



MARCOS VINÍCIUS MARTINS BALBINO

**REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLICLORETO DE
VINILA (PVC) POR CLARIFICAÇÃO COM CLORETO
FÉRRICO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO**

LAVRAS - MG

2024

MARCOS VINÍCIUS MARTINS BALBINO

**REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLICLORETO DE
VINILA (PVC) POR CLARIFICAÇÃO COM CLORETO
FÉRRICO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre

Prof^ª: Dra. Camila Silva Franco
Orientadora

LAVRAS - MG

2024

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Balbino, Marcos Vinícius Martins.

Remoção de microplásticos de policloreto de vinila (PVC) por clarificação com cloreto férrico para tratamento de água para abastecimento / Marcos Vinícius Martins Balbino. - 2024.

61 p.

Orientador(a): Camila Silva Franco.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

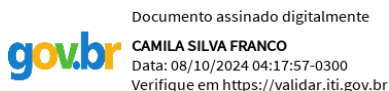
1. Poluição microplástica. 2. Diagrama de coagulação. 3. Tratamento de água. I. Franco, Camila Silva. II. Título.

MARCOS VINÍCIUS MARTINS BALBINO

**REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE POLICLORETO DE VINILA (PVC) POR
CLARIFICAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE
ABASTECIMENTO**

**REMOVAL OF MICROPLASTICS FROM POLYVINYL CHLORIDE (PVC) BY
CLARIFICATION WITH FERRIC CHLORIDE FOR WATER SUPPLY
TREATMENT**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre



APROVADO, em 09 de agosto de 2024,

Dra° Camila Silva Franco - UFLA

Dra° Paula Peixoto Assemany - UFLA

Dra° Luciana Sanches - UFMT

Prof(a). Dra° Camila Silva Franco

Lavras - MG

2024

DEDICATÓRIA

À minha irmã de alma Vitória Teotônio (*in memoriam*) e à
todos aqueles que possuem o afincio em proteger o meio ambiente,
assim dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, sempre à Deus pelos meus dias durante a pós graduação e pelos meus esforços em tua graça para ter a capacidade de finalizar. Como está escrito “Porque d’Ele, por Ele e para Ele são todas as coisas.” Romanos 11:36.

À duas pessoas em especial. À Bruna Dias, pelo companheirismo, pela amizade que vou levar para vida, pelos muitos ensinamentos, pela ajuda nos tempos difíceis, por estar sempre ao meu lado e por tornar o mestrado mais leve com risos, conversas, jantinhas e amor, meu muito obrigado.

E à Isabella Leite, pelo encontro incrível que tivemos, pela amizade proporcionada, por toda ajuda durante a pós graduação, pelas conversas, risadas e conselhos, por estar sempre comigo, festejando, apoiando, acreditando, meu muito obrigado.

Aos muitos amigos especiais que conheci e que habitará sempre em meu coração e na minha história, à Sabrina Iracilda, Lucas Chagas, Grazielly Leite, Thiago Adorno, Alice Braga, Vitor Hugo, Alan Diego, Ana Flávia, Tamiris Délis e a tantos outros que me apoiaram e estiveram comigo.

À minha querida orientadora Camila Franco que gentilmente aceitou ser minha professora, com toda calma e paciência.

À minha família e aos meus muitos amigos da minha cidade natal, que são meus alicerces e que sempre estiveram por perto mesmo com a distância.

Aos graduandos Vanessa, Higor, Amanda e Thamís, pela disposição, companhia e trabalho na pesquisa.

Aos demais mestres do Departamento de Engenharia Ambiental.

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.

“A perspectiva cósmica mostra que a Terra é um grão de poeira, mas um grão de poeira precioso e, no momento, a única casa que temos.”

-Autor desconhecido

RESUMO

Com aumento populacional e conseqüente aumento da utilização de polímeros plásticos no cotidiano, observa-se a presença de microplásticos (MP) como contaminantes emergentes nos ecossistemas atmosféricos, litosféricos e hidrosféricos como rios, mares, aquíferos e lagos, e ainda em organismos vivos. Neste contexto, a presença de MP nas águas de abastecimento é foco de estudos e sua remoção em processos tradicionais de tratamento de água é objeto deste estudo. Objetivou-se, portanto, realizar uma revisão bibliográfica das técnicas de tratamento de água e suas respectivas remoções de MP e avaliar a remoção do Policloreto de vinila (PVC) pelo processo de clarificação da água em escala de bancada com o uso do coagulante cloreto férrico, através de um diagrama de coagulação. Os ensaios de clarificação e a construção do diagrama foram realizados no aparelho Jar-Test com as etapas de coagulação à 300 rpm por 1 minuto e a floculação à 100, 80 e 60 rpm por 10, 5 e 5 minutos, respectivamente, seguido de 20 minutos de decantação. Para tal, foram utilizados 40 mL do coagulante $FeCl_3$ em concentrações de 0, 10,67, 21,33, 32,00, 42,67, 53,33 mg/L. Após os ensaios foram realizadas análises gravimétricas de MP e caracterização da água (pH). A revisão de literatura divulgou as remoções médias de cada técnica de tratamento de água. O processo de clarificação demonstrou uma capacidade de remoção máxima de PVC de 70%, em pH neutro com concentrações de coagulante de 32,00 a 42,67 mg/L, pela regressão obtida com os dados observados, estima-se que essas são as concentrações ideais para remoção máxima de MP de PVC. No diagrama de coagulação, o processo de remoção ocorreu pelos mecanismos de adsorção/neutralização e o mecanismo de varredura com eficiências máximas de 90% em ambos mecanismos.

