UNIVERSIDADE FEDERAL DO SUL DA BAHIA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

RAIANE SILVA DA CRUZ

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

PORTO SEGURO

2024

RAIANE SILVA DA CRUZ

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais da Universidade Federal do Sul da Bahia e do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, com vistas à obtenção do título de mestra em Ciências e Tecnologias Ambientais.

Orientador(a): Prof Dr. Silvio Tarou Sasaki

PORTO SEGURO

2024

Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)
Sistema de Bibliotecas (SIBI)

C957a Cruz, Raiane Silva da, 1994 -
Avaliação da contaminação por microplásticos em estação de tratamento de água. / Raiane da Silva da Cruz. – Porto Seguro, 2024.
78 f.

Orientador: Prof. Dr. Silvio Tarou Sasaki
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Sul da Bahia. Centro de Formação em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Campus Sosígenes Costa.

1. Resíduos Plásticos. 2. Água Potável. 3. Poluição. 4. Meio Ambiente. 5. Saúde Humana. I. Sasaki, Silvio Tarou. II. Título.

CDD – 363.7394

Elaborado por Lucas Sousa Carvalho - CRB-5/1883

ATA DE DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO NO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Aos 22 dias do mês de Fevereiro do ano de 2024, às 09h00, via webconferência, por meio da sala virtual com link de transmissão https://meet.google.com/mvf-qjhv-ohq, reuniram-se os membros da banca examinadora composta pelos docentes Dr. SILVIO TAROU SASAKI (orientador e presidente da banca), Dra. ALESSANDRA LARISSA D' OLIVEIRA FONSECA (membra externa ao Programa e a UFSB), Dra. TATIANE COMBI (membra externa ao Programa e a UFSB) e Dr. MARIO MARQUES DA SILVA JUNIOR (membro interno ao Programa), a fim de arguirem a mestranda **RAIANE SILVA DA CRUZ** na defesa de sua dissertação de mestrado, cujo trabalho de pesquisa intitula-se "**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**". Aberta a sessão pelo presidente da mesma, coube à candidata, na forma regimental, expor o tema de sua dissertação, dentro do tempo regulamentar, sendo em seguida questionada pelos membros da banca examinadora, tendo dado as explicações que foram necessárias. Após reunião em sessão secreta, os/as membros/as da banca consideraram a dissertação:

( ) Aprovada com Louvor (x) Aprovada ( ) Reprovada

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
SILVIO TAROU SASAKI
Data: 22/02/2024 12:29:46-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dr. SILVIO TAROU SASAKI
(UFSB/PPGCTA)
Orientador e Presidente da banca

Documento assinado digitalmente
Alessandra Larissa D Oliveira Fonseca
Data: 23/02/2024 14:37:11-0300
CPF: ***.350.779-**
Verifique as assinaturas em https://v.ufsc.br

Dra. ALESSANDRA LARISSA D' OLIVEIRA FONSECA
(UFSC)
Membra externa ao Programa e a UFSB

Documento assinado digitalmente
TATIANE COMBI
Data: 27/02/2024 11:39:53-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dra. TATIANE COMBI
(UFPR)
Membra externa ao Programa

Documento assinado digitalmente
MARIO MARQUES DA SILVA JUNIOR
Data: 27/02/2024 13:21:29-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dr. MARIO MARQUES DA SILVA JUNIOR
(UFSB/PPGCTA)
Membra interno

Documento assinado digitalmente
RAIANE SILVA DA CRUZ
Data: 27/02/2024 16:07:36-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

RAIANE SILVA DA CRUZ
Nome da discente

Porto Seguro, 22 de Fevereiro de 2024.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força e sustentação a cada fase no caminho trilhado e a cada desafio enfrentado.

Agradeço a mim, pela perseverança, dedicação e comprometimento, superando desafios e obstáculos que resultaram no hoje.

Aos meus familiares, em especial minha mãe Nida, meu avô Ananias (in memoriam) e minha vó Dó (in memoriam), e meus irmãos Filipe e Henrique, por me apoiarem na minha trajetória com muito apoio, suporte e confiança.

Agradeço a Silvio Tarou Sasaki pela orientação ao longo de todo o processo, compartilhando seus conhecimentos, oferecendo suporte técnico e acadêmico e me motivando a buscar sempre o melhor.

Agradeço ao professor Allison Gonçalves pelo suporte na execução dos métodos aqui apresentados.

Agradeço a todos os/as professores(as) que me ajudaram e compartilharam seus conhecimentos durante todo o curso, contribuindo para o meu desenvolvimento pessoal e profissional.

A todos os profissionais do IFBA e UFSB que juntos contribuíram para um ambiente de estudo adequado, seguro e com suporte social.

A Embasa pelo acesso e suporte na estação de tratamento de água para coleta das amostras.

Expresso minha gratidão àqueles que me apoiaram direta ou diretamente durante a trajetória, amigos, colegas e todos(as) que contribuíram para essa conquista, e não seria possível ter chegado até aqui sem o esforço conjunto de cada um de vocês.

Por fim, agradeço também ao IFBA, UFSB e a Capes pelo apoio financeiro e institucional.

"É o meu desejo mais sério que alguns de vocês continuem a fazer o trabalho científico e mantenham a ambição e a determinação de fazer uma contribuição permanente para a ciência."

Marie Curie

CRUZ, Raiane Silva. Avaliação da contaminação por microplásticos em estação de tratamento de água. Projeto de dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Sul da Bahia; Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Porto Seguro, 2024.

RESUMO

O microplástico (MP) é categorizado como uma nova classe de contaminantes, com origem proveniente de fontes industriais e do processo de fragmentação do plástico que resulta em partículas menores, tornando-se um poluente persistente. No meio ambiente o MP pode ter vários efeitos negativos nos ecossistemas e na saúde humana, devido à sua hidrofobicidade, podendo adsorver poluentes orgânicos, incluindo poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais pesados. Espera-se que o tratamento convencional de água potável forneça uma barreira eficaz para uma ampla gama de tamanhos de partícula, uma vez que a presença de microplásticos pode ter implicações para a toxicidade. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi investigar a presença de MP em amostras de água submetidas ao tratamento convencional no município de Porto Seguro - BA. Foram coletadas cinco réplicas de amostras de água (500 mL) de cada fase da estação de tratamento de água (ETA). Uma otimização do método de separação por densidade foi realizada em laboratório, utilizando soluções saturadas de cloreto de sódio (NaCl) para ajuste de densidade que permitisse a extração dos seis principais tipos de polímeros mais utilizados na atualidade. Amostras da ETA de água bruta e fase de floculação foram submetidas a separação por densidade para extração de MP, e posteriormente todas as amostras foram filtradas a vácuo, realizando a identificação com estereomicroscópio e caracterização dos polímeros por espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR). Na otimização do método, resultados evidenciam uma taxa de recuperação global de 80 %, mostrando-se eficiente sua aplicação, mesmo nos polímeros de maiores densidade (PET e PVC), alcançando uma recuperação média entre de 75 % e 71 %, respectivamente. Fragmentos e fibras foram identificados em todas as amostras de água da ETA com concentração variando de 5 a 1890 fragmentos e de 0 a 6 fibras por amostra. Amostras de água bruta apresentaram elevadas concentrações de partículas, com total de 5.781 fragmentos e 13 fibras, variando 708 a 1460 fragmentos por amostra, com uma média de 3 partículas/mL. A caracterização das partículas evidenciou a presença de PVC, PEBD, PP e PS. Na presença de coagulantes e formação de flocos, a fase de decantação alcançou alta eficiência de remoção em 94%, passando de uma média de 1432 para 93 fragmentos. Amostras de água da fase desinfecção, adequada para distribuição e consumo, apresentaram a menor concentração de MP com média de 24 fragmentos e 5 fibras por amostras e uma eficiência de 57% na remoção de MP. A ETA se mostrou positiva no processo de remoção de partículas, alcançando uma redução total de 98,3 % de fragmentos. O método mostrou uma resposta significativa para todos os polímeros analisados, abrangendo as diferentes densidades com o emprego de solução saturada (1,4 g/mL), contribuindo para análises e extrações de microplásticos na complexidade da contaminação ambiental. De forma geral, os processos do tratamento convencional da água, apresentaram alta eficiência na remoção de impurezas, incluindo MP.

Palavras-chave: resíduos plásticos; água potável; poluição; meio ambiente; saúde humana.

CRUZ, Raiane Silva. **Evaluation of contamination by microplastics in a water treatment station.** Dissertation (Master's in Environmental Science & Technology) – Universidade Federal do Sul da Bahia; Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Porto Seguro, 2024.

ABSTRACT

Microplastic (MP) is categorized as a new class of contaminants, originating from industrial sources and the plastic fragmentation process that results in smaller particles, becoming a persistent pollutant. In the environment, PM can have several negative effects on ecosystems and human health, due to its hydrophobicity, being able to adsorb organic pollutants, including persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals. Conventional drinking water treatment is expected to provide an effective barrier for a wide range of particle sizes, as the presence of microplastics may have implications for toxicity. In this context, the objective of this work was to investigate the presence of PM in water samples subjected to conventional treatment in the city of Porto Seguro – BA. Five replicates of water samples (500 mL) were collected from each phase of the water treatment plant (WTP). An optimization of the density separation method was carried out in the laboratory, using saturated sodium chloride (NaCl) solutions to adjust the density to allow the extraction of the six main types of polymers most used today. Samples from the raw water ETA and flocculation phase were subjected to density separation for MP extraction, and subsequently all samples were vacuum filtered, identifying with a stereomicroscope and characterizing the polymers by Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). When optimizing the method, results show an overall recovery rate of 80 %, showing its application to be efficient, even in higher density polymers (PET and PVC), reaching an average recovery of between 75% and 71%, respectively. Fragments and fibers were identified in all ETA water samples with concentrations ranging from 5 to 1890 fragments and from 0 to 6 fibers per sample. Raw water samples showed high concentrations of particles, with a total of 5,781 fragments and 13 fibers, ranging from 708 to 1460 fragments per sample, with an average of 3 particles/mL. The characterization of the particles showed the presence of PVC, LDPE, PP and PS. In the presence of coagulants and floc formation, the decantation phase achieved a high removal efficiency of 94%, going from an average of 1432 to 93 fragments. Water samples from the disinfection phase, suitable for distribution and consumption, showed the lowest concentration of PM with an average of 24 fragments and 5 fibers per sample and an efficiency of 57% in PM removal. ETA proved to be positive in the particle removal process, achieving a total reduction of 98.3% of fragments. The method showed a significant response for all polymers analyzed, covering different densities with the use of a saturated solution (1.4 g/mL), contributing to the analysis and extraction of microplastics in the complexity of environmental contamination. In general, conventional water treatment processes showed high efficiency in removing impurities, including PM.

Keywords: plastic waste; potable water; pollution; environment; human health

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estação de tratamento de água da Embasa no município de Porto Seguro – BA...31
Figura 2 – Processo de tratamento de água da ETA de Porto Seguro – BA.....33
Figura 3 – Sistema de amostragem: Coleta de água (A); Local de coleta (B).....33
Figura 4 – Microplásticos utilizados no ensaio de recuperação.....35
Figura 5 – Ensaio de extração de microplásticos através da separação por densidade.....36
Figura 6 – Pastilhas de KBr e polímeros utilizados nos ensaios.....38
Figura 7 – Etapas do método de pesquisa.....39
Figura 8 – A) Identificação microscópica; B) Contagem de partículas Image J.....40
Figura 9 – Massa recuperada (%) dos tipos de polímeros 46
Figura 10 – Espectros de FTIR médio dos MP analisados.....47
Figura 11 – Microplásticos extraídos das amostras da estação de tratamento de água.....50
Figura 12 – Média dos fragmentos e fibras identificados nas amostras de água da ETA.....52
Figura 13 – Eficiência de remoção de microplásticos (MP) na estação de tratamento de água (ETA) do município de Porto Seguro – BA.....54
Figura 14 – Grupo de polímeros identificados por FTIR médio.....56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Identificação e Simbologia de Resinas – ABNT NBR 13230:2008.....18
Tabela 2 – Taxa de recuperação (%) e densidade (g/ml) de microplásticos utilizados no ensaio de recuperação.....44
Tabela 3 – Bandas características de polímeros utilizados ensaio de recuperação da separação por densidade.....49
Tabela 4 – Concentração de partículas em amostras de água da ETA da Embasa em Porto Seguro - BA.....51

LISTA DE SIGLAS

ABIPLAST	Associação Brasileira da Indústria do Plástico
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
EMBASA	Empresa Baiana de Águas e Saneamento S. A
ETA	Estação de Tratamento de Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISO	International Organization for Standardization
MP	Microplásticos NBR Norma Brasileira
NaCl	Cloreto de Sódio
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PET	Politereftalato de etileno
PL	Polímeros
POP	Poluente orgânico persistente
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PVC	Policloreto de vinila
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre o Saneamento
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para Infância
WEF	World Economic Fórum

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 17

2.1 Definição e classificação do plástico 17

2.2 Produção do Plástico 19

2.3 Microplásticos 21

2.4 Microplásticos e Meio Ambiente 23

2.5 Microplásticos e o potencial risco à saúde humana 26

2.6 Microplásticos na água potável 27

3 OBJETIVOS 30

3.1 Objetivo geral 30

3.2 Objetivos específicos 30

4 MATERIAL E MÉTODOS 31

4.1 Área de Estudo 31

4.2 Amostragem 33

4.3 Controle Positivo: otimização do método de separação por densidade 34

4.3.1 Preparação dos materiais de plástico a usar nos ensaios de recuperação 34

4.3.2 Preparação da solução e ensaios de recuperação 36

4.3.3 Cálculo de recuperação de microplásticos 37

4.3.4 Determinação da identidade química dos polímeros 37

4.4 Extração de MP das amostras de água da estação de tratamento 38

4.4.1 Análise microscópica e quantificação de partículas 40

4.5 Controle de qualidade analítica 41

4.6 Análise de dados 41

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 43

5.1 Controle de contaminação 43

5.2 Eficiência do método de separação por densidade 43

5.3 Confirmação da identidade química dos microplásticos aplicados no método 47

5.4 Ocorrência de microplásticos na água de estação de tratamento convencional 49

5.5 Eficiência de remoção de microplásticos no tratamento convencional de água. 53
5.6 Caracterização de MP por FTIR médio 55
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS 58
7. PERSPECTIVAS E LIMITAÇÕES 59
6 REFERÊNCIAS 61
7 APÊNDICEs.....74
8 ANEXO 78

1 INTRODUÇÃO

A produção massiva de plásticos e sua tendência crescente de fabricação, coloca-os em uma posição importante na contribuição para economia global, uma vez que são altamente flexíveis e universalmente aplicáveis (CEN ISO / TR 21960). No entanto, aspectos positivos e negativos giram em torno desses materiais.

No cotidiano, as embalagens plásticas podem reduzir o desperdício de alimentos através do prolongamento da vida útil, bem como diminuir o consumo de combustível para transporte, reduzindo o peso da embalagem (WEF, 2016). Na economia do Brasil, a produção do plástico está entre os 10 setores que mais empregam na indústria de transformados, com uma média de 360.000 trabalhadores, contribuindo com um aumento de R$ 1,3 milhão no produto interno bruto - PIB (Abiplast, 2020; Abiplast, 2022).

Em contrapartida a poluição por plásticos pode surgir em todos os estágios do ciclo de vida e existem diversos fatores, como infraestruturas de gestão de resíduos inadequadas ou ineficientes, gestão inadequada de produtos plásticos, bem como a gestão ineficiente de águas residuais (CEN ISO / TR 21960).

No Brasil, essa problemática é agravada por um cenário onde dos 6,7 milhões de toneladas de plásticos produzidos no ano, apenas 23,4% são redirecionados para reciclagem (Abiplast, 2022), desencadeando uma grande geração de resíduos que reflete em impactos ambientais decorrente da destinação e disposição inadequada. Apresentando um risco à saúde humana e aos recursos naturais devido a variedade de produtos químicos presentes em sua composição (Lee *et al.*, 2023). Uma vez mal administrados, os resíduos plásticos passam por diversas fases de degradação, e ao se decompor em detritos plásticos cada vez menores sob a influência do intemperismo (Queiroz, 2022), o próprio polímero pode não necessariamente se degradar totalmente.

O microplástico (MP) surge como uma nova classe de contaminantes, definido pelo Relatório Técnico CEN ISO / TR 21960 como qualquer partícula sólida de plástico insolúvel em água com qualquer dimensão entre 1 μm e 5.000 μm. Sua origem se dá através de fontes na produção industrial e do processo de fragmentação do plástico que resulta em partículas menores, tornando-se um poluente persistente e onipresente no meio ambiente (OMS, 2019).

MPs de fonte da produção industrial, são classificados como de origem primária, fabricados intencionalmente em faixa de tamanho específica, nomeados de microesferas, e

utilizados na aplicação em diversos meios de produção. Em escala micrométrica, estão presente em produtos principalmente, da indústria cosmética, como creme dental, esfoliantes, glitter e perfumaria (Belo *et al.,* 2021). Atualmente, os MPs são proibidos na fabricação de produtos de higiene pessoal, em diversos países, como Estados Unidos, Canadá, Coréia do Sul, Nova Zelândia, Itália e Reino Unido (Lee *et al.*, 2023). No Brasil, os MPs são proibidos na fabricação de produtos em indústrias do estado do Rio de Janeiro, amparada pela lei estadual 8090/2018, e a nível nacional há no congresso um projeto de lei em análise (6528/2016) para esse fim.

Existem ainda os MPs classificados como secundários, formados pelo processo de fragmentação de itens plásticos, devido ao seu desgaste (Schymansky *et al*., 2021), provenientes de várias atividades do cotidiano, como lavagem de roupas de fibras sintéticas, desgaste de pneus, poeira urbana e descarte inadequado de embalagens.

Partículas microplásticas menores que 130 μm de diâmetro possuem o potencial de se translocar para os tecidos humanos, desencadeando uma resposta imune localizada e liberando monômeros, produtos químicos tóxicos adicionados durante o processo de produção do plástico e poluentes adsorvidos do meio ambiente, incluindo metais e poluentes orgânicos persistentes (Wright; Kelly, 2017). O potencial risco associado à exposição ao MP ainda é desconhecido, dificultado pela complexidade de sua distribuição e concentração nas matrizes ambientais. Cenário que tem levado ao crescimento de estudos que contribuam para avaliação dos ricos associados a saúde humana e o meio ambiente (Koelmans *et al.,* 2019).

Diversos estudos da presença de MP em diferentes matrizes ambientais já evidenciam um panorama de contaminação: água de consumo (Kosuth *et al.,* 2018; Mintenig *et al.,* 2019; Jung *et al.,* 2022; Cherniak *et al.* 2022), águas de fonte superficiais e subterrâneas (Egessa *et al*., 2020; Dahms, Rensburg; Greenfield, 2020; Olivatto, 2017), no ar (Kaia; Yurtsever; Bayraktar, 2018; O'Brien *et al.,* 2020; Allen *et al*., 2021), em microrganismos (Van Cauwenberghe; Janssen, 2014), em peixes (Belo *et al.,* 2021), no pulmão (Lourenço *et al*., 2021), na placenta (Ragusa *et al.,* 2021) e no sangue humano (Leslie*et al.,* 2022), mas que ainda carecem de maior investigação cientifica.

Na exposição diária, os possíveis meios de entrada são as vias respiratórias através da presença de microplásticos presentes no ar (López *et al.,* 2023) e por meio da ingestão direta através da água (OMS, 2019) e alimentos (La Torre, 2019), variando pela influência de fatores, como as propriedades inerentes dos microplásticos, ou seja, sua densidade, tamanho e forma.

