Formation in the Environment: A Review. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116554, 23 Jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>
- ZHANG, Lishan. *et al.* Distribution of Microplastics in Surface Water and Sediments of Qin River in Beibu Gulf, China. **Science of the Total Environment**, v. 708, 135176, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135176>.
- ZHANG, Zhongjian. *et al.* Distribution and removal characteristics of microplastics in different processes of the leachate treatment system. **Waste Management**, v. 120, p. 240-247, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.025>

**APÊNDICE A – IDENTIFICAÇÃO DE PARTÍCULAS MICROPLÁSTICAS POR
ESPECTROSCOPIA RAMAN NAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO**

Tabela 6 – Dados obtidos por espectroscopia Raman, incluindo identificação de polímero, forma morfológica, tamanho da partícula e valores de correspondência espectral (*match* da biblioteca)

Amostra	Número do filtro	Partícula	Forma	Tamanho (mm)	Composto biblioteca	Match Biblioteca	Composto
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,02	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	96,02	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,009	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	94,02	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,069	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	93,57	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,017	Poly(Dimethylsiloxane)	91,65	polidimetilsiloxano (PDMS)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,016	Polypropylene, Isotactic	80,89	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	94,35	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	90,09	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,257	Polypropylene, Isotactic	96,48	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,072	Polypropylene, Isotactic	83,72	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	92,49	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,061	Polypropylene, Isotactic	97,33	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,141	Polypropylene, Isotactic	95,58	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P7	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	82,53	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 2	F2 - P8	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	76,79	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,081	Polypropylene, Isotactic	71,26	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,073	Polypropylene, Isotactic	86,9	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,031	Polypropylene, Isotactic	76,09	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,019	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	81,28	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 1	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,109	Polyethylene	90,2	Polietileno (PE)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,035	Polyethylene, Oxidized	92,56	Polietileno (PE)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	74,06	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,044	Ethylene/Propylene Copolymer	76,85	Copolímero de etileno e propileno (EPR)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	83,24	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,11	Polypropylene, Isotactic	85,65	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,096	Polypropylene, Isotactic	79,73	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	93,14	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	75,25	Polipropileno (PP)
Amostra 1	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	95,71	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,041	Polypropylene, Isotactic	93,16	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,053	Polypropylene, Isotactic	86,17	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	93,88	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,065	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 82/18	91,79	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,03	Polyethylene, Oxidized	89,73	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,021	Polypropylene, Isotactic	74,86	Polipropileno (PP)

Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,041	Polyethylene	96,08	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,033	Polyethylene, Oxidized	96,80	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,058	Polypropylene, Isotactic	89,36	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,037	Polyethylene	93,08	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 2	F2 - P3	Fibra	1,672	Poly(Ethylene Terephthalate)	91,91	Poli(tereftalato de etileno) - PET
Amostra 2	FILTRO 3	F3 -P1	Fragmento	0,026	Polystyrene	97,49	Poliestireno (PS)
Amostra 2	FILTRO 3	F3 -P2	Fragmento	0,11	Polypropylene, Isotactic	94,37	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P1	Fragmento	0,017	Polypropylene, Isotactic	92,04	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P2	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	91,91	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P3	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	87,15	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P4	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	79,94	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P5	Fragmento	0,043	Polyethylene	79,28	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P6	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	70,28	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P7	Fragmento	0,037	Polyethylene	92,97	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 4	F1 - P8	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	85	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	84,30	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,035	Polystyrene	97,29	Poliestireno (PS)
Amostra 2	FILTRO 6	F5 - P1	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	81,24	Polipropileno (PP)
Amostra 2	FILTRO 6	F5 - P2	Fragmento	0,158	Polyethylene	95,23	Polietileno (PE)
Amostra 2	FILTRO 6	F5 - P3	Fragmento	0,122	Poly(Ethylene Terephthalate)	94,41	Poli(tereftalato de etileno) - PET
Amostra 3	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,205	Polypropylene, Isotactic	98,10	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	83,22	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,087	Polypropylene, Isotactic	70,30	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,044	Polyethylene	87,26	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	80,37	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,019	Polypropylene, Isotactic	93,6	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,134	Polyethylene	91,47	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,049	Polypropylene, Isotactic	92,35	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,021	Polypropylene, Isotactic	80,74	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,035	Polyethylene, Oxidized	89,04	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,022	Polypropylene, Isotactic	80,33	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,113	Polyethylene	95,71	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,034	Poly(Dimethylsiloxane)	93,28	polidimetilsiloxano (PDMS)
Amostra 3	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,056	Polyethylene	87,08	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,027	Polyethylene	95,67	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,078	Polypropylene, Isotactic	87,97	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,056	Polyethylene	93,14	Polietileno (PE)
Amostra 3	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,056	Polypropylene, Isotactic	74,04	Polipropileno (PP)
Amostra 3	FILTRO 6	F6 -P1	Fragmento	0,038	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	88,53	copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 3	FILTRO 6	F6 -P2	Fragmento	0,072	Polypropylene, Isotactic	95,54	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,063	Polyethylene	80,76	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,226	Polyethylene	87,72	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	95,09	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,031	Polyethylene, Oxidized	89,23	Polietileno (PE)