Palavras-chaves: Diagrama de coagulação; Tratamento de água; Poluição microplástica; Contaminantes emergentes

ABSTRACT

With population growth and the consequent increase in the use of plastic polymers in everyday life, the presence of microplastics (MP) has been observed as emerging contaminants in atmospheric, lithospheric and hydrospheric ecosystems such as rivers, seas, aquifers and lakes, as well as in living organisms. In this context, the presence of PM in water supplies is the focus of studies and its removal in traditional water treatment processes is the subject of this study. The aim was therefore to carry out a literature review of water treatment techniques and their respective removal of PM and to evaluate the removal of polyvinyl chloride (PVC) by the water clarification process on a bench scale using the coagulant ferric chloride, using a coagulation diagram. The clarification tests and the construction of the diagram were carried out in the Jar-Test apparatus with the coagulation stages at 300 rpm for 1 minute and flocculation at 100, 80 and 60 rpm for 10, 5 and 5 minutes, respectively, followed by 20 minutes of settling. For this purpose, 40 mL of the coagulant FeCl_3 were used at concentrations of 0, 10.67, 21.33, 32.00, 42.67 and 53.33 mg/L. After the tests, gravimetric analyses of PM and water characterization (pH) were carried out. The literature review published the average removals of each water treatment technique. The clarification process showed a maximum PVC removal capacity of 70%, at neutral pH with coagulant concentrations of 32,00 to 42,67 mg/L. From the regression obtained with the observed data, it is estimated that these are the ideal concentrations for maximum removal of PVC PM. In the coagulation diagram, the removal process occurred by the adsorption/neutralization mechanism and the sweeping mechanism with maximum efficiencies of 90% in both mechanisms.

Keywords: Coagulation diagram; Water treatment; Microplastic pollution; Emerging contaminants

INDICADORES DE IMPACTOS

Os microplásticos são uma das problemáticas atuais mais pertinentes no âmbito do saneamento ambiental e tratamento de água, devido ao uso constantes de produtos poliméricos no cotidiano e ao descarte incorreto desses produtos, que em sua grande maioria são depositados no meio ambiente natural como no solo e em corpos hídricos. Em decorrência ao uso dos corpos hídricos para abastecimento urbano, se faz necessário a avaliação da remoção de microplásticos pelas tecnologias de tratamento de água antes da água tratada ser destinada à população. Portanto, o estudo teve por objetivo avaliar a remoção do PVC em escala micro através da tecnologia da clarificação da água para abastecimento usando o coagulante cloreto férrico. Os impactos advindos da pesquisa foi avaliar a tecnologia da clarificação da água na remoção dos microplásticos de PVC, a remoção resultou em eficiências de 70% no pH 7, 90% nos pH 6 e 10. A preocupação latente com a potabilidade da água para abastecimento urbano é dos objetivos da ODS, sendo o objetivo 6 (água potável e saneamento) pela preocupação do acesso à água potável para a população em tempos em que os corpos hídricos estão cada vez mais poluídos.

IMPACT INDICATORS

Microplastics are one of the most pertinent current issues in the field of environmental sanitation and water treatment, due to the constant use of polymeric products in everyday life and the incorrect disposal of these products, most of which are deposited in the natural environment such as soil and water bodies. Due to the use of water bodies for urban supply, it is necessary to evaluate the removal of microplastics by water treatment technologies before the treated water is sent to the population. Therefore, the aim of this study was to evaluate the removal of PVC on a micro scale through water clarification technology using the coagulant ferric chloride. The impact of the research was to evaluate water clarification technology in the removal of PVC microplastics, the removal resulted in efficiencies of 70% at pH 7, 90% at pH 6 and 10. The latent concern with the potability of water for urban supply is one of the objectives of the SDGs, with objective 6 (drinking water and sanitation) being the concern for access to drinking water for the population in times when water bodies are increasingly polluted.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01 - Desenho esquemático do mecanismo de neutralização.....	25
Figura 02 - Desenho esquemático do mecanismo de varredura.....	26
Figura 03 - Esquema de uma estação de tratamento de água.....	28
Figura 04 - Esquema metodológico de separação dos trabalhos pesquisados.....	29
Figura 05 - Esquema metodológico da pesquisa de revisão.....	29
Figura 06 - Microplásticos mais estudados no tratamento de água.....	30
Figura 07 - Remoção (%) pela tipologia dos microplásticos.	34
Figura 08 - Média de eficiência de remoção (%) dos microplásticos por clarificação, filtração direta, ciclo completo e técnicas avançadas.....	36
Figura 09 - Organograma metodológico dos ensaios de clarificação.....	38
Figura 10a) - Preparação e dosagem do coagulante para adição no JarTest.....	39
Figura 10b) - Operação do JarTest na etapa da floculação.....	39
Figura 11 - Diagrama de curvas de remoção.....	44
Figura 12 - Comparação da concentração residual do PVC pelo Teste Mann-Whitney.....	48
Figura 13 - Gráfico de dispersão da eficiência de remoção em diferentes pH's.....	49
Figura 14 - Dotplot do teste de significância dos coeficientes apresentados na regressão polinomial quadrática.....	50