No que tange o acesso à água potável, para além de facilitar o acesso, ou ampliar a cobertura dos sistemas de abastecimento, é fundamental garantir que a água fornecida atenda aos requisitos de qualidade para os usos a que se destinam (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019). No Brasil a Portaria de Consolidação nº 888/2021 do Ministério da Saúde dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, que incluem padrões físico-químicos e bacteriológicos, sem menção referente ao controle de poluição por partículas de plásticos.

No processo de tratamento convencional de água, um conjunto de etapas é essencial para um tratamento completo e eficaz. A coagulação e floculação são etapas nas quais as impurezas presentes na água são agrupadas através da ação de coagulantes. Em seguida, ocorre a decantação, onde os flocos formados são separados pela ação da gravidade, encaminhando a água para a fase de filtração, capaz de remover as impurezas ainda presentes na água. Prosseguindo na ação contra microrganismos patogênicos, há a fase de desinfecção, onde é utilizado um agente químico desinfetante (Ministério da Saúde, 2006; Brasil, 2016).

Estudos como (Pivokonsky *et al.* 2018; Kirsteina *et al.* 2021; Li *et al.* 2021; Wu, Zhang, Tang, 2021) desenvolvidos na República Tcheca, Suécia, Londres e China, já identificaram a presença de microplásticos na água potável. Espera-se que o tratamento convencional de água potável forneça uma barreira eficaz para uma ampla gama de tamanhos de partículas, visto que a presença de microplásticos pode ter implicações para a toxicidade e eficácia no tratamento de água potável, uma vez que essas partículas apresentam grande capacidade de adsorver metais e outros contaminantes (Brennecke *et al.* 2016).

Embora os impactos potenciais dos microplásticos na água potável em humanos ainda não sejam totalmente compreendidos, os microplásticos atraem a preocupação de saúde pública quando são consumidos por humanos através de sistemas de água potável (Shen *et al.*, 2020). Para compreender o potencial toxicológico dessas partículas, se faz necessário a ampliação de investigação, na busca de enriquecer uma base de dados que preencham lacunas, contribuindo nas análises dos potenciais riscos à saúde humana, bem como seu grau de poluição. Além de contribuir para o aprimoramento da legislação, bem como para o acesso do conhecimento para pesquisadores e sociedade civil.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Definição e classificação do plástico

O termo plástico possui origem grega: *plassein*, que indica a característica de mudanças em sua forma física (Teixeira; Cirino; Lino, 2017). Dessa forma, o nome plástico passou a ser atribuído para todos os materiais que diante de uma reação química podiam ser moldados. Em 1920, o químico alemão Hermann Staudinger mostrou que os polímeros são constituídos de moléculas orgânicas em forma de longas cadeias formadas a partir de moléculas menores, definidas como monômeros. A reação pela qual estas moléculas se ligam para formar um polímero é definida como polimerização (Blass, 1985).

A polimerização é um processo químico no qual monômeros, moléculas pequenas e reativas, se unem para formar macromoléculas chamadas polímeros. Existem dois tipos principais de polimerização: adição e condensação (Hasirci; Hasirci, 1990). Na polimerização por adição, ocorre mecanismo de crescimento em cadeia, os monômeros se ligam por reações em cadeia, geralmente iniciadas por um iniciador, formando longas cadeias repetitivas sem perda de átomos, tendo polímeros como o polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) e policloreto de vinila (PVC) (Canevarolo, 2002). Na polimerização por condensação, ocorre o crescimento gradual, os monômeros se unem liberando pequenas moléculas, como água, ao formarem ligações poliméricas, resultando em polímeros como o nylon e poli tereftalato de etileno (PET) (Canevarolo, 2002) (Pang; Kotec; Tonelli, 2006). Em ambos os casos, o processo pode ser controlado para produzir polímeros com propriedades específicas, variando os tipos de monômeros e as condições de reação.

Os polímeros podem ser classificados de diferentes formas, podendo ser naturais ou sintéticos. Os polímeros naturais são aqueles presentes nos animais e vegetais, nomeadas também de biomoléculas, podendo ser em três classes: carboidratos, lipídios e proteínas, como a celulose, caseína e o látex natural. Os polímeros sintéticos envolvem vários processos químicos (Rossi *et al.*, 2005), que com o aperfeiçoamento das tecnologias de transformação tornou-se um grupo vasto de compostos, presentes em grande escala no cotidiano na forma de embalagens descartáveis.

Embora os plásticos já existam há mais de cem anos, ainda são considerados modernos quando comparados a outros materiais (Teixeira; Cirino; Lino, 2017). Segundo a WWF (2019) existem mais de 30 tipos de plásticos. Apesar da grande variedade de plásticos, apenas seis tipos (Tabela 1) representam cerca de 90% do total (Rossi *et al.*, 2005), onde grande parcela são de uso único, tornando-se uma problemática em decorrência da deficiência no manejo e gerenciamento destes materiais.

Tabela 1. Identificação e Simbologia de Resinas – ABNT NBR 13230:2008

Sigla	***Polímero***	***Símbolo***	***Aplicações***	***Densidade (g cm-3)***
PET	Poli (tereftalato de etileno)	1 PET	Garrafas, fibra têxtil.	1,37 - 1,39
PEAD	Polietileno de alta densidade	2 PEAD	Sacolas de supermercado, sacos de lixo, isolantes de cabo.	0,95 - 0,96
PVC	Policloreto de vinila	3 PVC	Couro artificial, tubos, mangueiras, materiais hospitalares.	1,16 - 1,41
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade	4 PEBD	Sacolas de supermercado, embalagem de detergente, engradados de bebidas.	0,92 - 0,94
PP	Polipropileno	5 PP	Seringas descartáveis, carpetes e peças de automóveis.	0,90 – 0,91
PS	Poliestireno	6 PS	Brinquedos, espuma, parte interna da porta da geladeira.	1,05 – 1,07

Fonte: *Adaptado* (Brydson, 1999); (NBR 13230).

O plástico apresenta uma variedade de produtos químicos que são adicionados em sua composição no processo de produção, sendo a maioria derivados de petróleo bruto não

renovável, os monômeros mais perigosos, 1,3-butadieno, cloreto de vinil, estireno, dioxinas e o bisfenol A, enquadrados nas classes de carcinogênicos e possíveis carcinogênicos, são utilizados na produção de respectivos grupos de polímeros, como o PVC, PS (Lither; Larsson; Dave, 2011), características que tornam o plástico um risco a saúde humana e de ecossistemas (Rodrigues *et al.* 2019; Seewoo et al., 2023).

Em decorrência de suas características e grande escala de produção e descarte, se faz necessário estratégias de mitigação da problemática, onde se destaca o processo de reciclagem, para além disso, a redução no consumo ainda é essencial (Brasil, 2010). Para facilitar na utilização e direcionamento de mitigação adequada, foi criada no ano de 1994 pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) a NBR 13230 aprimorada e em vigor nova versão desde 2008, onde estabelece os símbolos para identificação das resinas termoplásticas utilizadas na fabricação de embalagens e acondicionamento plásticos, visando auxiliar na separação e posterior reciclagem dos materiais de acordo com a sua composição (ABNT, 2008).

2.2 Produção do Plástico

O plástico é o principal material que compõe a economia de consumo moderna, apresentando características que o tornam essencial no mercado. A indústria do plástico foi intensificada nos anos 30 através da implantação da moldagem automática e aprendizado na fabricação do poliestireno, polímeros acrílicos e o PVC a partir do petróleo, resultando na redução do custo final do produto, aumentando a acessibilidade e assim conquistando mais consumidores (ABIPLAST, 2020).

A fabricação do plástico no Brasil foi iniciada no ano de 1949 pela Bakon S.A, localizada em São Paulo, na qual, era produzido o poliestireno (PS), polímero aplicado em diversas áreas devido às suas características, podendo ser rígido, transparente e até transformado em espuma (Miranda; Mello; Zogaib, 2018), um material versátil para embalagens de proteção e recipientes para alimentos (Coles, 2009).

Desde 1964, a produção de plástico aumentou 20 vezes, com uma produção mundial de 9,2 bilhões de toneladas entre os anos de 1950 a 2017 e produção anual estimada em 400 milhões de toneladas (Zamora *et al.*, 2020).

Frente aos impactos gerados pela indústria do plástico, este também se apresenta de forma positiva na sociedade, contribuindo para produtividade de recursos, como a diminuição do desperdício de alimentos através do prolongamento da vida útil (WEF, 2016), na economia chega a ser o 4º maior empregador da indústria de transformados no Brasil, com uma média de 326.759 trabalhadores, contribuindo com um aumento de R$ 1,3 milhão no produto interno bruto - PIB (ABIPLAST, 2020). A problemática que gira em torno dessa indústria se dá pelas consequências geradas através da quantidade elevada de produção que não é devidamente tratada em sua fase de descarte, refletindo em um país que ocupa o quarto lugar mundial quando o assunto é resíduos plásticos (Zamora *et al.*, 2020).

A produção do plástico é distribuída na atualidade em duas categorias: os de fontes renováveis que vem sendo ampliado no mercado pelo objetivo de melhorias na degradação através de biopolímeros, nestes estão inseridos os bioplásticos e plástico biodegradável, derivados de fontes vegetais que ao término de seu ciclo de vida sofre processo de compostagem em até 180 dias pela ação de microrganismos (ABIPLAST, 2020), e, os de origem fóssil, responsável pelo processamento de plásticos convencionais, tendo o petróleo como matéria prima utilizada em grande escala no processo de produção do plástico, representando cerca de 6% do consumo global de petróleo (WEF, 2016), que além de não renovável apresenta elevado grau de impacto na emissão de carbono para o meio ambiente que se torna exponencialmente 16 mais significativo com o aumento projetado do consumo, tais impactos também intensificam a degradação ambiental, uma vez que a matéria prima é encontrada em grandes profundidades, necessitando de perfuração de rochas para chegada na superfície terrestre (Gurgel *et al.*, 2013).

O processo de produção dos plásticos convencionais constitui a terceira geração da cadeia petroquímica. A primeira geração é constituída da obtenção da matéria prima, Nafta petroquímica, um derivado do petróleo originado na fase de destilação fracionada em uma refinaria (PETROBRAS, 2011). Esse procedimento envolve a separação de petróleo bruto pesado em grupos mais leves, chamados frações, onde, cada fração é uma mistura de cadeias de hidrocarbonetos os quais diferem entre si em termos de tamanho e da estrutura das suas moléculas.

A segunda geração envolve a indústria produtora de resinas termoplásticas, dividida em duas grandes categorias: os termoplásticos, que quando submetidos a determinada pressão e temperatura podem ser moldados várias vezes, definidos como materiais recicláveis, e, os termofixos que sofrem reações químicas em sua moldagem, o que impede uma nova fusão, logo, não podem ser reciclados (ABIPLAST, 2020).

A terceira geração abrange a indústria de transformação, fase de fabricação dos produtos plásticos para o consumidor final. Apresentando produção alinhadas às características de consumo, estando entre os mais usados na atualidade, o polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinil (PVC), politereftalato de etileno (PET), poliestireno (PS) e o poliestireno expandido (PS) (Zamora *et al.*, 2020).

Deficiências nos padrões e coordenação na cadeia de produção do plástico permitiu uma proliferação desordenada de materiais, rotulagem, formatos e sistema de triagem e reprocessamento como matéria prima, que coletivamente dificultam o desenvolvimento de mercado eficazes, gerando uma economia com elevada fragmentação (Komatsu, 2017).

As indústrias fabricam numerosos produtos para satisfazer as necessidades humanas, mas, ao mesmo tempo, geram muitos subprodutos perigosos como emissões, efluentes e resíduos, que se dispersam no ambiente, provocam mudanças na qualidade ambiental e afetam a saúde de seres humanos, animais, plantas e ecossistemas (Cardoso *et al.*, 2009).

Estratégias de mitigação dos impactos provenientes da geração de resíduos plásticos têm crescido e sendo discutidos por órgãos governamentais e organizações da sociedade civil, entretanto, iniciativas como a introdução do símbolo de reciclagem apesar de essenciais, se mostram ineficientes na prática, onde apenas 14% das embalagens plásticas são coletadas para reciclagem, evidenciando que a melhor solução ainda é a diminuição de produção e consumo (WEF, 2016).

2.3 Microplásticos

O MP é categorizado como uma nova classe de contaminantes, definido pelo Relatório Técnico CEN ISO / TR 21960 como qualquer partícula sólida de plástico insolúvel em água com qualquer dimensão entre 1 μm e 1.000 μm. Sua origem se dá através de fontes industriais e do processo de fragmentação do plástico que resulta em partículas menores, tornando-se um poluente persistente e onipresente no meio ambiente (OMS, 2019).

O termo microplástico foi abordado, pela primeira vez, no ano de 1968 através de uma publicação feita pelo Laboratório de Materiais das Forças Aéreas dos Estados Unidos da América para descrever a deformação sofrida pelos plásticos como resposta à uma carga aplicada (Crawford; Quinn, 2017). Na literatura o termo foi inserido no ano de 2004, através

do pesquisador britânico Richard Thompson e colaboradores, que buscaram quantificar a abundância de MP em sedimentos de praias e estuários no Reino Unido.

No que tange sua classificação, estes podem ser de origem primária e secundária. Os MPs primários têm sua fonte nas indústrias, produzidos já em escala micrométrica, estando presentes em diversos produtos, principalmente da indústria cosmética, como creme dental, esfoliantes, glitter e perfumaria (Belo *et al.*, 2021). Para além disso, os MPs são utilizados como matéria prima para a fabricação de novos materiais plásticos, os chamados *pellets*, grânulos plásticos de formato esférico ou cilíndrico com tamanhos de 1 a 5 milímetros (Ribeiro, 2019), que tornam potenciais poluentes ambientais através do processo de perda nos setores de produção, transporte e transformação, sendo conduzido para o meio ambiente.

Os MPs secundários são oriundos do processo de fragmentação de itens plásticos, devido ao seu desgaste (Schymanski *et al.*, 2021), tendo como principais fontes as embalagens de uso único de consumo diário, construção civil, equipamentos e alimentos (Zamora, *et al.*, 2020). Para além destas, as fibras utilizadas por têxteis sintéticos, como exemplo da poliamida e poliésteres que são liberadas fibras desde o processo de produção na indústria da moda, até o processo de lavagem através do consumidor final (Pinlova; Hufenus; Nowack, 2022).

A complexidade dos MPs se dá a sua diversidade de tipos, fontes, formatos e composição, variando seu grau de toxicidade e impacto no meio ambiente, frente a um cenário onde metade de todo plástico é utilizado para criar produtos descartáveis com vida útil menor de três anos.

Os problemas associados aos impactos do MPs sobre o meio ambiente e a saúde humana é intensificado em decorrência da composição do plástico na fase de processamento, onde são frequentemente utilizados aditivos químicos, como plastificantes, retardadores de chamas e corantes com a finalidade de melhorar propriedades específicas, ocorrendo a liberação de tais componentes através de abrasão e até no processo de reciclagem (Zamora, *et al.*, 2020). Para além disso, sua persistência é o que o faz prejudicial, uma vez que o plástico apresenta uma grande diversidade de composição de cadeias moleculares, dificultando o processo de degradação em um curto período de tempo (Torres *et al*., 2021)

Diversos fatores ambientais atuam nos materiais plásticos gerando detritos como os MPs. A fase inicial é da fotodegradação, devido à incidência de radiação solar e à exposição ao vento. Quando em contato com ambientes aquáticos estes, podem sofrer hidrólise, e quando submetidos a determinadas temperaturas podem sofrer degradação térmica ou termo-oxidativa (Andrady, 2017). Este ciclo de degradação ocorre continuamente no meio ambiente,

resultando em partículas com dimensões nanométricas denominadas nanoplásticos (SAPAE, 2019).

Quando analisados, os MPs podem ser divididos em cinco grupos de acordo com sua morfologia: microesferas, fragmentos com bordas irregulares, fibras de fios plásticos uniformes fibrosos ou finos, grânulos com formatos variados, ovóides ou mesmo retangulares e espuma de isopor (Zhu *et al.*, 2019).

Os tipos de MPs mais abundantes no meio ambiente, estão associados às características de consumo e práticas de gerenciamento e manejo dos resíduos sólidos no meio, sendo os mais utilizados na atualidade o polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinil (PVC), politereftalato de etileno (PET), poliestireno (PS) e o poliestireno expandido (PS) (Zamora *et al.*, 2020).

Ainda são escassas as informações que permitam compreender o ciclo de vida dos MPs, todas as suas etapas de desintegração, dispersão no meio ambiente, bem como seu grau de toxicidade. As bases de dados existentes são muitas vezes baseadas em modelagem, não havendo dados suficientes para validar com precisão modelos de estimativas (OMS, 2019).

2.4 Microplásticos e Meio Ambiente

A poluição por plásticos pode surgir em todos os estágios do seu ciclo de vida e existem diversas causas, como infraestruturas de gestão de resíduos inadequadas ou ineficientes, gestão inadequada de produtos plásticos, bem como a gestão ineficiente de águas residuais (CEN ISO / TR 21960).

Para a grande maioria dos itens de plástico, mesmo que eles se desintegram ao se decompor em detritos plásticos cada vez menores sob a influência do intemperismo (Queiroz, 2022), o próprio polímero pode não necessariamente se degradar totalmente em compostos químicos naturais .A contaminação do meio ambiente com detritos plásticos é um dos maiores problemas ambientais da atualidade que afeta a sociedade, tendo sacolas plásticas, itens descartáveis de uso único e microesferas como as três fontes principais de poluição plástica, descritos como itens de maior consumo no mundo (Zamora, *et al.*, 2020).

Uma vez mal administrados, os resíduos plásticos passam por diversas fases de degradação. As emissões dos MPs ocorrem em todos os ecossistemas ambientais, incluindo ar, solo, água doce e oceano. Os processos de transporte subsequentes podem redistribuir os

plásticos emitidos entre os ecossistemas, normalmente causando um fluxo da terra para os rios e para o mar (Kooi *et al.*, 2016).

Estudos desenvolvidos nos últimos anos já confirmam a presença de MP em diversos ecossistemas, desde ambientes de maior exposição como águas superficiais (Olivatto, 2017), o solo (Ya *et al*., 2021; Feng *et al*., 2020) e o ar (Kaia; Yurtsever; Bayraktar, 2018; O'Brien *et al*. 2020; Allen *et al*., 2021), até ambientes onde a probabilidade de contaminação deveria ser reduzida, como as águas subterrâneas, onde um estudo realizado por Mintenig *et al.* (2019) detectou 5 tipos de polímeros, prevalecendo o poliéster.

A liberação de MPs no meio ambiente pode ter vários efeitos negativos nos ecossistemas e na saúde humana, devido à sua hidrofobicidade, podendo adsorver poluentes orgânicos, incluindo poluentes orgânicos persistentes e metais pesados, tornando-se vetores de produtos químicos perigosos (Torres *et al*., 2021; Fisner *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2015).

Diferentes autores relatam a presença de poluentes adsorvidos em MPs, como a prata com um elevado potencial ecotoxicológico em organismos aquáticos (Kalciková et al., 2020). Concentrações de produtos farmacêuticos, incluindo antibióticos, compostos citostáticos, cafeína, anticonvulsionantes e nicotina foram detectados adsorvidos em MPs de amostras de praias (Viera *et al.*, 2021). MPs presentes em águas residuais apresentaram concentração de cádmio, chumbo, níquel, indicando que os MPs acumulam e podem atuar como vetores significativos de poluentes metálicos (Lia *et al.*, 2019).