Amostra 4	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,107	Polypropylene, Isotactic	89,82	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,018	Polyethylene, Oxidized	72,48	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,086	Polyethylene, Oxidized	92,47	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,242	Polypropylene, Isotactic	78,09	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,037	Polystyrene	90,61	Poliestireno (PS)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,041	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,36	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,031	Polyethylene	95,93	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	86,89	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,029	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	97,11	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,058	Polypropylene, Isotactic	78,89	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,061	Polyethylene, Oxidized	95,03	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,053	Polypropylene, Isotactic	92,11	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,054	Polypropylene, Isotactic	92,01	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 3	F3 - P10	Fragmento	0,071	Polypropylene, Isotactic	93,55	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,024	Polyethylene, Oxidized	91,23	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,037	Polyethylene, Oxidized	95,55	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	75,55	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,049	Polyethylene, Oxidized	94,11	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,069	Polypropylene, Isotactic	81,89	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,021	Polypropylene, Isotactic	88,51	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,084	Polypropylene, Isotactic	94,68	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,042	Polyethylene, Oxidized	82,47	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P9	Fibra	0,234	Polypropylene, Isotactic	88,09	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 4	F4 - P10	Fragmento	0,24	Polyethylene	95,76	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,031	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,53	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,058	HDPE	94,33	Polietileno de Alta Densidade (PEAD)
Amostra 4	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,166	Polypropylene, Isotactic	82,04	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,034	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	97,13	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,059	Polyethylene	95,12	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,027	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	97,43	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,407	Polypropylene, Isotactic	83,46	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,775	Polyethylene	96,5	Polietileno (PE)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,078	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	96,34	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P5	Fragmento	0,053	Polypropylene, Isotactic	75,44	Polipropileno (PP)
Amostra 4	FILTRO 6	F6 - P6	Fragmento	0,044	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	96,99	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,012	Polypropylene, Isotactic	77,57	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,032	Polyethylene, Chlorosulfonated	72,8	Polietileno Clorossulfonado (CSM)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,037	Polyethylene, Oxidized	90,24	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,074	Polypropylene, Isotactic	84,88	Polipropileno (PP)

Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	73,32	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,047	Polypropylene, Isotactic	74,43	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,014	Polypropylene, Isotactic	87,12	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	85,18	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,024	Polyethylene	90,09	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	72,7	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,071	Polypropylene, Isotactic	90,43	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	82,85	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,056	Polypropylene, Isotactic	78,98	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,051	Ethylene/Acrylic Acid Copolymer	84,74	Copolímero de etileno e ácido acrílico (EAA)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,033	Ethylene/Acrylic Acid Copolymer	93,78	Copolímero de etileno e ácido acrílico (EAA)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,016	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	93,01	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,021	Polyethylene	93,26	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,044	Polyethylene	95,34	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	83,79	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,031	Polyethylene	78,55	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,047	Polypropylene, Isotactic	80,26	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,035	Polypropylene, Isotactic	77,13	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,105	Polypropylene, Isotactic	86,03	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	92,69	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,022	Polyethylene, Oxidized	82,25	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,014	Polyethylene, Oxidized	93,93	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,037	Poly(Dimethylsiloxane)	77,1	polidimetilsiloxano (PDMS)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	80,32	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,025	Polypropylene, Isotactic	83,46	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,043	Poly(Dimethylsiloxane)	80,33	Polidimetilsiloxano (PDMS)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	73,17	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,022	Polyethylene	79,6	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,023	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	96,19	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	71,26	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P6	Fragmento	0,05	Polyethylene	95,71	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 5	F5 - P7	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	76,85	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,073	Polypropylene, Isotactic	90,48	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,033	Polyethylene	89,93	Polietileno (PE)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,013	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,95	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,029	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	94,68	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P5	Fragmento	0,025	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	94,74	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P6	Fragmento	0,087	Polypropylene, Isotactic	91,48	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P7	Fragmento	0,019	Polypropylene, Isotactic	87,82	Polipropileno (PP)
Amostra 5	FILTRO 6	F6 - P8	Fragmento	0,041	Poly(Dimethylsiloxane)	94,44	Polidimetilsiloxano (PDMS)

Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	78,42	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,017	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,51	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,146	Polypropylene, Isotactic	96,21	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	75,91	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,013	Polypropylene, Isotactic	74,51	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	72,8	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,315	Polypropylene, Isotactic	97,03	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	73,59	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P9	Fragmento	0,039	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	93,11	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 1	F1 - P10	Fragmento	0,045	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	81,93	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 2	F2 -P1	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	86,98	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 2	F2 -P2	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	76,48	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 2	F2 -P3	Fragmento	0,018	Polypropylene, Isotactic	85,73	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 2	F2 -P4	Fragmento	0,026	Ethylene/Ethyl Acrylate Copolymer	96,9	Copolímero de etileno/acrilato de etila - EEA (Ethylene-Ethyl Acrylate)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P5	Fragmento	0,048	Polyethylene	95,21	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P6	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	77,64	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P7	Fragmento	0,016	Polypropylene, Isotactic	72,63	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P8	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	72,88	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P9	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	85,14	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P10	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	75,29	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F2 -P11	Fragmento	0,011	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	78,94	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,079	Polypropylene, Isotactic	92,28	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,05	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	93,47	copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,02	Poly(Ethylene Terephthalate)	89,57	Politereftalato de etileno (PET)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,025	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	89,33	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,017	Ethylene/Ethyl Acrylate Copolymer	95,25	Copolímero de etileno/acrilato de etila - EEA (Ethylene-Ethyl Acrylate)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,02	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	96,95	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,031	Polyethylene	94,73	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,024	Polyethylene	94,77	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P1	Fragmento	0,058	Polyethylene	94,46	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P2	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	76,86	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P3	Fragmento	0,085	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	90,98	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P4	Fragmento	0,069	Poly(Ethylene Terephthalate)	81,25	Politereftalato de etileno (PET)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P5	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	88,9	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P6	Fragmento	0,016	Styrene/Butyl Methacrylate, 50/50 Copolymer	91,41	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA) - Styrene-Butyl Methacrylate
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P7	Fragmento	0,034	Styrene/Butyl Methacrylate, 50/50 Copolymer	91,24	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA) - Styrene-Butyl Methacrylate
Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P8	Fragmento	0,04	Styrene/Butyl Methacrylate, 50/50 Copolymer	90,57	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA) - Styrene-Butyl Methacrylate

Amostra 6	FILTRO 4	F4 -P9	Fragmento	0,021	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	90,52	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P1	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	82,5	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P2	Fragmento	0,019	Polypropylene, Isotactic	85,91	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P3	Fragmento	0,02	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	84,17	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P4	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	79,82	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P5	Fragmento	0,014	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	80,72	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P6	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	80,52	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P7	Fragmento	0,041	Polypropylene, Isotactic	74,89	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P8	Fragmento	0,04	Polypropylene, Isotactic	76,19	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P9	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	70,82	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P10	Fragmento	0,047	Polypropylene, Isotactic	73,72	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P11	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	83,39	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 5	F5 -P12	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	83,48	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P1	Fragmento	0,031	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	91,97	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P2	Fragmento	0,066	Styrene/Butyl Methacrylate, 50/50 Copolymer	90,54	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA) - Styrene-Butyl Methacrylate
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P3	Fragmento	0,049	Polyethylene	90,36	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P4	Fragmento	0,019	Polypropylene, Isotactic	94,24	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P5	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	71,87	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P6	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	71,25	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P7	Fragmento	0,085	Polyethylene	83,95	Polietileno (PE)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P8	Fragmento	0,214	Polypropylene, Isotactic	76	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P9	Fragmento	0,049	Polypropylene, Isotactic	79,46	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P10	Fragmento	0,044	Poly(Ethylene Terephthalate)	87	Politereftalato de etileno (PET)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P11	Fragmento	0,106	Polypropylene, Isotactic	81,83	Polipropileno (PP)
Amostra 6	FILTRO 6	F6-P12	Fragmento	0,02	Polystyrene	97,35	Poliestireno (PS)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	89,52	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,04	Polypropylene, Isotactic	77,33	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,054	Polypropylene, Isotactic	85,37	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,064	Polypropylene, Isotactic	83,17	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,061	Polypropylene, Isotactic	82,65	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	83,73	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,231	Polypropylene, Isotactic	94,84	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,043	Polypropylene, Isotactic	84,51	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F1 - P9	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	86,72	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F1 - P10	Fragmento	0,082	Polypropylene, Isotactic	86,27	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F1 - P11	Fragmento	0,047	Polypropylene, Isotactic	91,82	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F1 - P12	Fragmento	0,016	Polypropylene, Isotactic	85,89	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	83,65	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,078	Polypropylene, Isotactic	75,85	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,144	Polypropylene, Isotactic	83,89	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,084	Polypropylene, Isotactic	80,17	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,095	Polypropylene, Isotactic	81,6	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,057	Polypropylene, Isotactic	82,42	Polipropileno (PP)

Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P7	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	80,1	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P8	Fragmento	0,079	Polypropylene, Isotactic	80,32	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P9	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	80,9	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P10	Fragmento	0,072	Polypropylene, Isotactic	83,58	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P11	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	82,86	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 2	F2 - P12	Fragmento	0,077	Polypropylene, Isotactic	84,84	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	75,76	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,071	Polystyrene	98,63	Poliestireno (PS)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	79,38	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	78,18	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	83,42	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,039	Polypropylene, Isotactic	96,58	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	85,41	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,07	Polypropylene, Isotactic	81,08	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,065	Polypropylene, Isotactic	82,11	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P10	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	87,81	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 3	F3 - P11	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	73,87	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,022	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	88,39	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,065	Polypropylene, Isotactic	77,86	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,054	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	88,21	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,056	Polypropylene, Isotactic	85,08	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,157	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	94,33	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	80,4	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,139	Polypropylene, Isotactic	82,23	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	91,02	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P9	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	76,63	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P10	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	75,33	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P11	Fragmento	0,035	Polypropylene, Isotactic	85,11	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P12	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	79,8	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P13	Fragmento	0,053	Polypropylene, Isotactic	84,84	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 4	F4 - P14	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	77,58	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,017	Polypropylene, Isotactic	75,63	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,059	Polypropylene, Isotactic	84,99	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,062	Poly(Ethylene Terephthalate)	86,59	Politereftalato de etileno (PET)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,11	Poly(Vinyl Chloride)	96,14	Policloreto de vinila (PVC)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	74,8	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P6	Fragmento	0,046	Polypropylene, Isotactic	82,04	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P7	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	97,15	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P8	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	73,34	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P9	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	87,72	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P10	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	76,23	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P11	Fragmento	0,087	Polypropylene, Isotactic	82,58	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P12	Fragmento	0,068	Polypropylene, Isotactic	86,22	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 5	F5 - P13	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	75,02	Polipropileno (PP)

Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	81,36	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	81,68	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,064	Poly(Ethylene Terephthalate)	89,74	Politereftalato de etileno (PET)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	86,25	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P5	Fragmento	0,04	Polypropylene, Isotactic	85,32	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P6	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	73,19	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P7	Fragmento	0,025	Polypropylene, Isotactic	78,19	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P8	Fragmento	0,054	Polystyrene	94,43	Poliestireno (PS)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P9	Fragmento	0,049	Polypropylene, Isotactic	76,31	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P10	Fragmento	0,056	Polypropylene, Isotactic	80,71	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P11	Fragmento	0,031	Polypropylene, Isotactic	76,11	Polipropileno (PP)
Amostra 7	FILTRO 6	F6 - P12	Fragmento	0,041	Polypropylene, Isotactic	70,19	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,091	Nylon 6/6 [Poly(Hexamethylene Adipamide)]	76,52	Nylon poli(hexametileno adipamida)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,03	Polyethylene, Oxidized	79,08	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,032	Polyethylene, Oxidized	89,33	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,031	Polypropylene, Isotactic	95,3	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,071	Polypropylene, Isotactic	92,99	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,083	Polystyrene	76,66	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	85,95	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,025	Ethylene/Ethyl Acrylate Copolymer	95,02	Copolímero de etileno/acrilato de etila - EEA (Ethylene-Ethyl Acrylate)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P9	Fragmento	0,035	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	85,64	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P10	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	92,97	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 1	F1 - P11	Fragmento	0,033	Phenoxy Resin	89,73	Phenoxy Resin - Resinas fenólicas
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,109	Polypropylene, Isotactic	95,35	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,024	Polystyrene	86,8	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,023	Polyethylene, Oxidized	86,09	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,026	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	72,33	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,027	Polystyrene	98,58	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,029	Polyethylene, Oxidized	92,54	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P7	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	76,34	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P8	Fragmento	0,015	Polyethylene, Oxidized	86,02	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P9	Fragmento	0,029	Polyethylene, Oxidized	89,68	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P10	Fragmento	0,29	Polypropylene, Isotactic	94,01	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 2	F2 - P11	Fragmento	0,033	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	90,3	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	97,07	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,027	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	94,39	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	88,6	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	94,35	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,051	Polypropylene, Isotactic	94	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	97,25	Polipropileno (PP)

Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,025	Ethylene/Ethyl Acrylate Copolymer	95,91	Copolímero de etileno/acrilato de etila - EEA (Ethylene-Ethyl Acrylate)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	96,69	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,047	Polystyrene	95,91	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P10	Fragmento	0,039	Polypropylene, Isotactic	81,1	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P11	Fragmento	0,017	Polypropylene, Isotactic	94,24	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P12	Fragmento	0,01	Polypropylene, Isotactic	70,44	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P13	Esfera	0,018	Polyethylene	94,76	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P14	Fragmento	0,047	Polypropylene, Isotactic	96,73	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 3	F3 - P15	Fragmento	0,134	Polypropylene, Isotactic	93,9	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	70,67	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	93,59	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,028	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	91,26	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,022	Polypropylene, Isotactic	93,32	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,018	Polypropylene, Isotactic	77,18	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,048	Polypropylene, Isotactic	77,05	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,09	Polypropylene, Isotactic	94,23	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	88,47	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P9	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	82,9	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P10	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	79,68	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P11	Fragmento	0,022	Polypropylene, Isotactic	97,53	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P12	Fragmento	0,022	Polypropylene, Isotactic	74,16	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P13	Fragmento	0,094	Polypropylene, Isotactic	91,34	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 4	F4 - P14	Fragmento	0,046	Polypropylene, Isotactic	92,97	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,029	Polystyrene	91,19	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,025	Polystyrene	87,81	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,026	Polystyrene	92,34	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,098	Polypropylene, Isotactic	82,05	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,039	Polystyrene	97,72	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P6	Fragmento	0,023	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	95,5	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P7	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	70,2	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P8	Fragmento	0,017	Polystyrene	81,09	Poliestireno (PS)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P9	Fragmento	0,021	Polyethylene	92,43	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P10	Fragmento	0,034	Polypropylene, Isotactic	93,63	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 5	F5 - P11	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	92,52	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	87,27	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,062	Polypropylene, Isotactic	88,56	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,028	Polypropylene, Isotactic	72,22	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	97,33	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P5	Fragmento	0,043	Polypropylene, Isotactic	92,42	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P6	Fragmento	0,117	Polyethylene, Oxidized	93,1	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P7	Fragmento	0,079	Polyethylene	95,94	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P8	Fragmento	0,049	Polyethylene	94,23	Polietileno (PE)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P9	Fragmento	0,172	Polypropylene, Isotactic	80,85	Polipropileno (PP)

Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P10	Fragmento	0,05	Polypropylene, Isotactic	77,17	Polipropileno (PP)
Amostra 8	FILTRO 6	F6 - P11	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	80,62	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,079	Polypropylene, Isotactic	80,07	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	91,2	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,019	Polyethylene	93,05	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	82,93	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,065	Polypropylene, Isotactic	97,14	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	95,37	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,041	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	96,18	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	97,7	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P9	Fragmento	0,046	Polypropylene, Isotactic	96,92	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P10	Fragmento	0,041	Polypropylene, Isotactic	96,71	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P11	Fragmento	0,034	Polypropylene, Isotactic	94,84	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P12	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	95,3	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P13	Fragmento	0,036	Polyethylene	95,1	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 1	F1 - P14	Fragmento	0,136	Polyethylene	91,12	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,028	Polyethylene	92,46	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,064	Polypropylene, Isotactic	94,44	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	75,3	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,029	Polyethylene	79,87	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,039	Polyethylene	93,02	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,017	Polypropylene, Isotactic	96,05	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P7	Fragmento	0,061	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 86/14	91,38	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P8	Fragmento	0,033	Polyethylene	74,98	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P9	Fragmento	0,041	Polyethylene	82,37	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F2 - P10	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	97,12	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,025	Polyethylene	94,58	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,064	Polypropylene, Isotactic	96,94	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,031	Polyethylene	90,95	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	91,79	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,062	Polypropylene, Isotactic	85,76	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,068	Polypropylene, Isotactic	96,88	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	85,8	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,037	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,22	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 9	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,018	Polypropylene, Isotactic	95,87	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	89,07	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	97,19	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	95,82	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,07	Polypropylene, Isotactic	96,48	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,049	Polypropylene, Isotactic	84,61	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	95,84	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,051	Polyethylene	94,4	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,025	Polypropylene, Isotactic	90,76	Polipropileno (PP)

Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P9	Fragmento	0,031	Styrene/Butyl Methacrylate, 50/50 Copolymer	82,4	Copolímero de Estireno e Metacrilato de Butila (SBMA) - Styrene-Butyl Methacrylate
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P10	Fragmento	0,015	Polypropylene, Isotactic	95,37	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 4	F4 - P11	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	93,99	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	96,99	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,094	Polypropylene, Isotactic	95,4	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,126	Polyethylene	93,42	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,026	Polyethylene	96,36	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,051	Polypropylene, Isotactic	85,6	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P6	Fragmento	0,025	Polypropylene, Isotactic	97,28	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P7	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	72,4	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 5	F5 - P8	Fragmento	0,021	Polypropylene, Isotactic	82,84	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	74,81	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	70	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	70,17	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,019	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	90,91	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P5	Fragmento	0,025	Polypropylene, Isotactic	74,53	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P6	Fragmento	0,033	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	90,5	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 9	FILTRO 6	F6 - P7	Fragmento	0,078	Polyethylene	96,32	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F6 - P8	Fragmento	0,034	Polypropylene, Isotactic	82,29	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 2	F6 - P9	Fragmento	0,028	Polyethylene	82,42	Polietileno (PE)
Amostra 9	FILTRO 2	F6 - P10	Fragmento	0,019	Polypropylene, Isotactic	72,13	Polipropileno (PP)
Amostra 9	FILTRO 2	F6 - P11	Fragmento	0,04	Polyethylene	90,39	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,038	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	94,01	Copolímero de Estireno-Acrilonitrila - Styrene-Acrylonitrile Copolymer (SAN)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	91,24	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,074	Polypropylene, Isotactic	88,25	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P4	Fragmento	0,076	Polypropylene, Isotactic	82,61	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P5	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	96,38	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P6	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	75,61	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P7	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	83,55	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P8	Fragmento	0,059	Polypropylene, Isotactic	80,37	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 1	F1 - P9	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	96,21	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,073	Polypropylene, Isotactic	91,1	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	83,26	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	94,52	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	94,52	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P5	Fragmento	0,079	Polypropylene, Isotactic	82,55	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P6	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	85,57	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 2	F2 - P7	Fragmento	0,068	Polypropylene, Isotactic	95,31	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,085	Polypropylene, Isotactic	88,52	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	81,31	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	81,04	Polipropileno (PP)

Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,029	Polyethylene, Oxidized	88	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P5	Fragmento	0,021	Polyethylene, Oxidized	85,34	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P6	Fragmento	0,065	Polypropylene, Isotactic	94,41	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P7	Fragmento	0,103	Polyethylene, Oxidized	92,84	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P8	Fragmento	0,068	Polyethylene	94,2	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 3	F3 - P9	Fragmento	0,02	Polypropylene, Isotactic	78,11	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	81,79	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,054	Polypropylene, Isotactic	92,76	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,023	Polyethylene, Oxidized	91,57	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P4	Fragmento	0,008	Polyethylene, Oxidized	91,45	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P5	Fragmento	0,035	Polypropylene, Isotactic	93,09	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P6	Fragmento	0,024	Polypropylene, Isotactic	82,73	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P7	Fragmento	0,058	Polypropylene, Isotactic	74,66	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P8	Fragmento	0,015	Polypropylene, Isotactic	88,52	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P9	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	97,17	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P10	Fragmento	0,118	Polypropylene, Isotactic	86,71	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P11	Fragmento	0,035	Polypropylene, Isotactic	85,57	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 4	F4 - P12	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	89,84	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,029	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	81,77	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	79,37	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,106	Polypropylene, Isotactic	79,17	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,023	Polyethylene, Oxidized	93,48	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,058	Polystyrene	98,99	Poliestireno (PS)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P6	Fragmento	0,029	Styrene/Allyl Alcohol Copolymer	92,55	Copolímero de estireno e álcool alílico (SAA)
Amostra 10	FILTRO 5	F5 - P7	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	72,71	Polipropileno (PP)
Amostra 10	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,023	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	84,23	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 10	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,058	Polyethylene	95,03	Polietileno (PE)
Amostra 10	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,077	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	95,69	Copolímero de estireno e acrilonitrilo (SAN - Estireno Acrilo-nitrilo)
Amostra 11	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,037	Polypropylene, Isotactic	79,3	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	97,09	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,018	Polypropylene, Isotactic	83,76	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,105	Polypropylene, Isotactic	96,5	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,027	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	69,15	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 11	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,026	Polyethylene, Oxidized	95,06	Polietileno (PE)
Amostra 11	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,026	Styrene/Acrylonitrile Copolymer 75/25	94,07	Copolímero de estireno e acrilonitrilo (SAN - Estireno Acrilo-nitrilo)
Amostra 11	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,068	Polypropylene, Isotactic	89,75	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,037	Polyethylene, Oxidized	93,09	Polietileno (PE)
Amostra 11	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,031	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	86,23	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 11	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,043	Polypropylene, Isotactic	71,48	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	78,16	Polipropileno (PP)
Amostra 11	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	89,96	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	75,36	Polipropileno (PP)