LISTA DE SIGLAS

EPS - Poliestireno Expandido
ETA - Estação de Tratamento de Água
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
MP - Microplástico
MVC - Monômero Cloreto de Vinila
PAC - Policloreto de Alumínio
PAM - Poliacrilamida
PE - Polietileno
PEAD - Polietileno de Alta Densidade
PEBD - Polietileno de Baixa Densidade
PET - Polietileno Tereftalato
PP - Polipropileno
PS - Poliestireno
PVC - Policloreto de Vinila
TAS - Taxa de Aplicação Superficial

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo geral.....	15
2.2. Objetivos específicos.....	15
2.3. Hipótese de pesquisa.....	15
3. REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1. Polímeros	16
3.2. Poluição plástica.....	17
3.3. Presença de microplástico no ambiente.....	20
3.4. Policloreto de vinila.....	22
3.5. Tratamento de água para abastecimento.....	24
3.6. Levantamento da remoção dos MPs por diferentes técnicas de tratamento de água.....	28
4. MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1. Ensaio de clarificação com cloreto de ferro para remoção de MP de PVC em água destilada.....	38
4.2. Quantificação e avaliação da eficiência de remoção dos MP e caracterização da água decantada.....	41
4.3. Análises de dados.....	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
5.1. Remoção do PVC pelos mecanismos de coagulação.....	43
6. CONCLUSÃO	51
6.1 Sugestões de trabalhos futuros.....	51
7. REFERÊNCIAS	52
8. APÊNDICE	60

1 INTRODUÇÃO

A presença dos microplásticos (MPs) nos os meios físicos, como no solo (Meixner; Kubiczek; Fritz, 2020), na diversidade de corpos hídricos (Horton *et al.*, 2017) e no ar (Amato-Lourenço *et al.*, 2020) tem sido registrada e discutida. Além das zonas ambientais, os microplásticos foram encontrados em organismos vivos como peixes e crustáceos (Mistri *et al.*, 2022), e inclusive no corpo humano, na corrente sanguínea (Leslie *et al.*, 2022) e na placenta de gestantes (Ragusa *et al.*, 2021).

Este cenário é resultado do alto consumo dos produtos plásticos, uma vez que possuem características desejadas em várias aplicações, como durabilidade, alta resistência, maleabilidade e baixo custo para diversos setores econômicos de bens e serviços (Aguiar e Asencios, 2021). No entanto, o descarte incorreto de resíduos plásticos, associado ao intemperismo físico e químico; e as produções em escalas micro nas indústrias químicas, cosméticas e têxteis, geram MPs com dimensões variando entre 5 mm e 0,1 µm, classificados como poluentes emergentes, ou seja, em fase inicial de estudo e monitoramento (Meixner; Kubiczek; Fritz, 2020).

Estudos recentes envolvendo a poluição emergencial dos microplásticos mencionam a presença dos mesmos com um alto potencial de contaminação nos cursos hídricos, por possuírem altas áreas de superfícies e a capacidade de aderência em compostos tóxicos como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), fármacos e metais pesados (Branco, 2021). Os MPs também possuem a capacidade de romper as barreiras biológicas e bioacumular nos organismos podendo afetar órgãos, tecidos e a funcionalidade das células, através da adsorção por organismos, ocasionando efeitos tóxicos e letais (Bergami *et al.*, 2017).

Dentre os polímeros plásticos mais consumidos, são de destaque o polipropileno (PP), polietileno (PE), policloreto de vinila (PVC), poliestireno expandido (EPS), polietileno tereftalato (PET) e poliestireno (PS) que correspondem a cerca de 90% da demanda mundial (Andrady; Neal, 2009). Contudo, a destinação inadequada dos resíduos plásticos intensifica a poluição polimérica, de tal forma, que 79% de toda produção de polímeros plásticos foi descartada em aterros e nos ambientes naturais, 9% reciclados e 12% incinerados (Geyer; Jambeck; Law, 2017). Os ecossistemas aquáticos recebem por ano 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos descartados incorretamente (Meijer *et al.*, 2021).

Os corpos hídricos continentais atuam no carreamento dos materiais plásticos em escalas macro e micro para as costas e mares, expandindo a poluição plástica (Windsor,

2019). Portanto, estudos sobre a remoção dos MPs pelas técnicas do tratamento de água são necessários, principalmente pela utilização dos corpos hídricos superficiais para o abastecimento de água destinada à população. As águas de abastecimento requerem um tratamento prévio para alcançar os padrões de potabilidade de acordo com a Portaria n° 888 de 2021 do Ministério da Saúde.

O PVC está entre os polímeros mais produzidos no mundo, porém sua detecção como microplásticos nos corpos hídricos é baixa (1 - 2 %) em comparação a outros polímeros como o PE, PP, PS e PET que são usualmente encontrados em estudos de detecção de microplásticos. A baixa detecção do PVC em ambientes aquáticos pode ser explicada devido às alterações em sua composição quando exposto as condições intempéricas por longos períodos de tempo, como a fotodegradação, que resulta na separação do PVC em dois subprodutos, um polieno e um cloreto de hidrogênio, ou seja, devido ao desmembramento da molécula de PVC há uma dificuldade na sua respectiva detecção (Fernandez-González *et al.*, 2022).

O PVC é amplamente utilizado nas tubulações dos Sistemas de Abastecimento de Água e coleta e transporte de esgoto. No entanto, há poucos registros sobre sua remoção durante o processo de tratamento de água nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) e nas águas de abastecimento (Di Bernardo e Paz, 2008).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a eficiência de remoção de microplásticos de Policloreto de vinila pelo processo de clarificação do tratamento de água em escala de bancada com a utilização do coagulante cloreto férrico.