Embora apresente estudos escassos quando comparado com os estudos voltados ao ambiente marinho, o solo possui uma carga grande de poluição por MPs advindo do meio urbano, sendo um dos meios de entrada de micropartículas para o ambiente aquático, entretanto, assim como em outros ambientes de estudo, os métodos analíticos para a detecção de MPs em solos ainda estão sendo aperfeiçoados e padronizados (SAPAE, 2019).

A cada ano, mais de 8 milhões de toneladas de plástico acabam nos oceanos, causando impactos negativos na vida selvagem marinha, pesca e turismo, e custos de pelo menos US $8 bilhões em danos aos ecossistemas marinhos (WEF, 2016). Estima-se que 80% da produção de plásticos que acabam em ambientes marinhos tem origem no fluxo de água que translocam no meio terrestre, podendo variar de acordo com a área geográfica (EIA, 2015). Um estudo demonstrou que Tubarões-frade pode consumir aproximadamente 13.110 MPs por dia e baleias de barbatanas do mediterrâneo aproximadamente 3.653 MPs (Hall *et al*., 2015).

Na água doce as fontes de MP se dão através do escoamento de fontes terrestres, efluentes domésticos e resíduos plásticos mal administrados (OMS, 2019). No meio terrestre as fontes são diversas, associadas às práticas de consumo e uso da terra, detritos de pneus, de

solas de calçados e de tecidos sintéticos que sofrem abrasão, além disso o escoamento agrícola foi identificado como um potencial fonte de MPs de água doce, particularmente onde o lodo de esgoto foi aplicado à terra (Horton *et al.*, 2017). Estudos como (Kay *et al.*, 2018; Kelly *et al.* 2021; Ruffell *et al*., 2021) demonstram como os efluentes domésticos são fontes de alto poluição por MPs para água doce, uma vez que recebem a desintegração de diversos produtos, através da lavagem de roupas, objetos plásticos e microesferas de cosméticos, agravando esse transporte de micropartículas quando o efluente não passa por nenhum processo de tratamento, sendo lançado em seu estado bruto no corpo hídrico. O efluente quando tratado de maneira eficiente pode efetivamente remover grande parcela de partículas, mas uma vez que países de baixa e média renda apresentam apenas 33% da população com acesso a rede de esgoto (OMS, 2019), fica evidente como o estado de vulnerabilidade social e deficiência no saneamento agrava a poluição por MPs.

No ar, os problemas associados à presença de elevadas concentrações de material particulado, já são responsáveis por complicações na saúde humana e alterações do meio ambiente. Se tratando dos MPs, estudos já identificaram a presença no ar em ambientes externos (Dris *et al.*, 2016) e internos (Dris *et al.*, 2017). Tendo como principais fontes de emissão o processo de produção de fios de poliéster, se estendendo para a fase de utilização e principalmente durante a lavagem mecânica (Pinlova; Hufenus; Nowack, 2022). Estudo realizado por Allen *et al.* (2021) identificou micropartículas no ar compostas por polietileno, poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), polietileno tereftalato (PET) e polipropileno (PP). Para além da emissão direta, o transporte de MPs para zonas remotas também já é identificado, estudo realizado por Bergmann *et al.* (2019) evidenciou grandes quantidades de MP na neve coletada de vários locais, desde os Alpes franceses até os icebergs da Groenlândia e a neve do Ártico.

Estudos de campo demonstraram que uma ampla gama de habitats e níveis tróficos possui MPs em seus organismos (Van Cauwenberghe; Janssen, 2014), quando ingeridos pela vida aquática eles bioacumulam e representa um sério risco, gerando estresse patológico e oxidativo, impedimentos reprodutivos, interferência na atividade enzimática e crescimento atrofiado (Auta; Emenike; Fauziah, 2017). Animais de médio porte, como peixes e aves, quando ingerem MPs podem ser levados à morte por subnutrição, pois causam uma falsa sensação de saciedade (Belo *et al.*, 2021). Embora a investigação sobre a ocorrência de microplásticos (MPs) em termos de espécies, tipos de polímeros e concentrações numéricas venha crescendo, ainda existem lacunas na compreensão dos mecanismos e potenciais riscos para a vida dos organismos (SAPAE, 2019), bem como as vias de ingestão de MPs, seja direta

ou indiretamente, são variáveis, necessitando de aprofundamento e padronização nas técnicas de amostragem, pré-tratamento, identificação e quantificação de microplásticos (Chaukura *et al*., 2021).

Frente a problemática da poluição plástica, este, compromete globalmente a qualidade do meio ambiente, a sociedade e a economia. Necessitando de ação integrada para eliminação da má gestão dos resíduos nas regiões com índices altos de ocorrência, especificamente em países de média-baixa e baixa renda. Esses países não são capazes de eliminar sozinhos os resíduos mal administrados, considerando as prioridades de desenvolvimento concorrentes que lutam pelos recursos públicos limitados (WWF, 2019). Para além disso, a reciclagem de materiais plásticos não é suficiente, uma vez que micropartículas são liberadas nesse processo, assim, um conjunto de ações devem ser trabalhadas, incluindo a diminuição na geração dos resíduos plásticos e substituição de plásticos convencionais por plásticos biodegradáveis.

2.5 Microplásticos e o potencial risco à saúde humana

Os riscos associados à ingestão de MPs por seres humanos ainda são incertos, entretanto, por se tratar de partículas originadas da fragmentação de produtos plásticos com ampla variação de compostos químicos em sua composição, vem crescendo os estudos voltados à presença de MPs no organismo, bem como a compreensão do comportamento destes, e, seu potencial toxicológico.

A presença de partículas e fibras microplásticas em diversas matrizes ambientais reflete no grau de exposição e contato do ser humano. Estendendo-se a presença dos MPs nos alimentos e na água de consumo, aumentando o risco de ingestão direta no organismo. Um estudo realizado por Senathirajah *et al*. (2021) estimou que a quantidade de MPs ingeridas pelo ser humano é da ordem de 0,1 a 5 gramas por semana através de diferentes vias de exposição.

A toxicidade da partícula depende de uma série de propriedades físicas, incluindo tamanho, área de superfície, forma e características da superfície, bem como a composição química da partícula microplástica (Torres *et al*., 2021). Esses compostos imitam hormônios naturais e perturbam o sistema endócrino finamente equilibrado do organismo, estando associada uma multiplicidade de doenças e distúrbios vinculados a substâncias

hormonalmente ativas, incluindo, doenças autoimunes, alergias, diabetes e infertilidade (Zamora, *et al.*, 2020).

Os MPs são de difícil remoção do organismo devido a sua alta área superficial, já sendo encontradas na corrente sanguínea, na placenta, no intestino e no pulmão.

Um estudo realizado por Leslie *et al.*, 2022 encontrou concentração média de 1,6 µg de partículas de plástico por mL em amostras de sangue, tendo com PET como polímero mais encontrado com possíveis meios de absorção via contato de mucosa (ingestão ou inalação). Partículas ultrafinas (<0,1 µm) inaladas, podem ser absorvidas e acumulada no pulmão, em análise com 20 seres humanos, 31 partículas foram encontradas em 13 destes, com partículas variando, variando de 1,60 a 5,56 µm, apresentando polipropileno e polietileno (24,3%) como polímeros mais frequentes (Lourenço *et al.*, 2021).

Ragusa *et al*. (2021) encontraram a primeira evidência de MPs na placenta humana, demonstrando a presença de 12 fragmentos variando de 5 a 10 µm, prevalecendo o polipropileno e MPs com pigmentos como óxido de hidróxido de ferro amarelo, que são utilizados em uma ampla variedade de cosméticos, e a ftalocianina utilizada na coloração de itens plásticos.

No intestino humano Schwabl *et al*. (2019) identificaram a presença de 20 MP com dimensões variando de 50 a 500 µm prevalecendo o polipropileno e o tereftalato de polietileno.

Apesar do crescimento de estudos voltados à associação dos MPs com a saúde humana na última década, ainda há poucas evidências que permitam afirmar as reais consequências para a saúde humana. Se faz necessário o aprofundamento de estudos tanto nas fontes ambientais, bem como das frações inaláveis e ingeridas pelo ser humano, amparando assim os estudos de efeitos à saúde.

2.6 Microplásticos na água potável

A água potável é destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, devendo atender aos padrões de potabilidade e não oferecer risco à saúde humana (Brasil, 2011).

A água quando não tratada adequadamente pode provocar diversas alterações no organismo, sendo responsável por aproximadamente 80% das doenças de veiculação hídrica

em países em desenvolvimento (Unicef, 2017). Dados do Atlas do Saneamento evidenciam que no Brasil a falta de acesso a água de qualidade é responsável por uma média de 11 mil óbitos por ano (IBGE, 2021).

A atenção voltada aos estudos dos MPs na última década visando a compreensão do grau de toxicidade MPs aos ecossistemas e saúde humana, evidenciou um alerta dos possíveis meios de ingestão, e, assim como alimentos, a água potável passou a ser base amostral nas análises científicas, com objetivo de identificar se os seres humanos estavam ingerindo MPs.
O tratamento de água potável fornece uma barreira eficaz para uma ampla gama de partículas transmitidas pela água, incluindo, provavelmente, algumas dimensões de MPs, entretanto, alguns componentes de estações de tratamento de água - ETA e redes de distribuição são feitos de plásticos como PE e o PVC e sua erosão ou degradação pode contribuir para concentrações de MP na água potável (Mintening *et al*., 2019).

A presença de MPs nas águas superficiais já demonstradas em diversos estudos (Egessa *et al*., 2020; Dahms, Rensburg, Greenfield, 2020; Olivatto, 2017) é um dos indicativos da necessidade de investigação de micropartículas de polímeros na água potável, uma vez que as estações de tratamento de água captam diariamente água bruta dos corpos hídricos, que são facilmente poluídas por atividades antrópicas. Diferentes estudos analisaram diferentes faixas de tamanhos de partículas e tiveram diferentes pontos de corte para relatar tamanhos de partículas na água potável.

Estudo realizado em uma estação de tratamento de água sueca detectou em todo sistema 174 a 405 MP/m³, composto por poliéster (87%), seguido por PE (9%) e uma única fibra de PP (Kirsteina *et al*., 2021). Estando dentro de faixas de concentrações encontradas em estudos como Kosuth *et al*., (2018) e Mintenig *et al*., (2019).

Na Coreia do sul, Jung *et al.,* (2022) investigou a variação da concentração e tamanho de MP em cada etapa de ETA e na fonte de água bruta, apresentando variação de 0,5 a 7 partículas/L na água bruta e nas águas tratadas foi de 0,02–0,11, demonstrando uma eficiência de 90% remoção. Por outro lado, a saída de baixas concentrações de MPs na água tratada ainda pode sofrer alterações devido aos materiais de plásticos utilizados no sistema de distribuição e armazenamento.

Partículas <125 μm podem representar um risco maior para a saúde humana do que partículas maiores devido à possibilidade de translocação para órgãos após a ingestão (Hussain; Jaytlei; Florence, 2001). Estudo realizado por Cherniak *et al.* (2022) evidenciou que ETA por tratamento convencional de coagulação, floculação e decantação, não são eficazes para remoção de partículas de 10 a 45 μm.

Um estudo realizado em água engarrafada de duas marcas populares da Indonésia, encontrou concentração de 7,585 µg/g e 30,21 µg/g (Hakim *et al.*, 2021).

Apesar de menor exposição às atividades antrópicas, as águas subterrâneas já sofrem com a poluição por MPs, onde um estudo realizado por Mintenig *et al.* 2019 detectou 5 tipos de polímeros, prevalecendo o poliéster.

No Brasil não há registros de análise de quantificação e identificação de MPs em estações de tratamento de água, mas se tratando de água de torneira Teotônio (2020) detectou uma média de 160 partículas por 500 mL de amostras de águas de torneira em lanchonetes de Brasília, porém sem conhecimento de suas composições químicas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

- Investigar a presença de microplásticos em amostras de água da estação de tratamento convencional do município de Porto Seguro - BA.

3.2 Objetivos específicos

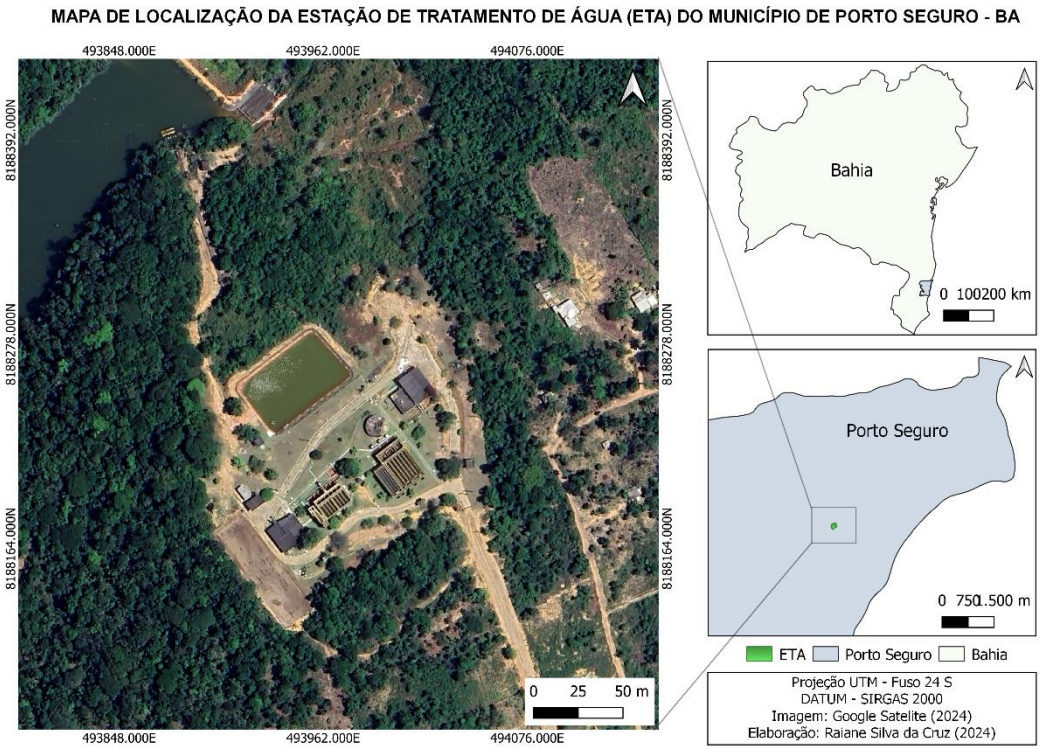
- Otimizar uma metodologia de baixo custo para extração de microplásticos em água de estação de tratamento para consumo.
- Quantificar e identificar a composição química dos microplásticos em amostras de águas em estação de tratamento para consumo.
- Analisar a eficiência de remoção de microplásticos no tratamento convencional de água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

A estação de tratamento de água – ETA Porto Seguro é gerenciada pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento – EMBASA e está localizada no município de Porto Seguro – BA (Figura 1).

Figura 1. Estação de tratamento de água da Embasa no município de Porto Seguro - BA



Fonte: Elaborado pela autora

O município está localizado no extremo sul do estado da Bahia, entre as coordenadas 16º 26´ 59´´ (S) e 39º03´53´ (O), com área territorial de 2.285,734 km² e densidade demográfica estimada em 73,48 hab/km². Sua população estimada é de 167.955 habitantes, com um crescimento de 32,69% entre 2010 e 2022 (IBGE, 2022).

Apresenta tipologia climática Koppen Af’ do tipo tropical chuvoso sem estação seca; média mensal de pluviosidade acima dos 60 mm e anual inferior a 1500 mm, temperatura no

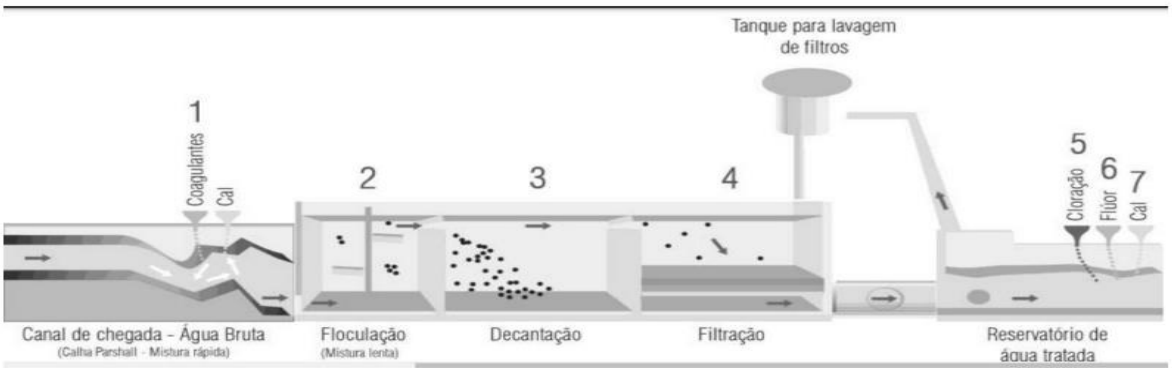
mês mais frio acima de 18 ºC e no mês mais quente acima dos 22 ºC (DUBREUIL et al., 2017).

As principais atividades econômicas são a extração vegetal, agricultura, pecuária, pesca, comércio e o turismo (Sebrae, 2023), sendo o turismo responsável pela variação populacional ao longo do ano. Dados do Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, evidencia que o município está inserido no bioma Mata Atlântica com área de aproximadamente 40% ou 95.756,73 ha de cobertura vegetal, composta estas por áreas de restingas, manguezais e fragmentos de floresta ombrófila densa dispostos em áreas costeiras, conservadas por 25 unidades de conservação (UCs). A degradação ocupa aproximadamente 54% de Porto Seguro com 129.110 ha de áreas que estão totalmente desprovidas de vegetação nativa, ocupada em grande porcentagem por pastagens (PMMA, 2014).

A água tratada que abastece o município é proveniente da bacia do extremo sul, tendo captação de água bruta no rio dos Mangues de 222,7 L/s (EMBASA, 2015), esta microbacia possui área de 3511,79 hectares, sendo classificada pela Resolução CONAMA 357/2005 como um rio de classe 2, necessitando passar por tratamento convencional para alcance de potabilidade. O corpo hídrico possui em suas margens a presença de culturas agrícolas, silvicultura ocupação habitacional e pastagens subutilizadas que intensifica os impactos ambientais, refletindo no aumento de fragmentos florestais, redução da biodiversidade e mudanças climáticas locais (Lopes; Oliveira, 2024).

O tratamento da água é do tipo convencional composto por 7 etapas (Figura 2), na etapa 1 ocorre a coagulação, onde são adicionados sulfato de alumínio e cal hidratada para início da separação das impurezas da água. Na etapa 2 ocorre a fase de floculação, formando partículas maiores e pesadas, em seguida ocorre na etapa 3 a decantação, neste momento as partículas maiores e mais pesadas são decantadas no fundo do tanque. Na etapa 4, ocorre o processo de filtração, que utiliza camadas de areia e cascalho. Nesse estágio, são removidas as partículas maiores que 25 μm que não foram eliminadas na decantação. Na etapa 5 é aplicado cloro para desinfecção, seguido da etapa 6 de fluoretação onde é aplicado flúor para prevenção de cáries dentárias, finalizando na etapa 7 com a aplicação de cal para corrigir o pH aos padrões de potabilidade (EMBASA, 2016).