Amostra 12	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,128	Polypropylene, Isotactic	95,2	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	83,95	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	93,13	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,152	Polypropylene, Isotactic	96,87	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,03	Polystyrene	97,3	Poliestireno (PS)
Amostra 12	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,059	Polypropylene, Isotactic	78,2	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,038	Polypropylene, Isotactic	90,92	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,033	Polyethylene	96,42	Polietileno (PE)
Amostra 12	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	94,08	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,099	Polypropylene, Isotactic	93,27	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,09	Polypropylene, Isotactic	96,5	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,044	Polypropylene, Isotactic	85,05	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,08	Polypropylene, Isotactic	95,27	Polipropileno (PP)
Amostra 12	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,031	Poly(Vinyl Stearate)	92,78	Policloreto de vinila (PVC)
Amostra 13	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	91,2	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,022	Polyethylene	86,07	Polietileno (PE)
Amostra 13	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,034	Polypropylene, Isotactic	88,51	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,026	Polypropylene, Isotactic	91,53	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,078	Polypropylene, Isotactic	92,75	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 6	F3 - P2	Fragmento	0,027	Polyethylene, Oxidized	85,36	Polietileno (PE)
Amostra 13	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	70,99	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,042	Polypropylene, Isotactic	86,73	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	93,16	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,023	Polypropylene, Isotactic	75,23	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,029	Polypropylene, Isotactic	92,61	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,032	Polypropylene, Isotactic	73,24	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,037	Polypropylene, Isotactic	85,14	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,035	Polypropylene, Isotactic	83,66	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	82,82	Polipropileno (PP)
Amostra 13	FILTRO 6	F6 - P4	Fragmento	0,038	Polyethylene, Oxidized	90,94	Polietileno (PE)
Amostra 14	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,03	Polypropylene, Isotactic	75,69	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	74,01	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,022	Polypropylene, Isotactic	92,11	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,093	Polypropylene, Isotactic	85,83	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,034	Polypropylene, Isotactic	78,96	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	72,1	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,089	Polypropylene, Isotactic	96,35	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	92,37	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,031	Polypropylene, Isotactic	82,42	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,056	Polypropylene, Isotactic	96,93	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 4	F4 - P2	Fragmento	0,073	Polypropylene, Isotactic	92,07	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 4	F4 - P3	Fragmento	0,052	Polypropylene, Isotactic	93,91	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,114	Ethylene/Propylene Copolymer	78,77	Copolímero de etileno e propileno (EPR)
Amostra 14	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,031	Polypropylene, Isotactic	90,4	Polipropileno (PP)