2.2 Objetivos específicos

- Identificar as eficiências de remoção de MPs por diferentes técnicas de tratamento de água e diferentes composições de materiais dos MPs publicados cientificamente.
- Avaliar a eficiência de remoção dos MPs de PVC em água destilada e determinar a faixa ótima do coagulante cloreto férrico em pH neutro e em pH 6 e 10.
- Caracterizar os mecanismos de remoção de MPs de PVC por clarificação com cloreto férrico por meio do diagrama de coagulação.

2.3 Hipótese de pesquisa

O processo de clarificação da água é a tecnologia do tratamento de água mais simples e com menor custo econômico, podendo ser aplicada em diversos âmbitos, como na zona rural, na zona urbana, em pequenas propriedades e grandes centros urbanos. De tal modo que, se houver MPs de PVC dispostos em corpos hídricos, o processo de clarificação como o tratamento de água seria eficaz na remoção dos MPs de PVC.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Polímeros

Em 1909, Leo Hendrick Baekeland produziu o primeiro polímero sintético estável chamado Bakelite, que foi bastante utilizado na produção de telefones, rádios, câmeras e outros produtos similares. Após a geração do primeiro polímero no início do século XX, houve um aumento na sua exploração, contudo, o ápice do desenvolvimento dos polímeros ocorreu há algumas décadas. Após a 2ª Guerra Mundial, na década de 50, ocorreu a intensificação das indústrias de polímeros sintéticos para suprir as demandas momentâneas (Aguiar; Asencios, 2021).

Os polímeros são materiais constituídos por macromoléculas compostas pela união de inúmeras unidades de repetições, conhecidos como meros. As uniões dos meros por meio das ligações covalentes formam cadeias denominadas monômeros, que são estruturas químicas de alto peso molecular (Ram, 1997). Os polímeros podem ser naturais ou sintéticos e terem diferentes classificações, como os elastômeros e os termorrígidos, que são as borrachas e as fibras e os termoplásticos, definidos como polímeros moldáveis, conhecidos comumente como plásticos, por exemplo o polietileno e o poliestireno (Olivatto *et al.*, 2018).

Os polímeros termorrígidos apresentam moléculas com ligações cruzadas que geram rigidez, alta resistência térmica e mecânica após o processo de cura e possuem melhor estabilidade dimensional (Canevarolo, 2002). Os elastômeros, são polímeros com propriedades elásticas e flexíveis, que retornam a sua geometria original mesmo sendo submetidos a grandes deformações. Suas propriedades derivam das cadeias flexíveis amarradas umas às outras, com uma baixa densidade de ligações cruzadas obtidas através da vulcanização (Mano; Mendes, 1999).

Os termoplásticos são classificados como polímeros orgânicos sintéticos e são facilmente fabricados devido suas macromoléculas lineares ou ramificadas. Devido às suas propriedades, são moldáveis durante o processo de aquecimento na sua fabricação e possuem capacidade de solidificação quando submetidos ao processo de resfriamento. Os termoplásticos foram desenvolvidos devido a necessidade de se utilizar um material isolante e processável, além de ter atributos como alta durabilidade, leveza, maleabilidade, impermeabilidade e ter um baixo custo que provém tanto da sua industrialização e da sua matéria prima (Olivatto *et al.*, 2018).

A principal matéria prima no preparo de materiais plásticos e polímeros sintéticos é derivada de petróleo bruto. Por ser uma mistura formada de compostos orgânicos, resulta em diversos subprodutos quando submetido ao processo de refinamento, comumente a destilação fracionada. A derivação do petróleo produz gases liquefeitos, os combustíveis como gasolina e óleo diesel, piche e a nafta que é a matéria prima dos materiais poliméricos sintéticos. São destinados cerca de 4% da produção mundial de petróleo para as indústrias de plásticos (Piatti; Rodrigues, 2005).

Após o processo de refinamento, a nafta é direcionada para as indústrias. Há 3 etapas principais durante a produção dos plásticos. A primeira etapa é caracterizada pela originação dos monômeros como o etano a partir de diversos processos; a segunda etapa é responsável pela produção de resinas poliméricas conhecidas como pellets e a terceira etapa denominada transformadora por ser responsável pela moldagem e confecção dos produtos plásticos (Pereira, 2014).

Os plásticos formam um diverso grupo com diferentes tipologias de polímeros sintéticos. A diversidade polimérica e as organizações dos monômeros resultam em características distintas para cada tipologia de plástico. Os polímeros mais produzidos no mundo são o PP, polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno de alta densidade (PEAD), PVC, PET e PS (Queiroz, 2022). O Quadro 1 apresenta as principais tipologias dos polímeros e suas aplicações.

3.2 Poluição plástica

Pelo baixo custo, vantagens na utilização, facilidade e variedade de processamento, juntamente com propriedades aceitáveis e baixa massa específica em relação a outros materiais, os plásticos estão sendo altamente utilizados em nosso cotidiano desde o fim do século XX (Gonçalves, 2016). A utilização de materiais plásticos teve um aumento exponencial, se tornando um material comum em indústrias, na medicina, na agricultura e em produtos diários como embalagens de alimentos, garrafas de bebidas, vestimentas e produtos de beleza e higiene (Xia *et al.*, 2020).