Figura 2. Processo de tratamento de água da ETA de Porto Seguro – BA



Fonte: Embasa (2016)

4.2 Amostragem

Foi realizada em novembro de 2022, a coleta pontual das amostras de água do tratamento convencional na estação de tratamento de água - ETA da EMBASA (figura 3A). Cinco réplicas de amostras de água foram coletadas em cada etapa da fase do tratamento, a conferir, canal de chegada da água bruta, coagulação/flotação, decantação, filtração e desinfecção (Figura 3B). Utilizou-se recipientes de vidro com capacidade de 500 mL, para acondicionamento das amostras. Após coleta, as amostras foram armazenadas no laboratório de química ambiental da Universidade Federal do Sul da Bahia campus Porto Seguro, em temperatura ambiente para posterior análise.

Figura 3. Sistema de amostragem: Coleta de água (A); Local de coleta (B)

4.3 Controle Positivo: otimização do método de separação por densidade

Diante da complexidade dos métodos de extração e análises de microplásticos aplicados atualmente nas diferentes matrizes ambientais e da ausência de metodologias oficiais. Foi realizado o procedimento de otimização do método de separação por densidade, com objetivo de fornecer parâmetros de eficiência do método quando aplicado nas amostras reais.

Os procedimentos para otimização da metodologia proposta foram executados no laboratório de ciências I da Universidade Federal do Sul da Bahia campus Jorge Amado.

O processo de planejamento teve como base pesquisa bibliográfica em periódicos nacionais e internacionais, de estudos em águas superficiais, subterrâneas, e águas de consumo, referente aos métodos aplicados na extração de microplásticos nas amostras (Rodrigues *et al*., 2018; Teotônio, 2020; Kirsteina *et al.*, 2021; Jung *et al*., 2022; Ledieu *et al.*, 2023; Zambrano; Hernádez; Ruiz, 2023). Diante disso, foram considerados os custos na aplicação do método e as condições laboratoriais existentes, para o método de extração e testes de recuperação de microplásticos aqui apresentado.

O experimento teve como estratégias, adicionar microplásticos, em diferentes concentrações, dos seis principais tipos de polímeros mais produzidos na indústria de transformados, em solução saturada de cloreto de sódio (NaCl) com volume e densidade específica, com objetivo de obter eficiência da metodologia baseada na taxa de recuperação obtida para cada tipo de polímero.

4.3.1 Preparação dos materiais de plástico a usar nos ensaios de recuperação

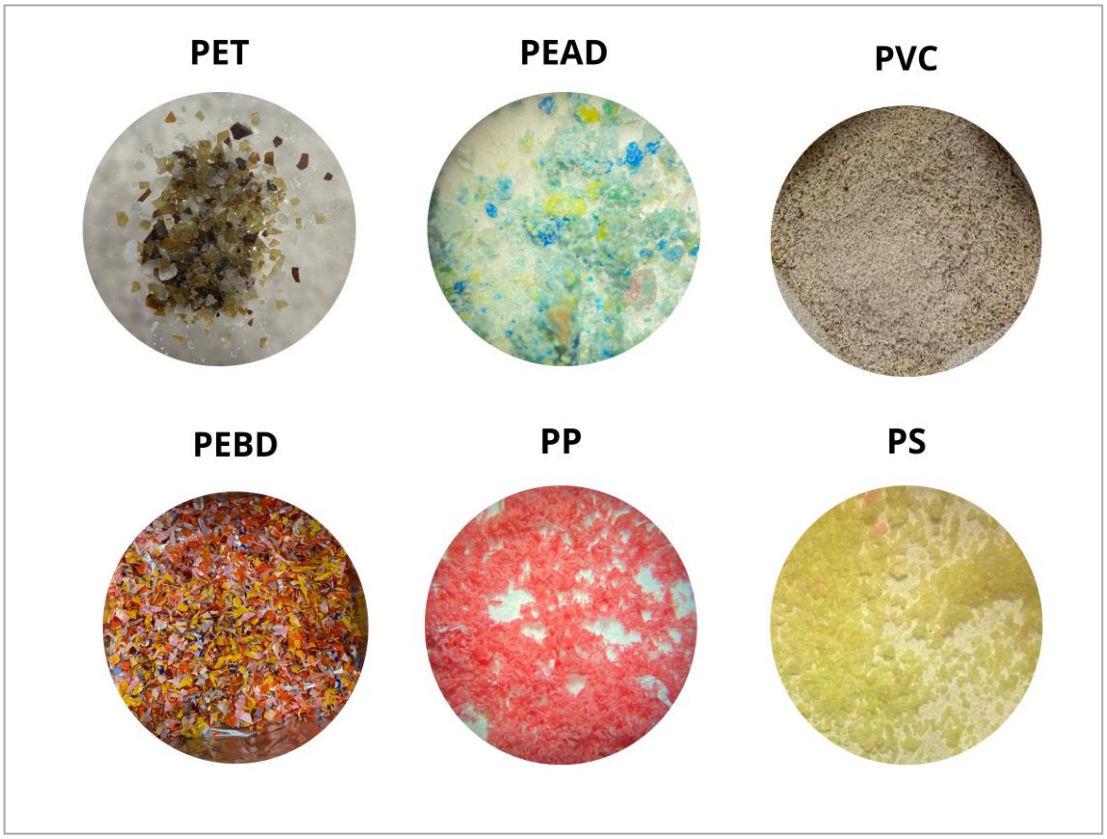
Seis tipos de polímeros (PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS) foram definidos para o teste de recuperação baseados em dados dos materiais plásticos mais fabricados e utilizados (Abiplast, 2022). Todos os materiais plásticos selecionados, foram identificados através dos símbolos de padronização ABNT.

O PET, PEAD e PS foram adquiridos da coleção de resíduos sólidos do grupo de pesquisa em lixo marinho da UFSB, o PEBD, PP e PVC foram reaproveitados de materiais consumidos. A higienização foi realizada com água destilada e os materiais foram submetidos a secagem em estufa a 70°C durante 3 horas.

Para transformação em microplásticos (Figura 4), o PET, PEBD e PS foram levados separadamente ao moinho de bolas e agitados durante 2 minutos. O PP e PV foram fragmentados manualmente utilizando um ralador de cozinha de metal, por fim o PEBD foi cortado em pedaços de aproximadamente 2 mm.

Para garantir o controle das dimensões (< 5 mm), as partículas obtidas foram peneiradas utilizando peneira granulométrica de malha 2 mm, entretanto não foi possível obter o limite de tamanho mínimo dos microplásticos.

Figura 4. Microplásticos utilizados no ensaio de recuperação



PET - Poli (tereftalato de etileno); **PEAD** - Polietileno de alta densidade; **PVC** – Policloreto de vinila; **PEBD** - Polietileno de Baixa Densidade; **PP** – Polipropileno; **PS** – Poliestireno.

Fonte: Elaborado pela autora

4.3.2 Preparação da solução e ensaios de recuperação

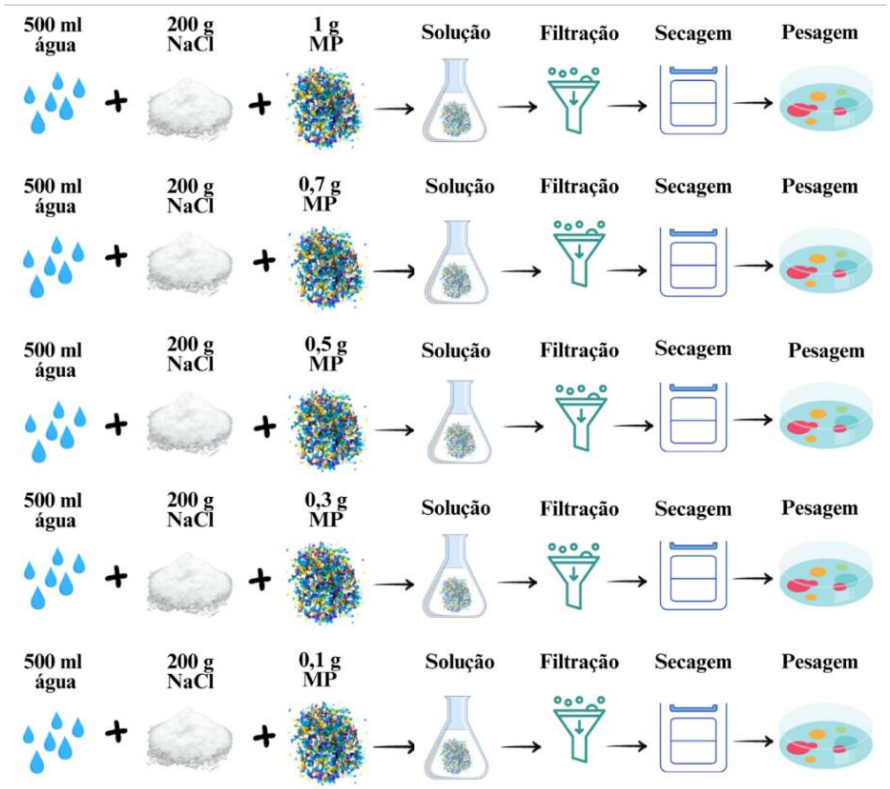
O ensaio teve como base uma solução de baixo custo, composta por água com NaCl associado aos microplásticos com diferentes concentrações e tipos de polímeros (Figura 5).

Soluções salinas com densidade de 1,4 g/mL foram alcançadas com um auxílio de um densímetro e utilizando a proporção de 200 g de NaCl para cada 500 mL de água. Em seguida triplicatas das amostras de MP com diferentes massas (1g; 0,7g; 0,5g; 0,3g e 0,1g) foram adicionadas as soluções, agitadas com uso de bastão de vidro e deixadas em repouso por 12h.

Papeis de filtro com porosidade de 2 micrômetros (Marca: Whatman) foram previamente pesados e utilizados no sistema de filtração a vácuo para cada amostra. Nesse processo, foi retirado o sobrenadante resultante utilizando pipeta volumétrica de 25 mL, passando por limpeza com água destilada para garantia de transferências do máximo de partículas para o filtro.

Os filtros, com amostra retida, foram secos em estufa em temperatura de 70°C por 12 horas, até alcance da estabilidade da massa. O ensaio é representado na figura 5.

Figura 5. Ensaio de extração de microplásticos através da separação por densidade



4.3.3 Cálculo de recuperação de microplásticos

A taxa de recuperação foi calculada como a porcentagem da massa dos MPs recuperados:

Taxa de recuperação (%)

$$= \frac{\textit{(massa de microplástico obtida no final da extração – massa da amostra controle) x 100}}{\textit{massa de microplástico adicionada no início da extração}}$$

Média (equação 1) e desvio padrão (equação 2) foram calculados na concentração final resultante obtida da triplicata dos ensaios de cada tipo de polímero.

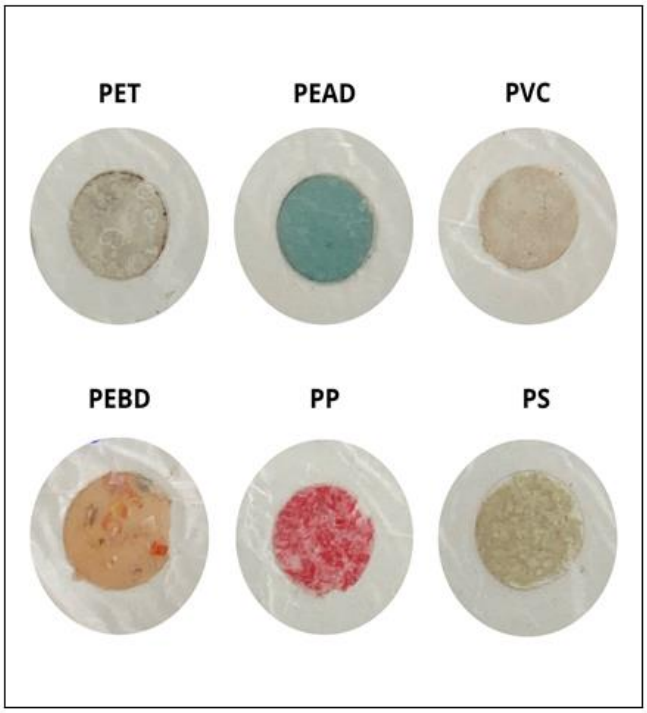
$$X = \frac{x_1 + x_2 + \cdots + x_n}{n} \qquad \text{(Equação 1)}$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(x_i - \mu)^2}{N}} \qquad \text{(Equação 2)}$$

4.3.4 Determinação da identidade química dos polímeros

No processo de confirmação da identidade química dos MPs utilizados nos ensaios de recuperação e amostras reais, foi realizada a caracterização por espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR). Nas amostras reais foram selecionadas 34 partículas distribuídas em fibras e fragmentos, proveniente das amostras de água da ETA, para análise. Para cada tipo de MP (PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS), foram preparadas pastilhas de brometo de potássio (KBr) (1:300 mg, amostra KBr) (Figura 6).

Figura 6. Pastilhas de KBr e polímeros utilizados nos ensaios



Fonte: Elaborada pela autora

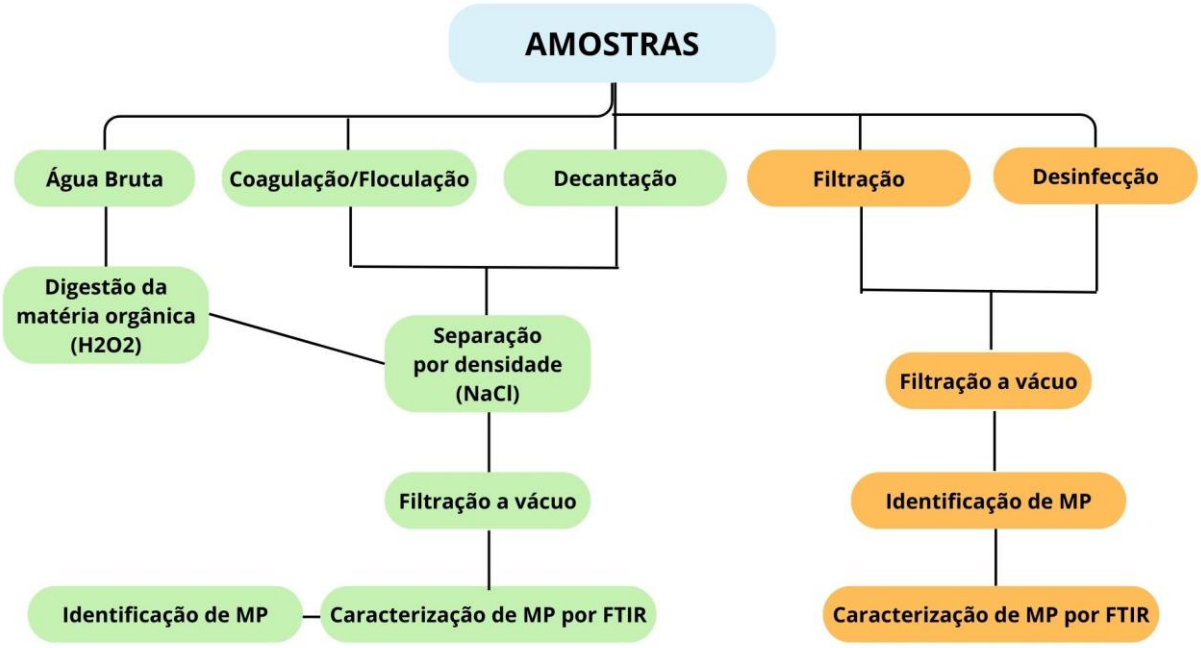
As análises foram realizadas utilizando um equipamento Shimadzu, modelo IRAffnity-1, e todos os espectros foram registrados na faixa de comprimento de onda de 4.000 a 400 cm^{-1}, com resolução de 4 cm^{-1} e total de 128 varreduras.

Na FTIR, bandas de absorção foram observadas em todos os espectros na região do infravermelho, permitindo a identificação das características dos polímeros e a comparação com espectros de referência da base de dados da biblioteca, bem como os descritos na literatura.

4.4 Extração de MP das amostras de água da estação de tratamento

Dois grupos de amostras foram previamente definidos, com etapas específicas do método aplicado direcionado para cada grupo, conforme se observa na Figura 7.

Figura 7. Etapas do método de pesquisa



Fonte: Elaborada pela autora

A água bruta foi submetida à digestão utilizando 40 ml de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 10%, para cada 500 mL de amostra, com tempo de exposição de 18 horas, a fim de degradar a matéria orgânica presente e preservar a estrutura dos polímeros (Frias *et al.*, 2018).

Amostras de água bruta da captação, da fase de (coagulação/floculação) e fase de decantação (Grupo 1) foram submetidas ao procedimento de separação por densidade, com objetivo de separar as possíveis partículas de MP de diferentes densidades, de impurezas e compostos químicos utilizados no procedimento inicial de tratamento, uma vez que a solução possui densidade superior (1,4 g/ml) à do MP e inferior aos compostos aplicados no processo de potabilidade, como o sulfato de alumínio (2,67 g/ml), sulfato de ferro (2,84 g/ml) e hidróxido de cálcio (2,21 g/ml).

Amostras da fase de filtração e desinfecção (Grupo 2) passaram diretamente pelo processo de filtração a vácuo em filtro vegetal. Nessas fases do tratamento, a água apresenta mínima impureza, uma vez que ocorre remoção significativa de diversos parâmetros de potabilidade, como cor aparente, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais e suspensos, coliformes e E. Coli.

Soluções foram preparadas com cada amostra de água do grupo 1, inicialmente transferida para Erlenmeyer com volume de 500 ml e adicionado 200 g de cloreto de sódio (NaCl) para ajuste de densidade em 1,4 g/ml, com objetivo de extrair possíveis polímeros

através da flutuação e retirada do sobrenadante. As soluções foram misturadas manualmente, ficando em repouso por um período de 12h para suspensão das partículas de MPs.

Sistema de filtração a vácuo e filtro vegetal foi utilizado para filtrar o sobrenadante do de cada amostra, posteriormente os filtros passaram por secagem em estufa por 12 h em temperatura de 70° C.

No processo de análise de cada grupo de amostras de água, foi realizada amostra controle negativo constituído somente por água destilada.

4.4.1 Análise microscópica e quantificação de partículas

Os filtros após processo de secagem foram manualmente analisados para identificação das partículas, utilizando estereomicroscópio binocular modelo Motic com aumento de 20 X (Figura 8A). Na etapa de quantificação, partículas identificadas foram registradas em imagens, passando pelo processo de contagem com o software Image J. (Figura 8B)., e classificadas de acordo com suas características físicas, fragmentos, fibras e coloração.

Figura 8. A) Identificação microscópica; B) Contagem de partículas Image J

4.5 Controle de qualidade analítica

Medidas de prevenção foram adotadas para controle de contaminação cruzada de partículas de plásticos presentes no laboratório.

Na fase de coleta, manipulação e acondicionamento das amostras, foi priorizado o uso de materiais de vidro, bem como a utilização de luvas nitrílicas, jaleco e roupas de algodão para minimizar o risco de contaminação.

Água destilada, álcool etílico 70%, papel toalha, fita de papel kraft, filtro vegetal, embalagens de alumínio e de papel foram utilizados na higienização dos materiais, para limpeza das superfícies nas quais os experimentos foram conduzidos, no preparo das soluções e procedimentos de identificação dos MPs.