Amostra 14	FILTRO 5	F5 - P3	Fragmento	0,073	Polyethylene 25%	87,37	Polietileno clorado (CPE)
Amostra 14	FILTRO 5	F5 - P4	Fragmento	0,089	Polypropylene, Isotactic	84,34	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 5	F5 - P5	Fragmento	0,045	Polypropylene, Isotactic	77,62	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 6	F6 - P1	Fragmento	0,033	Polypropylene, Isotactic	86,15	Polipropileno (PP)
Amostra 14	FILTRO 6	F6 - P2	Fragmento	0,027	Ethylene/Vinyl Acetate Copolymer 72/28	80,27	Acetato de Vinila (EVA)
Amostra 14	FILTRO 6	F6 - P3	Fragmento	0,107	Ethylene/Propylene Copolymer	75,96	Copolímero de etileno e propileno (EPR)
Amostra 15	FILTRO 1	F1 - P1	Fragmento	0,084	Polypropylene, Isotactic	84,4	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 1	F1 - P2	Fragmento	0,015	Polyethylene	92	Polietileno (PE)
Amostra 15	FILTRO 1	F1 - P3	Fragmento	0,02	Ethylene/Propylene Copolymer	74,66	Copolímero de etileno e propileno (EPR)
Amostra 15	FILTRO 2	F2 - P1	Fragmento	0,06	Polypropylene, Isotactic	76,39	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 2	F2 - P2	Fragmento	0,059	Polypropylene, Isotactic	96,53	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 2	F2 - P3	Fragmento	0,036	Polyethylene	93,61	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 2	F2 - P4	Fragmento	0,068	Polyethylene	84,1	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 3	F3 - P1	Fragmento	0,059	Polypropylene, Isotactic	89,54	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 3	F3 - P2	Fragmento	0,027	Polypropylene, Isotactic	72,29	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 3	F3 - P3	Fragmento	0,089	Polypropylene, Isotactic	96,85	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 3	F3 - P4	Fragmento	0,043	Polypropylene, Isotactic	94,92	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	82,37	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	84,27	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 5	F5 - P2	Fragmento	0,036	Polypropylene, Isotactic	86,86	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 6	F6-P1	Fragmento	0,021	Polyethylene, Oxidized	95	Polietileno (PE)
Amostra 15	FILTRO 4	F4 - P1	Fragmento	0,066	Polypropylene, Isotactic	82,37	Polipropileno (PP)
Amostra 15	FILTRO 5	F5 - P1	Fragmento	0,055	Polypropylene, Isotactic	84,27	Polipropileno (PP)

Fonte: Elaborada pela autora.

APÊNDICE B – COMPARAÇÃO ENTRE POLÍMEROS

Tabela 7 – Resultados ANOVA unidirecional para a comparação entre polímeros identificados nas amostras de lixiviado de aterro sanitário

Polímero	Soma dos Quadrados entre grupos	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F (razão de Fisher)	p-valor
PP	602,913	14	43,065	10,103	0,000
EVA	3,610	14	0,258	0,999	0,463
PDMS	1,549	14	0,111	2,551	0,005
PE	58,905	14	4,208	4,648	0,000
ERP	2,277	14	0,163	2,849	0,002
PET	12,216	14	0,873	2,711	0,003
PS	15,424	14	1,102	10,490	0,000
SAA	5,538	14	0,396	1,279	0,248
SAN	11,167	14	0,798	2,495	0,006
PEAD	12,571	14	0,898	1,905	0,075
CSM	2,000	14	0,143	0,571	0,892
EAA	2,667	14	0,190	1,143	0,331
EEA	5,429	14	0,388	1,833	0,058
SBMA	6,000	14	0,429	1,999	0,043
PVC	1,000	14	0,071	0,333	0,985
Phenoxy Resin	1,000	14	0,071	0,333	0,985
Nylon	1,000	14	0,071	0,333	0,985
CPE	1,000	14	0,071	0,333	0,985

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 8 – Subgrupos homogêneos formados pelo teste de Tukey B para os polímeros identificados

Polímero	F	p-valor	Subgrupos Homogêneos (Tukey B)
PP	19,78	0	3,12,13,2,15 / 4,14,1,5,10 / 6,9,8 / 7
EVA	4,56	0,032	4,5,6,12,13,15 / 2,9,10,14,7,11 / 8 / 1
PDMS	5,02	0,027	4,5,6,12,13,15 / 2,9,10,14,7,11 / 8 / 1
PE	10,23	0,001	3,4,5,6,7,8 / 2,9,10,11,13 / 12,14,15
ERP	6,11	0,009	3-13 / 1 / 15 / 14
PET	7,38	0,005	3-15 (exceto 2,7,6) / 2,7 / 6
PS	8,95	0,002	3,5,9,11,13,14,15 / 4,6,10,12 / 2,7,8
SAA	5,77	0,018	2,4,5,9,11-15 / 3,7,8 / 6,10
SAN	4,91	0,033	2,3,7,12-15 / 8,11 / 6,10,9 / 5 / 4
PEAD	4,02	0,044	2,3,5-15 / 4

Fonte: Elaborada pela autora.

O teste de Tukey B apresentou subconjuntos homogêneos apenas para os polímeros com diferenças significativas ($p < 0,05$).

APÊNDICE C – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO

Tabela 9 – Resultados dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Concentração (mg/L)
Cor Aparente	39033,33
Turbidez	12375,00
Nitrogênio Total	1888,32
Nitrogênio Ammoniacal	1627,12
COT Bruto	4210,00
COT Filtrado	2780,00
Fósforo	219,41
Alcalinidade Total	7700,00
DQO	5634,24
DBO	1500,00

Fonte: Elaborada pela autora.