Desde a iniciação da produção plástica em meados de 1950, foram produzidos mais de 6,3 bilhões de toneladas de componentes plásticos. De toda produção histórica, apenas 9% dos plásticos foram reciclados, 12% incinerados e 79% descartados em aterros e no ambiente natural (Geyer; Jambeck; Law, 2017). Com a elevada produção de materiais plásticos, o baixo

percentual de reciclagem e o descarte de maneira incorreta no meio ambiente, encontra-se resíduos plásticos nos meios físicos: na atmosfera (Klein; Fischer, 2019), em solos (Dong *et al.*, 2020) e nos corpos hídricos, tanto superficiais como rios, lagos, mares e subterrâneos como aquíferos freáticos e artesianos (Horton *et al.*, 2017).

Quadro 1 – Principais espécies de polímeros produzidos e suas respectivas aplicações

POLÍMEROS	APLICAÇÕES
Polipropileno (PP)	Embalagens de alimentos, acabamento interno de carros, para-choque, cadeirinha de criança.
Polietileno de baixa densidade (PEBD)	Sacos plásticos, filme plástico, sacos de lixo, tubos, revestimentos de caixa de leite.
Polietileno de baixa densidade (PEAD)	Garrafas de plástico, recipientes para produtos de limpeza, canos para gás e água potável, utensílios domésticos.
Policloreto de vinila (PVC)	Botas, cortinas de chuveiro, caixilhos de janelas, canos, revestimentos de piso, cabos elétricos, couro sintético.
Tereftalato de polietileno (PET)	Fibras de poliéster, filmes, embalagens de alimentos, garrafas de bebidas.
Poliestireno (PS)	Embalagem de alimentos, material de embalagem, isolamento.
Outros (Plásticos diversos, como PC, PA, PMMA, PUR, ABS, ASA, SAN, termoplásticos)	Malas, roupas, cordas, paraquedas, cerdas para escovas de dente, brinquedos, caixas de aparelhos elétricos.

Fonte: Adaptado, (Queiroz, 2022)

A Organização Mundial da Saúde (OMS, 2019), afirma que as partículas plásticas estão presentes em diversos ambientes e foram detectados em alimentos como verduras e legumes (Tympa *et al.*, 2021), nos esgotos (Di Nunno *et al.*, 2021), no ar e em diversas partes do corpo humano, como no sangue (Leslie *et al.*, 2022), na placenta e no leite materno (Ragusa *et al.*, 2022). É comum a detecção de microplásticos em águas marinhas e águas

doces devido aos descartes incorretos, alcançando águas de abastecimento público e águas potáveis comercializadas (Shruti *et al.*, 2020).

Pelo fato de os poluentes plásticos estarem presente nos elementos do ciclo hidrológico, direcionados pela topografia, geomorfologia da superfície e rede de drenagem, os corpos hídricos continentais atuam no carreamento dos materiais poluidores para os mares e oceanos, ou seja, as bacias hidrográficas representam uma importante área de diagnóstico das áreas poluídas e um foco para ações remediadoras para a problemática (Windsor, 2019).

Estima-se que 150 milhões de toneladas de plástico circularam nos oceanos a partir de 2016. Estudos preveem que até 10% de todo material plástico produzido será disposto no mar (Thompson, 2006) e que a quantidade de plásticos nos oceanos irá ultrapassar a quantidade de peixes em 2050 (World Economic Forum, 2016).

Um dos mais visíveis impactos da poluição plástica nos oceanos é o vórtice de lixo no Oceano Pacífico, também conhecido como Garbage Patch do Pacífico ou Ilha do Plástico. Ele é um aglomerado flutuante de plástico situado entre os estados americanos Havaí e Califórnia, possuindo uma extensão de aproximadamente 1,6 milhões de km² e massa que ultrapassa 80.000 toneladas (Costa, Duarte, Rocha-Santos, 2019). De acordo com Chiba *et al.* (2018), foram encontrados resíduos plásticos até na Fossa das Marianas, local mais profundo do oceano, com 11.000 m de profundidade.

A ingestão é a maior interação que a biota aquática tem com os plásticos, podendo causar diversos danos nocivos como bloqueio intestinal, diminuição nos níveis de hormônios, interferência na reprodução, redução na absorção de nutrientes. Essa ingestão pode ser fatal pois causa uma falsa sensação de saciedade levando a biota à morte por subnutrição (Da Silva *et al.*, 2021). Ainda segundo Da Silva *et al.* (2021), os detritos plásticos têm propriedades bioacumulativas, tendo a capacidade de se acumular nos organismos e tecidos. Devido a capacidade dos poluentes de bioacumulação, os mesmos podem ser transferidos para outros seres vivos através dos níveis tróficos via cadeia alimentar, expondo os seres humanos as nocividades das partículas plásticas.

Novas abordagens sobre a poluição plástica têm ganhado destaques na comunidade científica e nos órgãos ambientais ao redor do mundo. Pequenas partículas plásticas em escalas micro e nano foram detectadas em diferentes ambientes. Estas partículas são denominadas microplásticos e as mesmas podem impactar negativamente organismos, populações e ecossistemas (Queiroz, 2022).

3.3 Presença de microplásticos no ambiente

Em 1971, observou-se pela primeira vez microplásticos no ambiente aquático, na forma de pequenos fragmentos de plásticos na camada superficial dos oceanos e no sistema digestivo de alguns animais marinhos (Carpenter *et al.*, 1972). Nos últimos anos, estudos evidenciaram a presença de microplástico nos lugares mais remotos do planeta, como o Ártico (Obbard *et al.*, 2014). Os plásticos quando dispostos no meio ambiente podem ser degradados por diversos fatores, como radiações, ações mecânicas, hidrólises, luz solar e intemperismo. O processo de degradação resulta na fragmentação, gerando partículas em escalas micro e nano resultando microplásticos com dimensões de 5 mm a 0,1 μm e nanoplásticos com dimensões menores que 0,1 μm (Caixeta *et al.*, 2018).