Amostras controle foram realizadas em paralelo às amostras do teste de recuperação no método de extração de MPs para quantificar e caracterizar possível contaminação, assim, foram preparadas soluções a base de água destilada com cloreto de sódio e utilizado filtro vegetal no processo de filtração, seguindo com todo manuseio igual ao dos ensaios do teste de recuperação. Para correção da contaminação, a massa de impurezas de cada filtro detectadas nas amostras em branco fora subtraída do valor da massa final obtida em cada amostra real do ensaio.

Nas amostras reais de água da ETA, amostras de branco foram realizadas com água destilada e passada diretamente pelo processo de filtração a vácuo, associado um branco para amostras de água bruta e para cada fase de tratamento da água. Nessa etapa, para correção de contaminação, foram consideradas possíveis fragmentos e fibras identificadas em microscópio óptico em cada filtro analisado, subtraído das amostras reais quando detectados impurezas significativas.

4.6 Análise de dados

O software Microsoft Excel 2019 foi utilizado foi para processar dados e produzir gráficos, sendo realizados cálculos voltados para taxa de recuperação e somatório das partículas das amostras de água, seguido de cálculos de média, porcentagem e desvio padrão.

O mapa foi criado através do software QGIS versão 3.22, tendo como mapa base, imagem de satélite do Google Earth.

Foi utilizado o software Sisvar 2015 para a análise estatística dos dados. Os resultados foram avaliados por meio da análise de variância (ANOVA) com um nível de significância de 5%. Quando a ANOVA mostrou-se significativa, aplicou-se o teste de comparação de médias de Tukey para identificar as diferenças entre os grupos, também com um nível de significância de 5%. A homogeneidade das variâncias foi previamente verificada utilizando o teste de Levene, adotando-se um nível de significância de 5%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Controle de contaminação

Foram associados, amostras para controle nos dois processos de análises aplicados na metodologia.

Na otimização de método da separação por densidade, o controle de contaminação foi preparado através de solução a base de água destilada e NaCl conforme descrito no item (4.3.2), paralelo a cada tipo polímero analisado. Assim, um total de seis amostras controle, passaram pelo procedimento de pesagem e secagem, com massa resultante variando de 0,1278 g a 0,1693 g, sendo a massa subtraída do resultante final vinculada as amostras reais de cada tipo de polímero, corrigindo a eficiência resultante de cada ensaio de recuperação.

Nas amostras reais da ETA, o controle foi realizado para água bruta e para cada fase de tratamento, totalizando cinco amostras controle, tendo como base água destilada, que passaram pelos mesmos procedimentos de análise das amostras reais. No entanto, não foram detectados fragmentos e fibras nos filtros analisados.

Para controle de contaminação de MP por deposição atmosférica, um papel de filtro 2 µm foi exposto no laboratório durante todo processo de manipulação das amostras. Posteriormente foi submetida a análise microscópica, registrando 2 fibras e 1 fragmento.

5.2 Eficiência do método de separação por densidade

A otimização do método proposto, reuniu a análise de estudos que já utilizam da técnica de separação por densidade para extração de MP em outras matrizes ambientais (Pappis *et al.* 2021; Cashman *et al.* 2020; Mári *et al.* 2021; Fries *et al*. 2013; Massura *et al.* 2015). A proposta do uso separação por densidade nas análises de MP em água de consumo, teve como foco a aplicação em diferentes fases do tratamento convencional (água bruta, coagulação/floculação e decantação), estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e sendo o tratamento mais utilizado no Brasil em Estação de Tratamento de Água -ETA que tem como fonte de captação rios de classe 2 (Ministério da Saúde, 2021).

A separação por densidade é uma das possibilidades de extração das partículas de MP, ampliando a análise desse contaminante na água, permitindo ainda investigar a chegada dessas partículas através da água bruta na ETA e seu processo de eliminação através de cada fase do tratamento. O método contribui para separação das diferentes partículas que possam ser confundidas com microplásticos ou prejudicar as caracterizações, uma vez que em cada fase de tratamento existem partículas presentes na água, estas, podendo ser orgânicas, bem como inorgânicas proveniente de substâncias químicas aplicadas para alcance da água tratada (sulfato de alumínio, cloreto férrico, cal hidratada).

A tabela 2 apresenta a taxa de recuperação de cada ensaio, todos os microplásticos alcançaram uma recuperação acima de 50 % em cada ensaio individual. Considerando a taxa média global, o método se mostrou eficiente, com uma recuperação de 80%, ou seja, uma média de 80% da massa de polímeros previamente introduzidos nas amostras foram recuperados por extração.

Tabela 2. Taxa de recuperação (%) e densidade (g/ml) de microplásticos utilizados no ensaio de recuperação.

MP	DENSIDADE (g/ml)	TAXA DE RECUPERAÇÃO (%)					
		MP (1 g)	MP (0,7 g)	MP (0,5 g)	MP (0,3 g)	MP (0,1 g)	Média
PET	1,37	87	70	66	63	64	75
		65	68	70	68	60	
		69	76	59	64	53	
PEAD	0,95	89	83	73	89	70	84
		87	88	84	97	77	
		87	85	85	86	80	
PVC	1,38	89	75	76	69	51	71
		90	73	69	63	51	
		90	74	66	71	55	
PEBD	0,95	98	97	69	89	85	91
		99	92	95	91	95	
		83	88	99	92	92	
PP	0,90	86	82	78	87	89	84
		88	83	85	87	80	
		85	86	85	90	84	
PS	1,05	74	71	80	79	75	75
		89	69	60	78	71	
		78	71	83	77	73	

Fonte: Elaborado pela autora

Considerando a taxa de recuperação individual registrada para cada tipo de polímero e as variações das massas de MP analisadas, verificou-se que o PEAD, PP e PS foram similares entre si, com recuperação média de 84% ± 5, 84% ± 2, 75 ± 4, respectivamente, e quando aplicada ANOVA nas diferentes concentrações, não foi verificada diferença significativa ($p > 0,05$). Além disso, o método aplicado se mostrou com alta eficiência na recuperação do PEAD, PEBD e PP, estando com média total acima de 80%, sendo comparável ao estudo de Pappis; Kapusta; Ojeda (2021), que alcançou eficiência média de 80% na recuperação de MP (PEAD e PP) com uso de solução de NaCl com densidade de 1,2 g/ml.

A eficiência do método de extração para cada tipo de polímero analisado foi superior a 70 %. O PEBD apresentou a melhor recuperação geral (91 %), significativamente maior do que vários outros grupos, destacando-se como um material que pode ser recuperado com maior eficiência.

Apesar das diferenças de densidade, o teste de Tukey, revelou que PET e PS não apresentaram diferenças significativas, sugerindo que ambos têm um desempenho médio similar na recuperação (75%).

No presente estudo, o ajuste de 1,4 g/ml de densidade se mostrou satisfatória para o PET e o PVC, alcançando uma recuperação média entre de 75 % e 71 %, respectivamente. O PET e o PVC são polímeros que quando abordados nos estudos de MP, apresentam baixo percentual de partículas identificadas, quando comparado com outros polímeros (PEBD, PP, PS) (Silva; Nanny, 2020). Esses tipos de polímeros são mais densos, 1,37 e 1,38 g/ml, necessitando assim de um ajuste de densidade adequado quando utilizado o método de flotação nas análises, para evitar o comprometimento dos resultados.

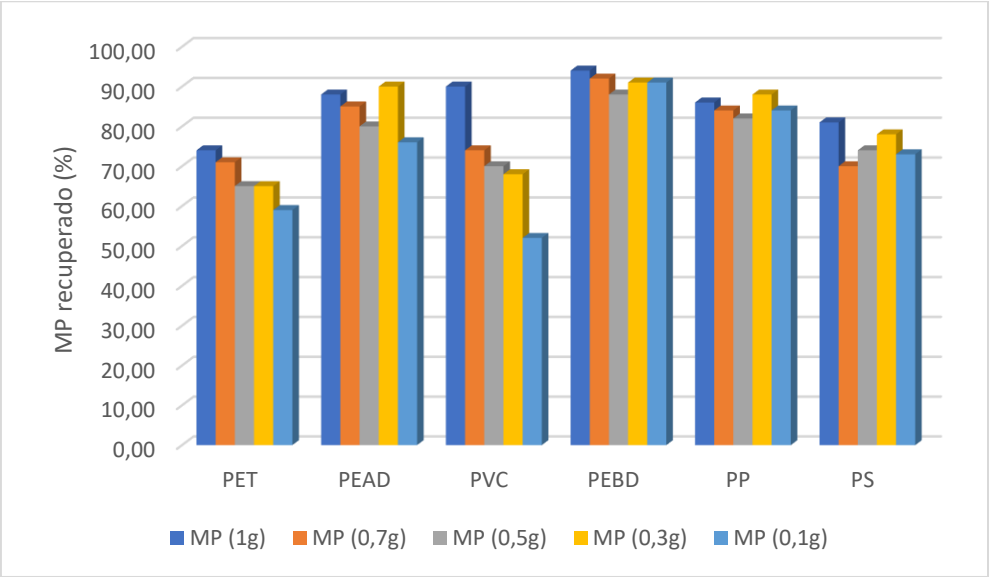
Nas análises em sedimentos, Silva e Nanny (2020) obteve taxas de recuperação após três extrações, de 79% usando solução de NaCl (1,2 g/cm^3), assim como Quinn *et al.* (2017) que concluiu baixa eficiência do NaCl aplicando solução com densidade de (1,17 g/cm^3), que é inferior à obtida neste trabalho. Demonstrando como a aplicação de uma solução com maior densidade, tende a ter influência na otimização das taxas de recuperação.

Todos os polímeros manipulados no ensaio possuem densidade menor do que a densidade da solução saturada. O polímero PEBD obteve a maior eficiência de recuperação com taxa média de 91%, de forma similar o PP apresentou uma resposta significativa em todos os ensaios nas diferentes concentrações, alcançando uma recuperação máxima de 88 %. Apesar desses polímeros serem menos densos do que a água, o estudo desenvolvido por Cashman *et al.* (2020) para flotação em sedimentos marinhos, apresentou recuperação desses polímeros abaixo de 50 %, de solução com densidade de 1,2 g/cm^3, demonstrando a

contribuição do ajuste de densidade aqui apresentado, eficiente também para os polímeros de baixa densidade.

Considerando a média das concentrações recuperadas (figura 9), é possível concluir uma tendência de decréscimo na taxa de recuperação à medida que diminui a concentração de MP presente na amostra. Esse processo de perda pode ser atribuído a aderência das partículas nas paredes das vidrarias, requerendo a necessidade de retirar o sobrenadante das amostras não só no centro do sobrenadante, mas também nas laterais das vidrarias, bem como a necessidade de enxágue repetidamente da pipeta de manipulação no processo de filtragem para garantir que nenhuma partícula seja perdida.

Figura 9. Massa recuperada (%) dos tipos de polímeros



Fonte: Elaborada pela autora

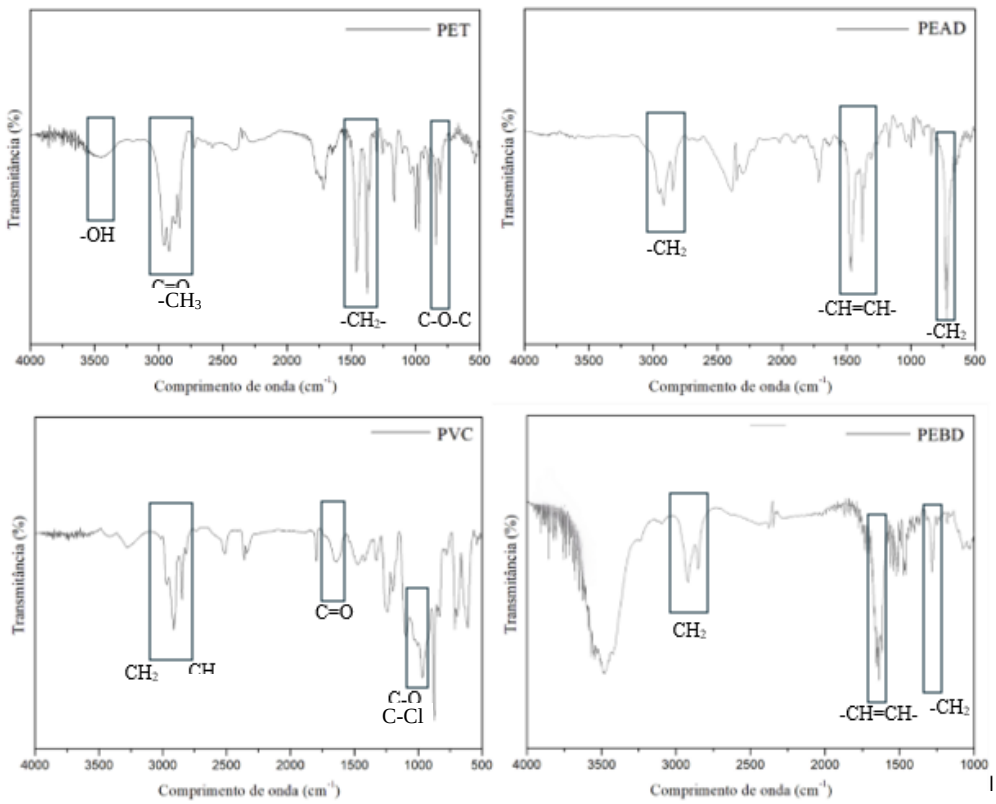
Se tratando da massa não recuperada, esta, pode ser desencadeada de variáveis no processo de análise, desde a manipulação das partículas para preparo das soluções, bem como da não retenção de partículas menores que a porosidade do filtro.

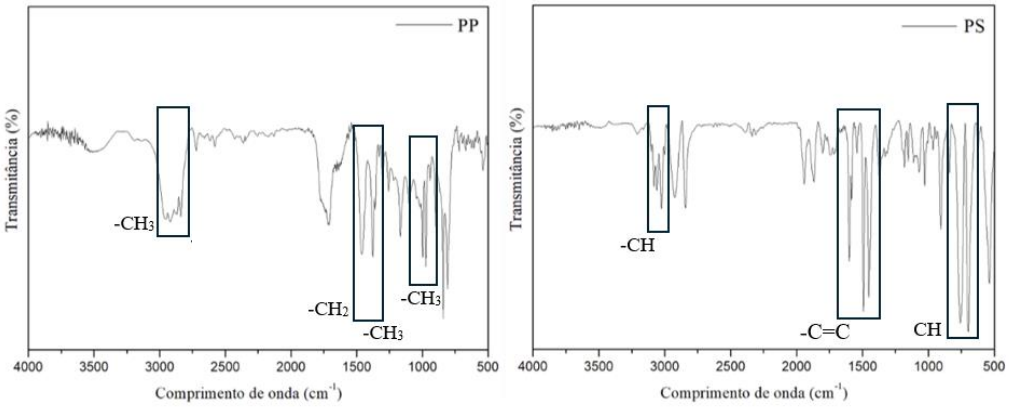
De modo geral, o método adaptado, mostrou uma resposta significativa para todos os polímeros analisados, abrangendo as diferentes densidades com o emprego de solução saturada (1,4 g/mL), contribuindo para análises e extrações de microplásticos na complexidade da contaminação ambiental, uma vez que os polímeros aqui analisados englobam o grupo de materiais plásticos mais fabricados e consumidos no mundo.

5.3 Confirmação da identidade química dos microplásticos aplicados no método

As análises revelaram espectros dos seis diferentes tipos de polímeros (Figura 10), que de forma automática foram comparados com banco de dados de espectros conhecidos, confirmando a composição química das partículas de materiais plásticos aplicadas no ensaio de recuperação da separação por densidade. Nas comparações de bandas, foi observado o formato dos espectros que encontrou alta similaridade com os resultados descrito na literatura (Jung *et al.*, 2022; Willans *et al.*, 2023, Campanale *et al.*, 2023). As áreas de destaque indicam regiões que foram consideradas como características de bandas indicativas para cada tipo de polímero.

Figura 10. Espectros de FTIR médio dos MP analisados





Fonte: Elaborada pela autora

O PET tem como características principais (Tabela 3), bandas correspondentes à hidroxila (-OH), metil ($-CH_3$), carbonil (C=O), grupos ($-CH_2-$) e éteres (C-O-C), que aparecem em 3.431; 2.970; 1.246, 1.083 e 716 cm^{-1}, respectivamente (Huang et al., 2012).

Bandas presentes em 2.915 e 2.847 cm^{-1} grupo metileno ($-CH_2$), 1.742 e 1.462 cm^{-1} grupo carbonila (-CH=CH-), 719 e 710 cm^{-1} grupo de metileno ($-CH_2$), confirmam a identidade do PEAD e PEBD, assim como relatados nas análises de Campanale *et al.,* (2023), ambas se diferenciam pelas variações nas bandas espectrais que podem ser atribuídas às diferenças na estrutura molecular e peso molecular.

O espectro do FTIR médio obtido e detectado como PVC, é confirmado pelas bandas característicos, estando de acordo com outros estudos como Rathore *et al*., (2023), apresentando banda de absorção em 2975 cm^{-1} presente grupos de metileno (CH_2), hidrocarbonetos fundamentais na estrutura do polímero. Em 1654 cm^{-1}, provenientes do agrupamento carbonila (C=O) dos plastificantes e em 770 cm^{-1} (C-Cl) que consiste em repetidas unidades de cloro que estão presente na estrutura do PVC.

Grupos metila ($-CH_3$) e metileno ($-CH_2$) são característicos das bandas do PP (Jung *et tal.,* 2022) com intervalos detalhados na tabela 3.

O PS foi caracterizado por bandas de absorção em 3060 e 3026 (–CH), 1600, 1492 e 1452 (C = C).

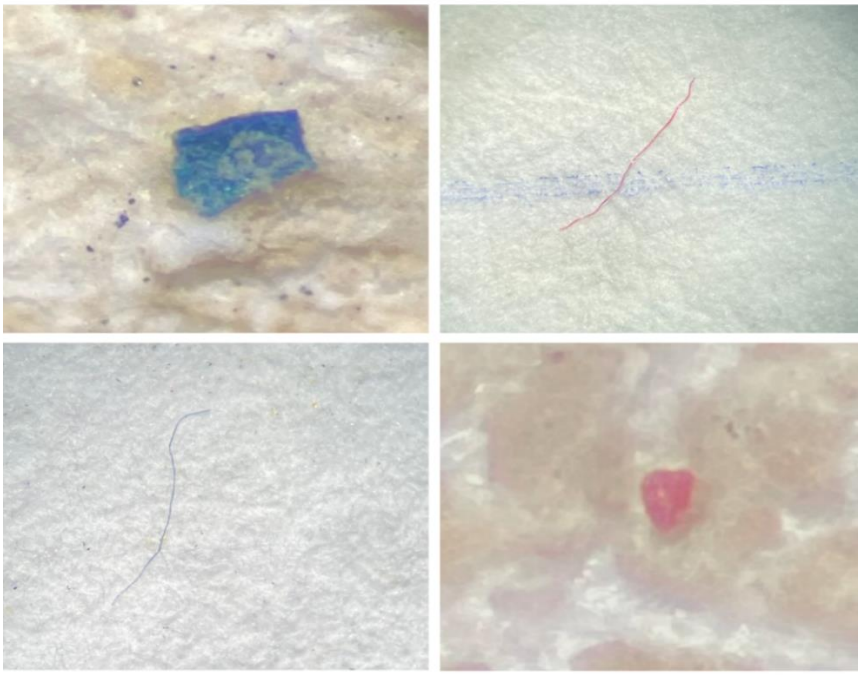
Tabela 3. Bandas características de polímeros utilizados ensaio de recuperação da separação por densidade.

Polímero	Sigla	Banda Característica (cm^{-1})	Grupo
Poli (tereftalato de etileno)	PET	3431; 2970; 1246;1083; 716	($-CH_3$), (C=O), ($-CH_2-$), (C-O-C)
Polietileno de alta densidade	PEAD	2915 – 2847; 1742 - 1462; 719 - 710	($-CH_2$), (-CH=CH-), ($-CH_2$)
Policloreto de vinila	PVC	2975; 1654; 770	(CH_2), (C=O), (C-Cl)
Polietileno de Baixa Densidade	PEBD	2915 – 2847; 1742 - 1462; 719 - 710	($-CH_2$), (-CH=CH-), ($-CH_2$)
Polipropileno	PP	2954; 1377; 1455 - 1385 - 1000	($-CH_3$), ($-CH_2$), (CH_3)
Poliestireno	PS	3060 – 3026; 1600-1492-1452;	(–CH), (–C = C),

5.4 Ocorrência de microplásticos na água de estação de tratamento convencional

Fragmentos e fibras (Figura 11) foram identificados em todas as amostras de água da estação de tratamento analisada. O procedimento de identificação microscópica associado a contagem das partículas, evidenciou um total de 13.806 fragmentos e 78 fibras. Estes dados corroboram com outros trabalhos (Pivokonsky *et al*., 2018; Kirsteina *et al.*, 2021), em que fragmento é a forma de microplásticos mais abundante em amostras de água.

Figura 11. Microplásticos extraídos das amostras da estação de tratamento de água



Fonte: Elaborada pela autora

Os fragmentos e fibras presentes nas amostras podem originar-se da lavagem de materiais sintéticos (Galvão *et al.*, 2020) e deterioração de resíduos plásticos descartados inadequadamente, que estão sujeitos à degradação devido à exposição a diferentes condições ambientais, como temperatura e radiação ultra violeta (Born; Brull, 2022). Esse processo de degradação contínuo no meio ambiente, para além de fragmentos, lixivia produtos químicos incorporados na fase de produção, como plastificantes, metilmercúrio, ftalatos, metais pesados como chumbo e cádmio (Nirmala *et al*., 2023).

A quantidade variou de 5 a 1890 fragmentos e de 0 a 6 fibras por 500 mL de cada amostra (Tabela 4), distribuídas em 5 coletas pontais de cada fase da estação de tratamento de água.

Tabela 4. Concentração de partículas em amostras de água da ETA da Embasa em Porto Seguro-BA.

QUANTIDADE DE MICROPLÁSTICOS										
	ÁGUA BRUTA		FLOCULAÇÃO		DECANTAÇÃO		FILTRAÇÃO		DESINFECÇÃO	
Amostra	Fg	Fb	Fg	Fb	Fg	Fb	Fg	Fb	Fg	Fb
1	1460	5	1890	4	14	3	171	1	77	5
2	708	6	814	6	32	4	25	3	7	5
3	901	0	1585	4	347	4	46	1	10	1
4	1308	2	1206	3	23	0	20	5	21	6
5	**1404**	**0**	**1666**	**4**	**48**	**1**	**18**	**1**	**5**	**4**

Fg: Fragmento; **Fb:** Fibras.

Assim como registrado nos estudos de (Adib; Mafigholami; Tabeshkia, 2021; Shen *et al*., 2021; Islam *et al*., 2023), as amostras de água bruta apresentaram elevadas concentrações de partículas, com total de 5.781 fragmentos e 13 fibras, variando 708 a 1460 fragmentos por amostra, com uma média de 3 partículas/mL na água bruta proveniente do rio dos Mangues. Esses valores foram superiores aos relatados por Zhou *et al.*, (2023), com média de 12,2 partículas/L em um reservatório de água no sudoeste da China. Esta diferença pode ser explicada ao fato de as análises terem sido realizadas com amostras de água bruta de um sistema de tratamento inserido em zona rural, que em estudos preliminares se mostra com uma concentração significativamente mais baixa de MP, quando comparados com corpos hídricos inseridos em zonas urbanizadas, uma vez que são diretamente menos expostos a possíveis impactos antrópicos na região.

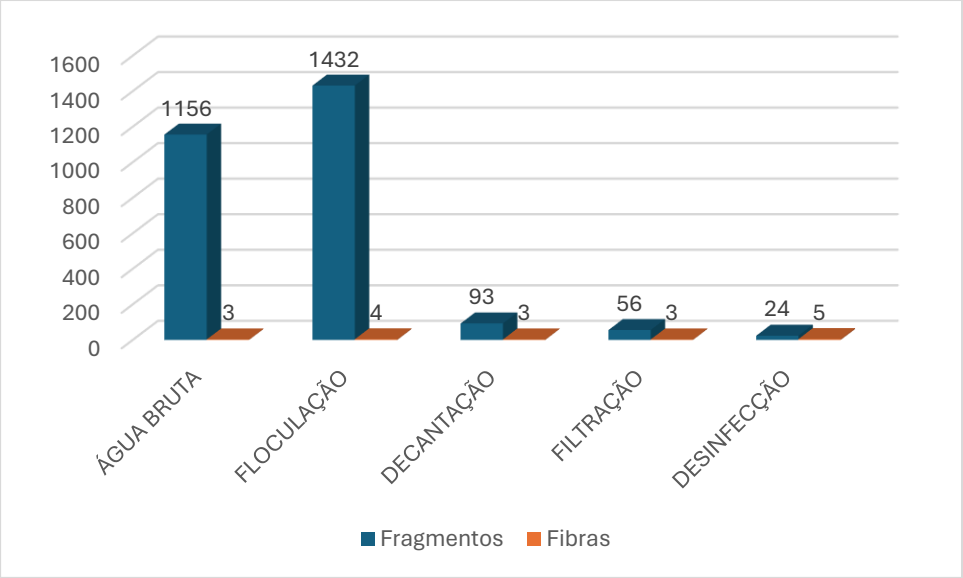
Água doce incluindo rios, lagos e reservatórios, uma vez que estão diariamente expostas a atividades antrópicas, são facilmente contaminadas por atividades agrícolas, agropecuária, escoamento de áreas urbanas, descargas industrias e descarte inadequado de resíduos sólidos (Yang *et al.*, 2015; Shen *et al.*, 2020). No entanto, apesar das possibilidades de atividades antrópicas ter impacto na concentração de MP em águas superficiais, se faz necessária investigação uma detalhada e monitoramento de possíveis fontes, formação, comportamento e destino de polímeros em corpos hídricos.

A intensa precipitação de 8,2 mm/h (INMET, 2022) no período de coleta, pode ter influenciado na maior concentração de partículas presentes nas amostras de água bruta, esse aumento de MP no corpo hídrico após períodos de precipitação, pode decorrer do escoamento superficial de áreas urbanas por meio de sistemas naturais, por tubulações artificiais e

deposição atmosférica (Xia *et al.*, 2020; Sang *et al.* 2021; Yang *et al.*, 2023). Estudos realizados na Holanda por Leslie *et al.*, (2017) e na Tailândia por Kankanige e Babel, (2021), relataram que amostras de água bruta nas estações de intensa precipitação são 30% mais poluídas com MPs do que em período de baixa precipitação.

Pesquisa realizada na República Checa (Pivokonsky *et al.* (2018), em estação de tratamento de água, apresentou média semelhante para água na fase bruta (1384 – 1575 partículas), assim como no presente estudo, que na água bruta e fase de floculação, foram identificados uma média de 1156 e 1432 (Figura 12), respectivamente.

Figura 12. Média dos fragmentos e fibras identificados nas amostras de água da ETA



Fonte: Elaborada pela autora

Fragmentos variaram de 814 a 1893 unidades e fibras de 3 a 6 unidades nas amostras da etapa de floculação. A alta concentração identificada nessa etapa do tratamento, está associada a carga de MP proveniente da água bruta e da funcionalidade da fase de floculação, que não realiza a direta eliminação de impurezas, mas promove o transporte e a formação de agregados maiores, facilitando posterior sedimentação (Silva *et al.*, 2018).

Na ETA da Embasa do município de Porto Seguro, a fase de coagulação e floculação ocorrem em etapas sucessivas, para coagulação é adicionado sulfato de alumínio, que desestabiliza as partículas suspensas reduzindo a carga elétrica entre elas, permitindo a formação de pequenos flocos, e seguido da floculação através da mistura lenta, potencializando a colisão e o crescimento de flocos (Katrivesis *et al.*, 2019) com massa

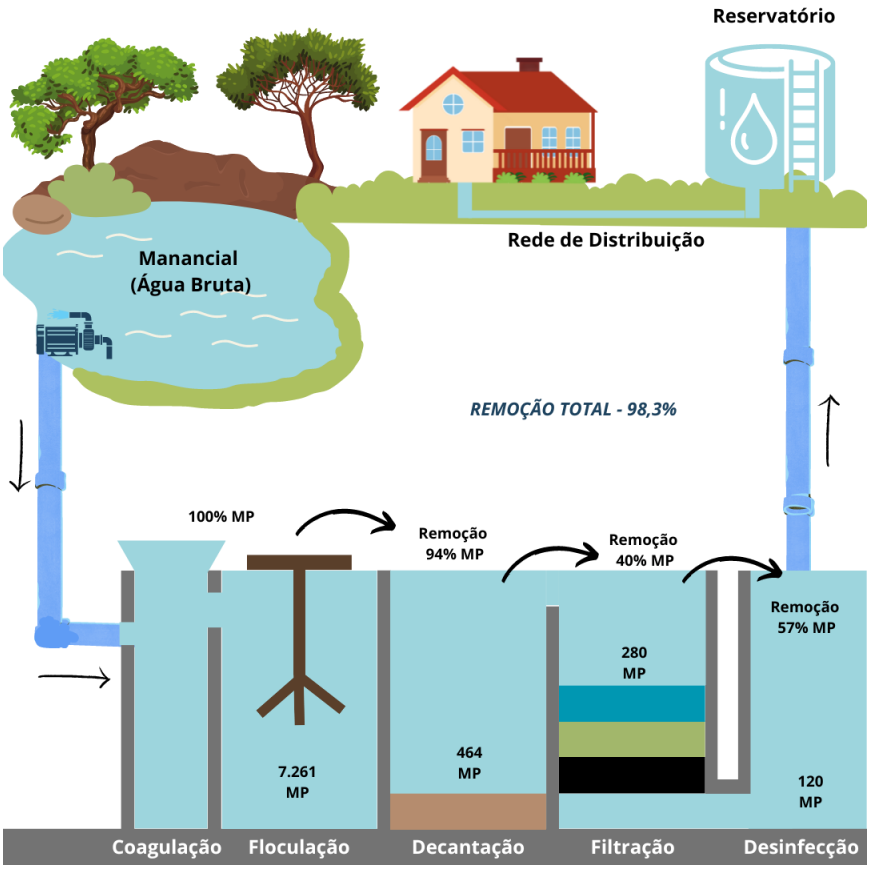
suficiente (Mendes *et al.*, 2020) para que sejam removidos por sedimentação na etapa seguinte de decantação.

A elevada concentração de fragmentos na fase de floculação, com carga superior quando comparado a água bruta, pode estar associada a uma variação decorrente de diversos fatores externos que influenciam na carga de resíduos presentes em águas superficiais, e uma vez que a água presente na fase de floculação é proveniente da água captada constantemente no manancial, pode apresentar diferentes características, como exemplo da maior carga de impurezas.

5.5 Eficiência de remoção de microplásticos no tratamento convencional de água.

A maioria dos estudos realizados para ETA não analisa a eficiência da remoção de MP nas fases do tratamento da água (Tang; Hadibarata, 2021). Indo de acordo com a eficiência esperada nas fases de tratamento de água pelo método convencional, a ETA se mostrou positiva no processo de remoção de partículas, alcançando uma redução total de 98,3 % de fragmentos (Figura 13). Resultados comparáveis ao estudo de Pivokonsky et al. (2018), que analisou uma ETA com sistema completo de tratamento convencional na República Tcheca, com eficiência de remoção entre 70 – 80 % de fragmentos e baixa eficiência de 25% na remoção de fibras sintéticas.

Figura 13. Eficiência de remoção de microplásticos (MP) na estação de tratamento de água (ETA) do município de Porto Seguro – BA



Fonte: Elaborado pela autora

Na presença de coagulantes e formação de flocos, a fase de decantação alcançou alta eficiência de remoção em 94%, passando de 7.261 para 464 fragmentos. Tais resultados podem indicar que o processo de coagulação contribui significativamente na redução de MP na água, uma vez que tais fragmentos podem ser retidos por coagulação (Jung *et al*., 2022).

A filtração apresentou menor eficiência quando comprado com a fase de decantação, atingindo 40%, percentual semelhante ao estudo de Wang *et al.* (2020) que na fase de filtração alcançou eficiência de remoção de 44,4% dos MPs. Em contraste, alta eficiência foi relatada por Velasco *et al.*, (2023) em uma ETA em Genebra – Suíça, com uma porcentagem de 70% dos MPs removidos. As características do material filtrante, como sua dimensão, é um fator capaz de exercer interferência na remoção das partículas da água e nos processos de retro lavagem, o que consequentemente influencia o desempenho dos filtros (ABNT, 1992).

Amostras de água da fase desinfecção, adequada para distribuição e consumo, apresentaram a menor concentração de MP com média de 24 fragmentos e 5 fibras por amostras e uma eficiência de 57% na remoção de MP. Apesar da eficiência desse processo na

eliminação de microrganismos patogênicos, se tratando do MP, essa fase pode se tornar uma possível fonte de contaminação, uma vez que o uso de desinfetantes como o cloro, pode desencadear um desgaste de tubulações e acessórios de plástico presente no sistema (Whelton *et al*., 2009), potencializando a exposição dos seres humanos ao risco de toxicidade, necessitando de aprofundamento na investigação acerca dos riscos de ingestão.

Para além das fontes de contaminação por MP na fase de desinfecção, a presença dos polímeros pode desencadear a formação de biofilme na superfície dos MPs levando a redução da eficiência do processo de desinfecção (Shen *et al.*, 2020). A ocorrência de sólidos em suspensão na água pode dificultar o efeito do cloro sobre os microrganismos (Friedler *et al*., 2021), assim como MP com propriedades físicas semelhantes, podendo atuar como substratos protetores para bactérias, que podem resistir ao processo de desinfecção (Shen *et al*., 2021).

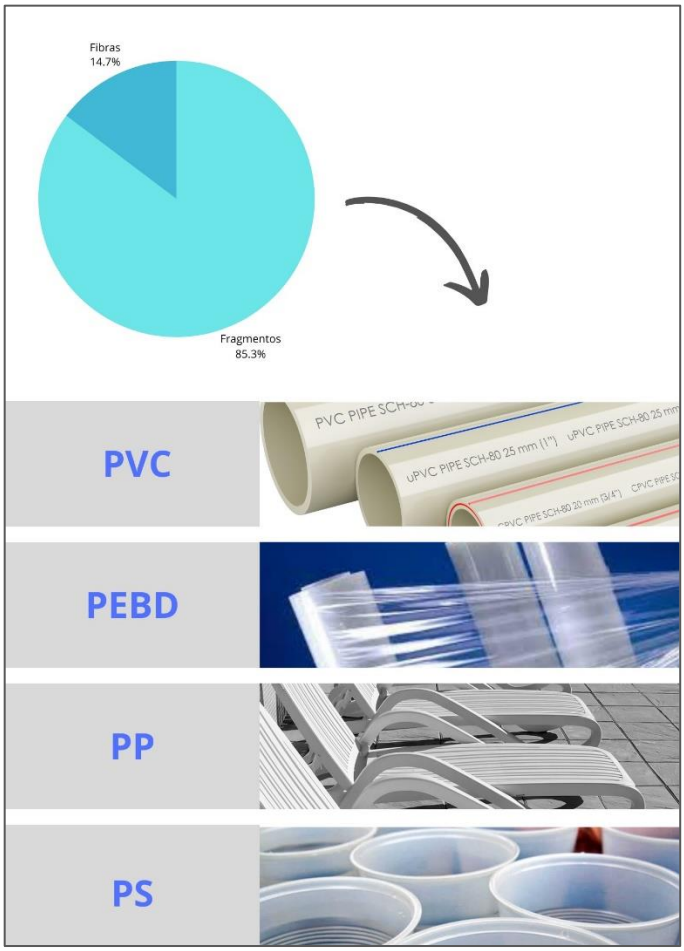
Relatório da Organização Mundial da Saúde (2019), acerca da contaminação por MP na água potável, sugere que, para uma melhor avaliação da exposição e riscos à saúde e para a implementação de planos de gestão, se faz necessário a ampliação de pesquisas, com investigação direcionadas a ocorrência de MP na água doce e potável, bem como, na análise da eficácia da remoção de partículas de plástico no processo do tratamento de água.

De forma geral, os processos de tratamento convencional da água, apresentam alta eficiência na remoção de impurezas, uma vez que são projetados para garantir a segurança e qualidade da água afim de atender aos padrões adequados de potabilidade (Shen *et al.*, 2020). Evidenciando nesse estudo, métodos de tratamento significativos na eficiência da remoção de MP. No entanto, se faz necessário mais pesquisas, com base na variabilidade da concentração de MP ao longo do tempo em ETAs, incluindo a extensão da investigação em águas de reservatórios e torneiras residenciais, para rastreamento de fontes de contaminação, bem como exposição, ingestão e risco â saúde.

5.6 Caracterização de MP por FTIR médio

Os espectros obtidos através do FTIR médio revelaram bandas espectrais características de diferente polímeros e confirmados por biblioteca no LabSolutions. Foram identificados quatro grupos polímeros de grande uso no cotidiano, Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Policloreto de vinila (PVC) e Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) (Figura 14).

Figura 14. Grupo de polímeros identificados por FTIR médio



Fonte: Elaborada pela autora

Semelhante a estudos de análises de MP em água, o PP e PE estão entre os MPs mais comuns (Pivokonsky et al., 2018), comparado a este estudo Jung *et al.*, (2022), identificou PP, PS e PE em estação de tratamento de água.

O PP é comumente usado em potes, baldes, brinquedos e acessórios de plástico no dia a dia vida, bem como sacolas e rótulos de alimentos para uso diário (Sang *et al.*, 2021).

A produção de itens plásticos à base de PS, são grandes contribuintes para a poluição plástica, que uma vez descartados inadequadamente, potencializam a dispersão no meio ambiente, podendo prejudicar a saúde humana e animal.

O PVC está categorizado como plásticos tóxicos, de produção em grande escala com derivados do bisfenol que são utilizados como plastificantes, além de ser o polímero mais comum em ETA (Akarsu; Kumbur; Kideys, 2021) uma vez está presente na composição de diversos acessórios do processo de tratamento e pode sofrer degradação e fragmentação por

meio de diversos fatores externos, como clima, temperatura e químicos utilizados na fase de tratamento.

É importante realizar estudos sobre remoção de poluentes de acordo com os diferentes tipos de polímeros, norteando para análise e planejamento na inovação dos processos do tratamento da água.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ocorrência de MPs foi avaliada em uma ETA convencional do município de Porto Seguro – BA. Pretendeu-se também avaliar a eficiência de remoção de MP de cada fase de tratamento da água.

Uma metodologia de separação por densidade foi otimizada visando baixo custo e facilidade de execução, para investigação da contaminação por microplásticos com foco em água proveniente de estações de tratamento para consumo, abrangendo os polímeros de maior fabricação e uso no cotidiano.