Os microplásticos podem ter três classificações de acordo com suas origens (Aguiar; Asencios, 2021). As origens primárias são os plásticos fabricados na escala micro, na forma de microesferas para a utilização em produtos cosméticos e higiene pessoal e microfibras utilizados em indústrias têxteis e de vestimentas (Meixner; Kubiczek; Fritz, 2020). A origem secundária é resultante da degradação e fragmentação de macrolásticos. O material sintético é caracterizado pela longevidade alcançando de 500 a 600 anos para ter sua completa degradação, porém sua deterioração e fragmentação no meio ambiente ocorre por diversos fatores ambientais e intempéries, o que resulta em partículas plásticas mais frágeis e cada vez menores (Olivatto *et al.*, 2018).

Os microplásticos e os nanoplásticos são os polímeros de maiores impactos no ambiente, por possuírem meios difusionais e alcançarem extensas áreas superficiais. As partículas plásticas possuem propriedades adsorptivas que podem contribuir para a ação das mesmas como vetores de contaminantes antropogênicos como poluentes orgânicos persistentes, metais pesados e fármacos (Caixeta *et al.*, 2018).

Em decorrência de seu longo alcance, os organismos terrestres e aquáticos estão suscetíveis a poluição dos microplásticos, incluindo os seres humanos, por inalação, ingestão e absorção. Quando disponíveis, essas partículas podem ser adsorvidas pelos organismos e atravessar as barreiras imunológicas, afetando órgãos, tecidos e até mesmo a funcionalidade da célula, ocasionando ainda efeitos tóxicos ou letais (Olivatto *et al.*, 2018). O ser humano quando contaminado pode lesionar o intestino, bem como provocar efeitos tóxicos, devido a habilidade de induzir bloqueio intestinal e/ou tecidual, além das ocorrências de fibroses,

congestões e inflamações, incidência de doenças respiratórias e cardiovasculares, podendo levar até a formação de câncer pulmonar (Prata, 2018).

O Quadro 2 apresenta uma revisão das quantidades de microplásticos encontrados nos corpos hídricos, em que os polímeros PE, PS e PET são as tipologias de plástico com a maior abundância em quantidade micro no meio aquático. A poliacrilamida é encontrada em uma menor quantidade, mas em mais localizações ao longo dos corpos hídricos, em decorrência de seu uso no tratamento de águas residuárias.

Fiore *et al.* (2021) investigaram diferentes tipologias de plásticos em nove estações de tratamento das águas do Rio Po na Itália, detectando 7 tipologias, sendo as mais encontradas o EPS, PE, PP em 5 formas distintas. Os microplásticos mais abundantes nas amostras foram os fragmentos e espumas, correspondendo a 44% e 29% do total de microplásticos, respectivamente.

Devido ao seu uso constante, é muito comum a presença da poliacrilamida nas Estações de Tratamento de Água (ETA's) ou nas ETE's. As partículas de poliacrilamida são usualmente encontradas em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) em decorrência de seu uso no tratamento de águas residuárias como um auxiliar de floculação para o aumento do peso dos flocos, são encontrados também nas tubulações e condutos, conforme Talvitie *et al.* (2017) e Lares *et al.* (2018).

Quadro 2 – Quantificação de microplásticos encontrados em corpos hídricos

Autor	Microplástico	Quantidade	Unidade de medida	Localização	País
Wang; Lin; Chen, 2020	Polietileno de Tereftalato	3843 ± 598	itens/L	Rio Yangtze	China
	Polietileno	1376 ± 508	itens/L		
	Polipropileno	872 ± 294	itens/L		
		37 ± 33	itens/L		
Talvitie <i>et al.</i> , 2017	Poliacrilamida	0,7	mg/L	ETE – Viikinmäki (Helsinki)	Finlândia
		2,0	mg/L		
		2,0	mg/L		
		6,9	mg/L		
Lares <i>et al.</i> , 2018	Poliacrilamida	124,7	mg/L	ETE – Kenkaveronniemi (Mikkeli)	Finlândia

Autor	Microplástico	Quantidade	Unidade de medida	Localização	País
Wang; Lin; Chen, 2020	Polietileno de Tereftalato	3843 ± 598	itens/L	Rio Yangtze	China
	Polietileno	1376 ± 508	itens/L		
	Polipropileno	872 ± 294	itens/L		
		37 ± 33	itens/L		
Prokopova <i>et al.</i> , 2021	Policloreto de Vinila	10	mg/L	*	*
Fiore <i>et al.</i> , 2021	Poliestireno Expandido	1807	itens/L	Rio Po	Itália
	Polietileno	1784	itens/L		
	Polipropileno	1708	itens/L		
	Poliacrilamida	393	itens/L		
	Poliestireno	171	itens/L		
Liu <i>et al.</i> , 2023	Polipropileno	0,26	mg/L	Rio Shule	China
MATJAŠIČ <i>et al.</i> , 2023	Poliestireno	16,52	mg/L	Bacias Hidrográficas Kamniška Bistrica e Ljubljana	Eslovênia
	Poliestireno	7,75	mg/L		
Shruti <i>et al.</i> , 2020	Polimetileno tereftalato	18 ± 7	itens/L	Águas subterrâneas	México
Pol <i>et al.</i> , 2022	Filmes	5,18	itens/L	Rio Biała	Polônia
		5,34	itens/L	Rio Czarna Hańcza	
GÜNDOĞDU <i>et al.</i> , 2023	Polietileno	8970	itens/L	Rios Munzur e Pülümür	Turquia
	Poliestireno	5952	itens/L		