A densidade proposta e aplicada no método se mostrou simples e eficiente com taxa de recuperação média global de 79 %. Para o PVC e PET o método alcançou boa recuperação com taxa máxima de 90 e 98 %, demonstrando como a aplicação de uma solução com maior densidade, tende a ter influência na otimização das taxas de recuperação para polímeros mais densos.

O método mostrou uma resposta significativa para todos os polímeros analisados, abrangendo as diferentes densidades com o emprego de solução saturada (1,4 g/cm^3), contribuindo para análises e extrações de microplásticos na complexidade da contaminação ambiental.

Fragmentos e fibras foram encontrados em todas as amostras da ETA, com uma média de 1156 fragmentos na água bruta.

O tratamento convencional se mostrou eficiente, com alcance de 98,3% de remoção MP todos as fases do tratamento, com maior eficiência na fase de decantação com remoção de 94 %. No entanto o tratamento não se mostrou eficiente na remoção de fibras.

Quatro grupos de polímeros foram identificados (PVC, PEBD, PP e PS) na ETA.

De forma geral, os processos do tratamento convencional da água, apresentam alta eficiência na remoção de impurezas, uma vez que são projetados para garantir a segurança e qualidade da água afim de atender aos padrões adequados de potabilidade. Assim, se mostrando também eficiente na remoção dos MPs.

Se faz necessário a extensão da investigação em águas de reservatórios e torneiras residenciais, para rastreamento de fontes de contaminação, bem como exposição, ingestão e risco â saúde.

7. PERSPECTIVAS E LIMITAÇÕES

O presente estudo, demonstrou como a carga de contaminação por resíduos plásticos em águas superficiais podem refletir na qualidade da água fornecida para consumo. Evidenciando a presença de MP em todas as fases do tratamento, incluindo a água potável pronta para distribuição.

Poucos estudos no mundo buscaram avaliar a eficiência de remoção de MP no sistema de tratamento de água convencional (Pivokonsky *et al*., 2018; Shen *et al*., 2020; Kirsteina *et al*., 2021; Jung *et al*., 2022), e este estudo compõe esse grupo de investigação, contribuindo para ampliação do conhecimento quanto a contaminação por resíduos plásticos em ETA. No entanto, se faz necessário estudos com maior período de abrangência e a associação com outros fatores que podem influenciar nessa contaminação, como exemplo das tecnologias aplicadas no processo de tratamento, a relação do nível de degradação de tubulações e características físico-químicas da água.

Este estudo foi realizado dentro das limitações laboratoriais de acesso a coleta, assim, os resultados aqui apresentados são limitadas as características morfológicas e uma pequena representação da identidade polimérica, uma vez que não foi possível classificar grupos de MP quanto a sua dimensão, além de limitar a caracterização química, que depende massa suficiente de polímeros para análise em FTIR.

O crescimento de estudos que avaliam água diretamente da torneira, evidenciam um aumento da concentração de MP após a saída da ETA, que tem como possíveis fontes de contaminação, tubulações e reservatórios residências, que associados a diversos fatores podem intensificar a carga de contaminação. A tecnologia de membrana (ultrafiltração, nanofiltração, osmose reversa) tem sido aplicada com sucesso no tratamento de água, dispositivo de filtração da água com membrana após a torneira, antes do consumo humano, pode ser uma possibilidade para soluções de remoção dos MPs com partículas pequenas na água da torneira (Wang *et al.* 2019).

Além disso, o destino de MPs durante os processos de tratamento de água potável ainda não é totalmente compreendido, sugere-se a ampliação de investigação para o lodo gerado no processo, pois este pode ser meio de retorno do MP para os ecossistemas, através do uso posterior desse lodo na agricultura, que reflete na poluição do solo e águas subterrâneas e superficiais.

São necessários mais esforços para determinar a toxicidade dos microplásticos e a via de exposição para avaliar os riscos potenciais associados (OMS, 2019). Bem como, elaboração de protocolos, visando a padronização da investigação da contaminação por MP, possibilitando que estudos sejam comparáveis, que como banco de dados, sirva como base para pesquisas em outras vertentes, como riscos a saúde humana e ecossistemas.

6 REFERÊNCIAS

ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico – Perfil 2020**. Disponível em: http://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2020/. Acesso: 11 de jun. 2022.

ABIPLAST – **Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Panorama geral do setor de transformação e reciclagem de plástico no Brasil – Perfil 2022**. Disponível em: https://www.abiplast.org.br/publicacoes/preview-2022/. Acesso: 8 de ago. 2023.

ADIB, D.; MAFIGHOLAMI, R.; TABESHKIA. Identifcation of microplastics in conventional drinking water treatment plants in Tehran, Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 19, p. 1817 – 1826, 202. DOI: https://doi.org/10.1007/s40201-021-00737-3

AKARSU, C.; KUMBUR, H.; KIDEYS, A. E. Removal of microplastics from wastewater through electrocoagulation-electroflotation and membrane filtration processes. **Water Science & Tecnology**, v. 84, p. 1648-1662, 2021. DOI: https://doi.org/10.2166/wst.2021.356

ALLEN, S.; ALLEN, D.; BALADIMA, F.; PHOENIX, V. R.; THOMAS, J. L.; ROUX, G. L.; SONKE, J. E. Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observator. **Nature Communications**, v. 12, n. 7242, p. 1-10, 2021.DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-021-27454-7

ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12216: **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13230: Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis – identificação e simbologia**. Rio de Janeiro. 2008.

AUTA, H.S.; EMENIKE, C.U.; FAUZIAH, S.H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, p. 165–176, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013

BAHIA. PMMA - **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro**. Bahia, 2014. Disponível em: https://pmma.etc.br/biblioteca/. Acesso:10 de jun. 2022.

BELO, I. C. B.; ANDRADE, B. N. P.; MIRANDA, J. P. A.; DRUMOND, P. C. Microplásticos, seus Impactos no Ambiente e Maneiras Biodegradáveis de Substituição. **Revista Internacional de Ciências**, v. 11, n. 2, p. 214-228, 2021. DOI: https://doi.org/10.12957/ric.2021.54481

BERGMANN, M.; MUTZELl, S.; PRIMPKE, S.; TEKMAN, M. B. TRACHSEL, J.; GERDTS, G. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps. **Science Advances**, v. 5, n. 8, p. 1-10, 2019. DOI: https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157

BLASS, A. **Processamento de Polímeros. Série didática**. Editorial da UFSC, 2. ed. 1985.

BORGES, B.; QUEIROZ, L. G.; POMPÊO, M. **Protocolo para recuperação e caracterização de microplásticos de matrizes ambientais**. Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções. 2022. Tradução. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022.

BORN, M. P.; BRULL, C. From model to nature – A review on the transferability of marine (micro-) plastic fragmentation studies. **Science of The Total Evironment**, v. 811, p. 1 – 13, 2022.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357, 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento. Brasil, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde.** Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. **Lei n° 12.305, 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n° 2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Brasília, 2011.

BRASIL. **Plano municipal de saneamento básico: abastecimento de água potável**. Fundação Nacional da Saúde – FUNASA. Universidade Federal Fluminense. Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2016.

Brasil. **Portaria de Consolidação nº 888, de 4 de maio de 2021**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de Saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União. 5 mai. 2022.

BRENNECKE, D.; DUARTE B.; PAIVA, F.; CAÇADOR, J.; CANNING-CLODE, I. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 178, p. 189–195. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.12.003

BRYDSON, J. A. **Plastics Materials**. Ed. 7. Butterworth-Heinemann, Linacre House, Jordan Hill, Oxford, 1999.

CAMPANELE, C.; SAVINO I.; MASSARELLI, C.; URICHIO, V. F. Fourier Transform Infrared Spectroscopy to Assess the Degree of Alteration of Artificially Aged and Environmentally Weathered Microplastics. **Polymers**, v. 15, p. 1-16, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/polym15040911

CARDOSO, R. S.; XAVIER, L. H.; GOMES, C. F. S.; ADISSI, P. J. Uso de SAD no apoio à decisão na destinação de resíduos plásticos e gestão de materiais. **Pesquisa Operacional**, v. 29, n.1, p. 67-95, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S0101-74382009000100004

CASHMAN, M. A.; HO, K. T.; BOVING, T. B.; RUSSO, S.; ROBINSON, S.; BURGESS, R. M. Comparison of microplastic isolation and extraction procedures from marine sediments. **Marine Polution Bulletin**, v. 159, p. 1-8, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111507

CHAUKURA, N.; KEFENIi, K.K.; CHIKURUNHE, I.; NYAMBIYA, I.; GWENZI, W.; MOYO, W.; NKAMBULE, T.T.I.; MAMBA, B.B.; ABULUDE, F.O. Microplastics in the Aquatic Environment-The Occurrence, Sources, Ecological Impacts, Fate, and Remediation Challenges. **Pollutants**, v. 1, n.2, p. 95–118, 2021.DOI: https://doi.org/10.3390/pollutants1020009

CHERNIAK, S. L.; ALMUHTARAM, H.; MCKIE, M. J.; HERMABESSIERE, L.; YUAN, C.; ROCHMAN, C. M.; ANDREWS, R. C. Conventional and biological treatment for the removal of microplastics from drinking water. **Chemosphere**, v. 288, p. 132587, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132587

CANEVAROLO, S. V. **Ciência dos Polímeros.** 2. ed. São Paulo: Artliber Editora, 2002.

COLES, R. E. **Estudo de embalagens para o varejo, uma revisão literária**. Tradução Dante L. P. Neves. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. 5- Microplastics, standardisation and spatial distribution. **Microplastic Pollutants**, p. 101 – 130, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0

DAHMS, H. T. J.; VAN RENSBURG, G. I.; GREENFIELD, R. The microplastic profile of an urban African stream. **Science of The Total Environment**, v. 731, n. 138893, p. 138893, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138893

DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, C.; TASSIN, B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 2, p. 290-293, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006

DRIS, R.; GASPERI, J.; MIRANDE, C., MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; TASSIN, B. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 453-458, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA, J. L. N. Les types de climats annuels au Brésil : une application de la classification de Köppen de 1961 à 2015. **EchoGéo**, v. 41, n.15017, p. 1-26, 2017. DOI: 10.4000/echogeo.15017

EGESSA, R.; NANKABIRWA, A.; OCAYA, H.; PABIRE, W. G. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. **Science of The Total Environment**, v. 741, n.140201, p. 140201, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140201

EIA - Environmental Investigation Agency. **Lost at Sea: The Urgent Need to Tackle Marine Litter**. EIA: Washigton, DC, USA, 2015.

EMBASA - Empresa Baiana de Águas e Saneamento. **Relatório anual de informações ao consumidor (RAIC)** - Ficha de atualização 2015.

EMBASA - Empresa Baiana de Águas e Saneamento. **Relatório anual de informações ao consumidor (RAIC)** - Ficha de atualização 2016.

FENG, S.; LU, H.; TIAN, P.; XUE, Y.; LU, J.; TANG, M.; FENG, W. Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities. **Science of the Total Environment**, v. 739, n. 140087, p. 1-11, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140087

FISNER, M.; TANIGUSHI, S.; MAJER A. P.; BÍCEGO, M. C.; TURRA, A. Concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Implications for small-scale diagnostic and environmental monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, p. 349–354, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.045

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. **A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso**. Saúde Debate, Rio de Janeiro, v. 43, n. especial, p. 20-34, dez. 2019.

FRIEDLER, E.; CHAVEZ, D. F.; ALFIYA, Y.; GILBOA, Y.; GROSS, A. Impact of Suspended Solids and Organic Matter on Chlorine and UV Disinfection Efficiency of Greywater. **Water**, v. 13, p. 1 – 12, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13020214

FRIES, E.; DEKIFF, J. H.; WILLMEYER, J.; NUELLE, M.; EBERT, M.; REMY, D. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. **Evironmental Science Processes & Impacts**. v. 15, p. 1-8, 2013. DOI: https://doi.org/10.1039/C3EM00214D

FRIAS, J., et al. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans**, v. 4, p. 1 – 33, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.25607/OBP-723

GALVÃO, A.; ALEIXO, M.; PABLO, H.; LOPES, C.; RAIMUNDO, J. Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 26643 – 26649, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-020-08765-6

GURGEL, C. A. V.; QUEIROZ, G. B.; SANTOS, E. L. S. C.; GALVÃO, M. L. M. Impactos de extração do petróleo (óleo e gás) no Rio Grande do Norte, na região do alto Rodrigues/RN. **Holos**, v. 3, n. 29, p. 131-147, 2013. DOI: http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/715

HAKIM, L. ASMARA, A. A.; PRIAMBODO, R. Y.; WONG, Y. Microplastic pollution profile in the Indian Ocean of the Southern Java Island, Indonesia. **Environmental Challenges**, v. 13, p. 1 – 11, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100786

HALL, N.; BERRY, K.; RINTOUL, L; HOOGENBOOM, M. Microplastic ingestion by scleractinian corals. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 725-732, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/s00227-015-2619-7

HASIRCI, V. e HASIRCI, N. Polymers as Biomaterials. **Biomaterials**, v. 11, p. 613-745, 1990. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8856-3_5

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research prioritie. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190

HUANG, Z.; BI, L.; ZHANG, Z.; HAN, Y. Effects of dimethylolpropionic acid modification on the characteristics of polyethylene terephthalate fibers. **Molecular medicine reports,** v. 6, p. 709-715, 2012. DOI: https://doi.org/10.3892/mmr.2012.1012

HUSSAIN, N.; JAITLEY, V.; FLORENCE, A. T. Recent advances in the understanding of uptake of q microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. **Advanced Drug Delivery Reviews**, v. 50, n. 0169, p. 107-142, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/s0169-409x(01)00152-1

International organization of normalization (ISO). ISO / TR 21960: 2020: **Plastics - environmental aspects - state of knowledge and methodologies** (21960: 2020), 2020.

ISLAM, M. S.; ISLAM, Z; JAMAL, S. I. M.; MOMTAZ, N.; BEAUTY, S. A. Removal efficiencies of microplastics of the three largest drinking water treatment plants in Bangladesh. **Science of the Total Environment**, v. 895, p. 1 – 7, 2023.

IBGE - Instituto de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Rio de Janeiro, 2021.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico de 2022**. Informações completas. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/portoseguro/panorama. Acesso 04 jul. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Histórico de dados meteorológicos**, Porto Seguro, 2022.

JUNG, J. W.; KIM, S. KIM, Y. S.; JEONG, S.; LEE, J. Tracing microplastics from raw water to drinking water treatment plants in Busan, South Korea. **Science of the Total Environment**, v. 825, n. 154015, p.1-13, 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154015

KAIA, A. T.; YURTSEVER, M.; BAYRAKTAR, S. C. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. **The European Physical Journal Plus**, v. 133, n. 488, p. 1-9, 2018. DOI: 10.1140/epjp/i2018-12372-7

KEDZIERSKI, M.; TILLY, V. L.; BOURSEAU, P.; BELLEGOU, H.; CÉSAR, G.; SIRE, O.; BRUZAUD, S. Challenging the Microplastic Extraction from Sandy Sediments. **Environmental Science**. p. 59-65, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-71279-6_9

KANKANIGE, D.; BABEL, S. Contamination by ≥6.5 µm-sized microplastics and their removability in a conventional water treatment plant (WTP) in Thailand. **Journal of Water Process Engineering,** v. 40, p. 1 - 9, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101765

Kalčíková, G., Skalar, T., Marolt, G., & Kokalj, A. An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms. **Water research**, v. 175, p. 1 – 9, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115644.

KATRIVESIS, F. K.; KARELA, A. D.; PAPADAKIS, V. G.; PARASKEVA. Revisiting of coagulation-flocculation processes in the production of potable water. **Journal of Water Process Engineering,** v. 27, p. 193 – 204, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.12.007

KAY, P.; HISCOE, R.; MOBERLEY, I.; BAJIC, L.; MCKENNA, N. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 20, p. 20264-20267, 2018. DOI: 10.1007/s11356-018-2070-7

KELLY, J. J.; LONDRES, M. G.; MCCORMICK, A. R.; ROJAS, M.; SCOTT, J. W.; HOELLEIN, T. J. Wastewater treatment alters microbial colonization of microplastics**.** **Journal Citation Reports**, v. 16, n.1, p. 1-19, 2021. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244443

KIRSTEINA I. V.; HENSEL, F.; GOMIERO, A.; IORDACHESCU, L.; VIANELLO, A.; WITTGREN, H. B.; VOLLERTSEN, J. Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by µFTIR and Py-GCMS. **Water Research**, v. 188, n. 116519, p. 1-9, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519

KOELMANS, A. A.; NOR, N. H. M.; HERMSEN, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S. M.; FRANCE, J. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. **Water Research**, v. 155, p. 410-422, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054

KOMATSU, K. Y. C. **A estruturação dos modelos de negócio circulares na cadeia produtiva das embalagens plásticas PET**. Dissertação (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017

KOOI, M.; REISSER, J.; SLAT, B.; FERRARI, F. F.; SCHMID, M. S.; CUNSOLO, S.; KOELMANS, A. A. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. **Scientific Reports**, v. 6, n. 33882, p. 1- 10, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1038/srep33882

KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. **Plos One**, v. 13, n. 4, p. 1-18, 2018. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970

LA TORRE, G. E. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. Food **Scientists & Technologists**, v. 57, p. 1601-1608, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s13197-019-04138-1

LEDIEU, L.; PHUONG, N.; FLAHAUT, B.; RADIGOIS, P.; PAPIN, J.; GUERN, C.; BECHET, B.; GASPERI, J. May a Former Municipal Landfill Contaminate Groundwater in Microplastics? First Investigations from the “Prairie de Mauves Site” (Nantes, France). Hal Open Science, v. 2, p. 93 – 106, 2023. DOI: https://univ-eiffel.hal.science/hal-03979928

LEE, Y. H.; KIM, M.; LEE, Y.; KIM, D. H.; LEE, J. Nanoplastics induce epigenetic signatures of transgenerational impairments associated with reproduction in copepods under ocean acidification. **Journal of Hazardous Materials**, v. 449, p, 1 – 11, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131037

LESLIE, H. A.; BRANDSMA, S. H.; VELZEN, M. J. M.; VETHAAK, D. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater tratment plants, North Sea sediments and biota. **Environment International**, v. 101, n. 107199, p. 133 - 142, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018

LESLIE, H. A.; VELZEN, M. J. M.; BRANDSMA, S. H.; VETHAAK, D.; VALLEJO, J. J. G.; LAMOREE, M. H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, n. 107199, p. 1-8, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199

LI, C.; BUSQUETS, R.; MORUZZI, R. B.; CAMPOS, L. C. microplastics in drinking water in London. **Journal of Water Process Engineering**, v. 44, p. 1 – 7, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102346

LI, X.; MEI, Q.; CHEN, L.; ZHANG, H.; DONG, B.; DAI, X.; HE, C.; ZHOU, J. Enhancement in adsorption potential of microplastics in sewage sludge for metal pollutants after the wastewater treatment process. **Water research**, v. 157, p. 228-237, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.069.

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **The Science of the total environment**, v. 409, p. 3309-3324, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038.

LOPES, E. R. N.; OLIVEIRA, C.C. A bacia hidrográfica e sua topografia: implicações na paisagem do Rio dos Mangues, Bahia, Brasil**. Agua y Territorio**. v., p. 137-148, 2024. DOI: https://doi.org/10.17561/at.23.7169

LÓPEZ, A. P. A.; TRILLERAS, J.; ARANA, V. A.; ALZATE, L. S. G.; TOVAR, C. D. G. Atmospheric microplastics: exposure, toxicity, and detrimental health effects. **Royal Society of Chemistry,** v. 13, p. 7468-7489, 2023. DOI: 10.1039/d2ra07098g

LOURENÇO, L. F. A.; OLIVEIRA, R. C.; JÚNIOR, G. B.; GALVÃO, L. S.; ANDO, R. A.; MAUAD, T. Presence of airborne microplastics in human lung tissue. **Hazardous Materials**, v. 416, n. 126124, p. 1-6, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124

MAES, T.; JESSOP, R.; WELLNER, N.; HAUPT, K.; MAYES, A. G. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. **Nature**, v. 7, n. 44501, p. 1-10, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1038/srep44501

MÁRI, A.; BORDÓS, G.; GERGELY, S.; BUKI, M.; HAHN, J.; PALOTAI, Z.; BESENYIO, G.; SZABO, E.; SALGO, A.; KRISZT, B.; SZOBOSZLAY, S. Validation of microplastic sample preparation method for freshwater samples. **Water Research**, v. 202, p. 1-10, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117409

MASSI, L.; SOUSA, S. R.; LALUCE, C.; JUNIOR, M. J. Fundamento e aplicação da flotação como técnica de separação de misturas. **Química Nova na Escola**, n. 28, p. 1-4, 2008.

MASSURA, J.; BAKER. J.; FOSTER, G.; ARTHUR, C. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment. **National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA**. U.S. Department of Commerce, 2015.

MENDES, Y. C.; GONÇALVES, L, S. M.; DUTRA, R. H. A.; MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L. Análise da floculação por meio da distribuição do tamanho de partículas. **Revista DAE**, v. 68, n. 221, p. 12 – 19, 2020. DOI: https://doi.org/10.36659

MINTENIG, S. M.; LODER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, G. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. **Science of the Total Environment**, v. 648, n.1, p. 631-635, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178

Ministério da Saúde. **Guia prático de inspeção sanitária em formas de abastecimento de água para consumo.** Brasil, 2021.

MIRANDA, D.; MELLO, M.; ZOGAIB, P. **Plásticos Biodegradáveis.** Boletim de Inovação e Sustentabilidade, São Paulo, v. 1, 2018.

NIRMALA, K.; RANGASAMY, G.; RAMYA, M.; SHANKAR, V.; RAJESH, G. A critical review on recente research progresso n microplastic pollutants in drinking water. Environmental Research, v. 222, p. 1 - 11, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115312

NUELLE, M.; DEKIFF, J. H.; REMY, D.; FRIES, E. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 184, p. 161-169, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027

O'BRIEN, S.; OKOFFO, E. D.; O'BRIEN, J. W.; RIBEIRO, F.; WANG, X.; WRIGHT S. L.; SAMANIPOUR, S.; RAUERT, C.; TOAPANTA, T. Y. A.; ALBARRACIN, R.; THOMAS, K. V. Airborne emissions of microplastic fibres from domestic laundry dryers. **Science of The Total Environment**, v. 747, n.141175, p. 1-6, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141175

OLIVATTO, G. P. **Estudo sobre Microplásticos em águas superficiais na porção oeste da Baía de Guanabara**. Dissertação (Mestrado em Química). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2017.

PANG, K.; KOTEK, R.; TONELLI, A. Review of conventional and novel polymerization processes for polyesters. **Progress in Polymer Science**, v. 31, p. 1009-1037, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/J.PROGPOLYMSCI.2006.08.008.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimento de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 749-756, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-415220200143

PETROBRAS. **Nafta Petroquímica: informações técnicas**, 2011

PINLOVA, B.; HUFENUS, R.; NOWACK, B. Systematic study of the presence of microplastic fibers during polyester yarn production. **Jornal of Cleaner Production**, v. 363, n. 132247, p. 1-11, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132247

PIVOKONSKY, M.; CERMAKOVA, L.; NOVOTNA, K.; PEER, P.; CAJTHAML, T.; JANDA, V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 1644 – 1651, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102

QUEIROZ, L. G. Microplásticos: Uma abordagem Introdutório. Capítulo I. **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções**. Universidade de São Paulo – USP, 2022.

QUINN, B.; MURPHY, F.; EWINS, C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1-16, 2017.

RAGUSA, A.; SVELATO, A.; SANTACROCE, C.; CATALANO, P.; NOTARSTEFANO, V.; CARNEVALI, O.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOCCO, F.; DRAGHI, S.; D' AMORE, E.; RINALDO, D.; MATTA, M.; GIORGINI, E. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, n. 106274, p. 1-8, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274

RANI, M.; DUCOLI, S.; DEPERO, L. E.; PRICA, M.; TUBIC, A.; ADEMOVIC.; MORRISON, L.; FEDERICI, S. A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices. **Molecules**, v. 28, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390%2Fmolecules28155710

RATHORE, C.; SAHA, M.; GUPTA, P.; KUMAR, M.; NAIK. A.; BOER, J.; Standardization of micro-FTIR methods and applicability for the detection and identification of microplastics in environmental matrices. **Science of the Total Environment**, v. 888, p. 1-14, 2023. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164157

RIBEIRO, V. V. Densidade, taxa de entrada e análise morfológica de Pellets plásticos na praia de Santa Cruz dos Navegantes, Guarujá-SP. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 29, p. 9-17, 2019. DOI: https://doi.org/10.18764/1981-6421e2019.2

RODRIGUES, M. O.; ABRANTES, N.; GONÇALVES, F. J. M.; NOGUEIRA, H.; MARQUES, J. C.; GONÇALVES, A. M. M. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of the Total Environment,** v. 633, p. 1549-1559, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.233

RODRIGUES, M. O.; ABRANTE, A.; GONÇALVES, F. J. M.; NOGUEIRA, H.; MARQUES, C.; GONÇALVES, A. M. M. Impacts of plastic products used in daily life on the environment and human health: What is known?. **Environmental Toxicology and Pharmacology.** v. 72, p., 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103239

ROSSI, A. V.; TERCI, D. B. L.; TERRA, J.; PINHEIRO, T. L. **Separando e identificando alguns plásticos**. Grupo de Pesquisas em Química Analítica e Educação, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, 2005.

RUFFELL, H.; PANTOS, O.; NORTHCOTT, G.; GAW, S. Wastewater treatment plant effluents in New Zealand are a significant source of microplastics to the environment. **Journal of Marine and Freshwater Research,** v. 1, p. 1-17, 2021.DOI: https://doi.org/10.1080/00288330.2021.1988647

SANG, W.; CHEN, Z.; MEI, L.; HAO, S.; ZHAN, C.; ZHANG, W. B.; LI, M.; LIU, J. The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 1 – 7, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142606

SAPAE, **A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society**, 2019

SCHYMANSKI, D.; OBMANN, E. B.; BENISMAIL, N.; DALLMAN, G.; ESCH, E. V.; FISCHER, F.; GILLILAND, D.; GLAS, K.; HOFMANN, T.; KAPPLER, A.; LACORTE, S.; MARCO, J.; RAKWE, M. E.; WEISSER, J.; WITZIG, C.; ZUMBULTE, N.; IVLEVA, N. P. Analysis of microplastics in drinking water and other clean water samples with micro-Raman and micro-infrared spectroscopy: minimum requirements and best practice guidelines. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 413, p. 5969–5994, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s00216-021-03498-y

SCHWABL, P.; KOPPEL, S.; KONIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T.; LIEBMANN, B. Detection of various microplastics in human stool. **Annals of Internal Medicine**, v. 171, n. 7, p. 453, 2019. DOI: https://doi.org/10.7326/M19-0618

SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. Boletim **Observatório MPE**, Porto Seguro, 2023.

SEEWOO, B.; GOODES et al. The plastic health map: A systematic evidence map of human health studies on plastic-associated Chemicals. **Environmental Tnternational**. v. 181, p. 1-25, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108225

SENATHIRAJAH, K.; ATTWOOD, S.; BHAGWAT, G.; CARBERY, M.; WILSON, S.; PALANISAMI, T. Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, n. 124004, p. 1-15, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124004

SHEN, N.; SONG, B.; ZHU, Y.; ZENG, G.; ZHANG, Y.; YANG, Y.; WEN, X.; CHEN, M.; YI, H. Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions. **Chemosphere**, v. 251, p. 1 – 13, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126612

SHEN, M.; ZENG, Z.; WEN, X.; REN, X.; ZENG, G.; ZHANG, Y.; XIAO, R. Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China. **Environmental Science and Pollution Research,** v. 28, p. 42313 – 42324, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-021-13769-x

SHEN, M.; ZENG, Z.; LI, L.; SONG, B.; ZHOU, C.; ZENG, G.; ZHANG, Y.; XIAOB, R. Microplastics act as an important protective umbrella for bacteria during water/wastewater disinfection. **Journal of Cleaner Production**, v. 315, p. 1 – 11, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128188

SILVA, P. A. G.; MORUZZI, R. B.; BULL, J. C.; OLIVEIRA, A. L. Avaliação do diâmetro estável e da distribuição do tamanho de partículas (DTP) na floculação e no recrescimento de partículas floculentas. **Portal Tratamento de Água**, 2018.

SILVA, P. M.; NANNY, M. A. Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). **Water**, v. 12, p. 1-8, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/w12041210

TANG, K. H. D.; HADIBARATA, T. Microplastics removal through water treatment plants: Its feasibility, efficiency, future prospects and enhancement by proper waste management. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 1 – 12, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100264

TEIXEIRA, M.; CIRINO, C.; LINO, D. **A indústria de transformados plásticos**, 1. ed. São Paul: Sindicato dos Químicos de São Paulo, 2017.

TEOTÔNIO, M. H. R. **Presença de microplásticos em água de torneira no plano piloto uma região administrative de Brasília**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde). Universidade de Brasília, 2020.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at Sea: Where Is All the Plastic., **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1094559

TORRES, F. G.; SALINAS, D. C. D.; ORTEGA, C. I. P.; DE-LA-TORRE, G. E. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. **Science of the Total Environment**, v. 757, n. 14387, p. 1-14, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143875

UNICEF. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines.** Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF), 2017.

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C.R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmont Pollution**, v. 193, p. 65–70, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010

VELASCO, A. N.; GENTILE, S. R.; ZIMMERMANN, S.; COUSTUMER, P. L.; STOLL, S. Contamination and removal efficiency of microplastics and synthetic fibres in a conventional drinking water treatment plant in Geneva, Switzerland. **Science of the Total Environment,** v. 880, p. 1 – 9, 2023. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163270

VIERA, S. S.; ESPONDA, S. M.; PADRON, M. E. T.; FERRERA, Z. S.; RODRIGUEZ, J. J. S. An assessment of the concentration of pharmaceuticals adsorbed on microplastics.

Chemosphere, v. 266, p. 1-15, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129007

WANG, Z.; LIN, T.; CHEN, W. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). **Science of the Total Environment**, v. 700, p. 1 – 9, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520

WANG, Y.; ZHANG, J.; BAO, C.; XU, X.; LI, D.; CHEN, J.; HONG, M.; PENG, B.; ZHANG, Q. Self-cleaning catalytic membrane for water treatment via an integration of Heterogeneous Fenton and membrane process. **Journal of Membrane Science**, v. 624, p. 1-12, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.memsci.2021.119121

WHELTON, A. J.; DIETRICH, A. M. Critical considerations for the accelerated ageing of high-density polyethylene potable water materials. **Polymer Degradation and Stability**, v. 94, p. 1 – 13, 2009. DOI: doi:10.1016/j.polymdegradstab.2009.03.013

WILLANS, M.; SZCZECINSKI, E.; ROOCKE, C.; WILLIAMS, S.; TIMALSINA, S.; VONGSVIVUT, J.; MCLLWAIN, J.; NADERI, G.; LINGE, K.; HACKETT, M. J. Development of a rapid detection protocol for microplastics using reflectance-FTIR spectroscopic imaging and multivariate classification. **Environmental Science Advances**, v. 2, p. 663 – 674, 2023. DOI: https://doi.org/10.1039/d2va00313a

WIT, W.; HAMILTON, A, SCHEER, R, STAKES, T.; ALLAN, S. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. **WWF - Fundo Mundial para a Natureza**, 2019.

WORLD ECOMOMIC FORUM (WEF). **The New Plastics Economy Rethinking the future of plastics,** 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Microplastics in drinking-water**. Organização Mundial da Saúde (OMS), 2019.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? Environment. Science Technology., v. 51, n. 12, p. 6634−6647, 2017. DOI: https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.7b00423

WU, J.; ZHANG, Y.; TANG, Y. Fragmentation of microplastics in the drinking water treatment process - A case study in Yangtze River region, China. **Science of the Total Environment**, v. 806, n. 150545, p. 1-10, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150545

XIA, W.; RAO, Q.; DENG, X.; CHEN, J.; XIE, P. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland Waters. **Science of the Total Environment**, v. 732, p. 1-7, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065

YA, H.; JIANG, B.; XING, Y.; ZHANG, T.; LV, M.; WANG, X. Recent advances on ecological effects of microplastics on soil environment. **Science of the Total Environment**, v. 798, n. 148338, p. 1-20, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149338

YANG, D; SHI, H.; LI, LAN.; LI, J.; JABEEN, K.; KOLANDHASAMY. Microplastic Pollution in Table Salts from China. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 13622 – 13627, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b03163

YANG, C.; NIU, S.; XIA, Y.; WU, J. Microplastics in urban road dust: Sampling, analysis, characterization, pollution level, and influencing factors. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 168, p. 1 – 14, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117348

ZAMBRANO, D. A.; HERNADEZ, J. R.; RUIZ, C. G. First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. **Environmental Science and Pollution Research,** v. 30, p. 73600-73611, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-023-27461-9

ZAMORA, A. M. et al. Atlas do plástico-Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. **Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll**, 2020.

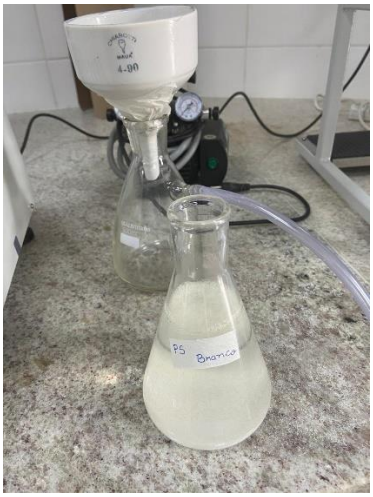
ZHANG, W.; MA, X.; ZHANG, Z.; WANG, Y.; WANG, J.; WANG, J.; MA, D. Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, p. 28-34, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.002

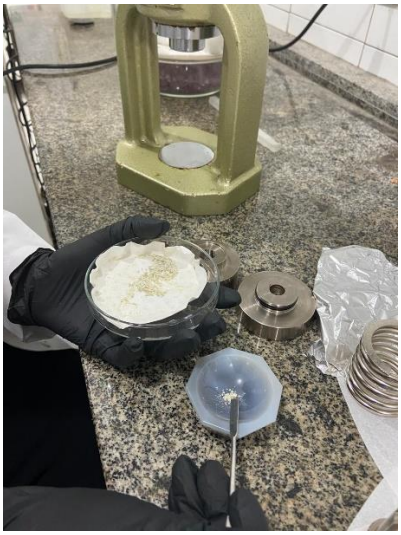
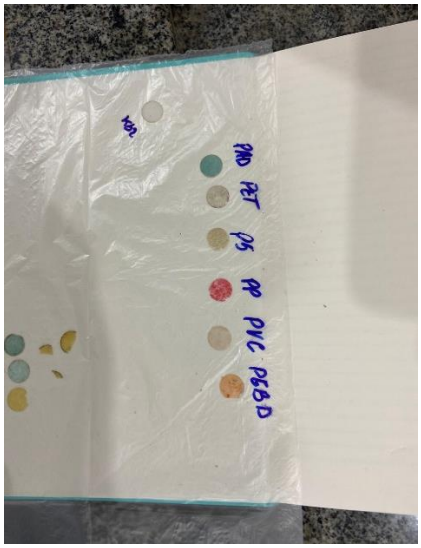
ZHOU, G.; WU, Q.; WEI, X.; CHEN, C.; MA, J.; CRITTENDEN, J. C.; LIU, B. Tracing microplastics in rural drinking water in Chongqing, China: Their presence and pathways from source to tap. **Journal of Hazardous Materials**, v. 459, p. 1 – 9, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132206

ZHU, F., ZHU, C.; WANG, C.; GU, C. Occurrence and Ecological Impacts of Microplastics in Soil Systems: A Review. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, n. 6, p. 741–749, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s00128-019-02623-z

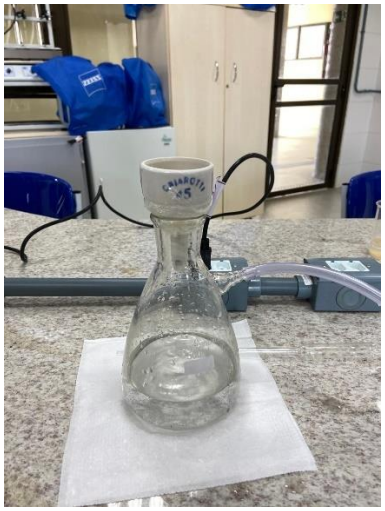
7 APÊNDICES

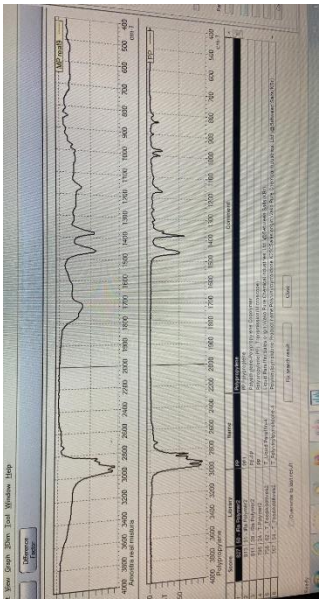
APÊNDICE A - Análise em laboratório do ensaio de recuperação

 Fragmentação de plásticos (Poliestireno)	 Pesagem de MP para ensaio de recuperação
 Separação por densidade do PVC	 Filtração a vácuo de amostra do branco

 Secagem em estufa das amostras filtradas	 Pesagem final das amostras
 Preparação de pastilhas de Kbr com MP para análise em FTIR	 Pastilhas de cada tipo de polímero utilizadas no FTIR

APÊNDICE B – Análise das amostras de água da estação de tratamento de água

Amostras de água da Embasa	NaCl utilizado na separação por densidade
 Filtração a vácuo das amostras de água	Identificação visual de MP

	
Armazenamento dos filtros das amostras	FTIR de fragmentos e fibras encontrados nas amostras de água

8 ANEXO

ANEXO A – Bibliografia de aplicação do método de separação por densidade em água superficial, subterrânea e de consumo.

AMBIENTE	SOLUÇÃO (mL)	SÓDIO UTILIZADO	DENSIDADE (g/cm^3)	REFERÊNCIA
Água Superficial	100	$ZnCl_2$	**	Jung *et al.*, (2022)
Água Superficial	1000	$ZnCl_2$	**	Rodrigues *et al.*, (2018)
Água subterrânea	2000	Nal	1,65	Ledieu *et al.*, (2023)
Água subterrânea	50	NaCl	1,20	Zambrano; Hernádez; Ruiz, (2023)
Água de consumo	500	$ZnCl_2$	1,37	Teotônio (2020)
Água de consumo	**	PTS	1,8	Kirsteína *et al.*, (2021)

PTS - Politungstato de sódio; **$ZnCl_2$** – Cloreto de Zinco; **NaCl** – Cloreto de Sódio; **Nal** – Iodeto de Sódio

**** -** não detalhado no método