* O autor não informou os dados no estudo. Fonte: Autor (2024)

3.4 Policloreto de Vinila

As resinas que geram o Policloreto de Vinila (PVC) tiveram seu desenvolvimento em 1835 com a descoberta do monômero cloreto de vinila (MVC), um gás à temperatura ambiente. Em 1912 iniciou sua comercialização devido à sua polimerização, provenientes da radiação solar ou da reação com o composto acetileno. Contudo, em 1926, o cientista Waldo

Semon adicionou os plastificantes tricresil fosfato e dibutilftalato ao MVC, resultando no PVC, um polímero flexível com características elásticas (Chaves; Cardoso; Reis, 2016).

Atualmente, a produção de PVC é a partir do petróleo, do gás natural e do sal marinho. O Carbono e o Hidrogênio correspondem a 43% da massa da cadeia polimérica e o cloreto fornecido ao polímero pelo sal marinho equivale a 57% da massa do material. O Cloro é adicionado à cadeia polimérica por meio da eletrólise do cloreto de sódio (Vargas, 2016).

O PVC é um polímero com características isolantes, tendo propriedades de isolamento térmico, acústico e elétrico. É um material com durabilidade à impactos e quedas e devido às concentrações de Cloro é resistente à degradação por oxidações e ao espalhamento de chamas. O PVC é um material leve com uma densidade média de $1,4 \text{ g/cm}^3$ e de baixo custo de produção, quando aditivado pode gerar compostos que variam desde sólidos rígidos a materiais de grande flexibilidade (Rodrigues *et al.*, 2021).

A versatilidade do polímero de vinila, possibilita sua combinação com diversos aditivos como plastificantes, espumantes e estabilizantes. Com a adição dos aditivos é possível a criação de muitos produtos para os mais variados setores industriais, como farmacêuticos, de calçados, de embalagens alimentícias e da construção civil (Chaves; Cardoso; Reis, 2016).

O PVC é o segundo termoplástico mais consumido no mundo. Sendo empregado predominantemente na construção civil e infraestruturas, como fabricação de tubos, conexões, perfis. Cerca de 15% do material destinado à construção civil se torna resíduo (Pennafort Junior *et al.*, 2013).

Os polímeros clorados possuem resistência química e térmica (Singh; Pant, 2024). Portanto, os métodos mais eficazes para a degradação do PVC, segundo pesquisas recentes, incluem degradações térmicas, como pirólise, descloração catalítica e tratamento hidrotérmico. As degradações químicas eficazes ocorrem devido à exposição a radiações e a ácidos concentrados (98%), como H_2SO_4 e HNO_3 , em exposições prolongadas (Yu *et al.*, 2016).

O PVC é completamente reciclável, quando o material é descartado como resíduo ou desprezado devido alguma imperfeição na hora de sua utilização (Pennafort Junior *et al.*, 2013). Após o descarte podem ser reciclados de três maneiras. A reciclagem mecânica é quando o material é coletado, separado e processado, através da moagem e incorporados no processo produtivo como matéria prima. A reciclagem química converte o polímero em matéria química petroquímica e a reciclagem energética converte a energia química do

material em energia calorífica através da pirólise e descloração catalítica (Chaves; Cardoso; Reis, 2016).

3.5 Tratamento de água para abastecimento

A água é uma substância vital para todos os seres vivos. Devido às impurezas e os riscos de ingerir água diretamente de um corpo hídrico, fazem-se necessários processos de tratamento, buscando sua potabilidade para consumo, irrigação, dessedentação animal e recreação

As águas naturais, também denominadas águas brutas podem apresentar sólidos suspensos e coloidais, provenientes da erosão do solo e lixiviação, matéria orgânica, microrganismos, metais inorgânicos, além de diversos poluentes como fármacos, agrotóxicos, metais pesados e microplásticos. Uma das técnicas de tratamento de água para consumo humano compreende na sua clarificação (Santos, 2011).

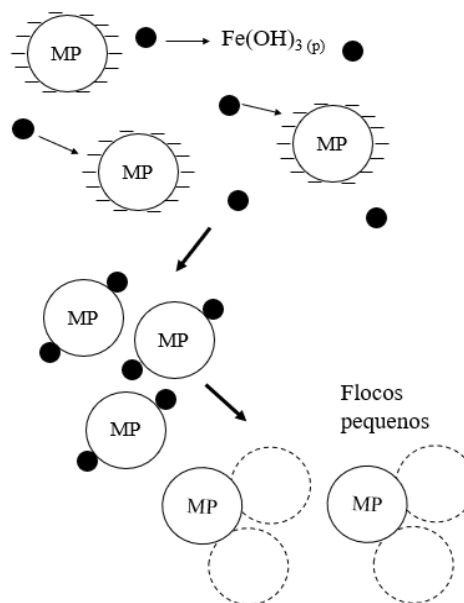
O processo de clarificação consiste na remoção das partículas coloidais e dos sólidos suspensos responsáveis majoritariamente pela cor e turbidez da água, por meio da coagulação e floculação, nas quais são formados flocos a partir das partículas coloidais que são removidos pela decantação (Santos, 2011).

A coagulação, segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011) constitui o processo mais importante para a produção de água potável. Este processo tem como objetivo desestabilizar as partículas coloidais ou neutralizar a matéria orgânica dissolvida.

Com a ação de quatro mecanismos individuais ou combinados, a coagulação pode atuar na compressão da dupla camada elétrica, na adsorção e neutralização, na varredura e na formação de pontes, essa última usualmente quando se utiliza coagulantes orgânicos (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011).

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga ocorre com a interação do coagulante metálico hidrolisado e com as partículas coloidais e em suspensão, como os MP que podem alcançar o tamanho das partículas coloidais (Pavanelli, 2001). As impurezas na água apresentam carga superficial negativa, impedindo a aproximação uma das outras e o coagulante hidrolisado possui carga positiva, ocasionando a neutralização das cargas superficiais e a formação de flocos menores e leves, como apresentado na Figura 01. Para acontecer o mecanismo da adsorção-neutralização e o mesmo ter uma grande eficiência, a água bruta precisa ter baixa turbidez, baixa concentração de partículas coloidais e estar em uma faixa de pH de $4,5 - 6,5 \pm 0,5$ (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011).

Figura 01 – Desenho esquemático do mecanismo de neutralização



Fonte: Adaptado Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011)

De acordo com Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011), o mecanismo da varredura é intensivamente utilizado em estações de tratamento de água de ciclo completo. Nesse mecanismo as dosagens do coagulante e as faixas do pH são altas, para a formação em excesso do hidróxido precipitado (de alumínio ou ferro), resultando na formação de hidrogéis que atuam como uma rede, que realiza o arraste das partículas coloidais, partículas suspensas e outras impurezas que podem estar no meio líquido, como MP.

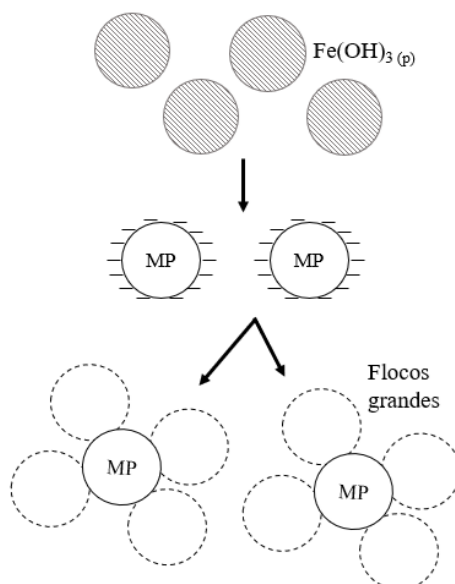
Esse mecanismo tem a característica de formar flocos grandes e pesados, que sedimentam com uma velocidade maior do que os flocos formados por outros mecanismos da coagulação, como apresentado na Figura 02. A varredura tem uma maior eficiência em água bruta com alta turbidez e alta concentração de colóides (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011).

O mecanismo da compressão da camada difusa acontece quando as partículas coloidais são desestabilizadas pela adição de íons de carga contrária, logo, quando há no meio aquoso uma elevada concentração de cargas positivas, a camada difusa reduz seu volume devido ao excesso de íons para continuar eletricamente neutra, consequentemente reduzindo o Potencial Zeta (Pavanelli, 2001).

O processo de coagulação se inicia logo que o agente coagulante é adicionado na água bruta e dura frações de segundo, pois ocorre no sistema de mistura rápida que tem o objetivo de dispersar rapidamente e uniformemente o coagulante. O processo acontece sob forte

agitação e altos gradientes de velocidade. A eficiência da coagulação, está relacionada ao tipo de coagulante, a dosagem e a mistura rápida (Santos, 2011).

Figura 02 – Desenho esquemático do mecanismo Varredura



Fonte: Adaptado Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011)

Após a coagulação, as partículas coloidais são conduzidas ao processo de floculação subsequente. Neste processo há o contato entre as partículas em um baixo gradiente de velocidade, para ocorrer a agregação através de colisões, de modo que aumentem de tamanho físico e ganhem peso suficiente para a precipitação (Furlan, 2008).

Os floculadores são divididos em 2 grupos, hidráulicos e mecânicos. Os hidráulicos são compostos de dispositivos que utilizam a energia hidráulica dissipada em forma de perda de carga no fluxo de água, podendo utilizar um tanque, tubulações e canalizações. Os floculadores hidráulicos abrangem o floculador de chicanas e do tipo Alabama (Ritcher; Netto, 2018)

Os floculadores mecânicos ou mecanizados são os que possuem equipamentos que mantêm a água em uma agitação constante dentro dos parâmetros da escala de gradiente de velocidade determinada pela NBR 12.216 (1992). Os mesmos podem ser do tipo de fluxo axial quando utilizados hélices ou turbinas e podem ser do tipo paletas verticais ou horizontais (Bridgeman; Jefferson; Parsons, 2010),

A decantação é um fenômeno físico regido pela força gravitacional. No processo de clarificação, a decantação é responsável por sedimentar os flocos formados na etapa da

floculação. Os decantadores podem ser convencionais (baixa taxa) ou tubulares (alta taxa), e são responsáveis por atuar na redução da velocidade de escoamento horizontal da água resultando na deposição dos flocos suspensos na coluna de água, gerando um resíduo caracterizado como lodo (Di Bernardo, 1993).

No tratamento de água de ciclo completo, após o processo de clarificação, o material remanescente, ainda presente na água decantada, será removido na etapa da filtração, a qual consiste na passagem da água por um meio filtrante. Os filtros podem ser classificados como filtros lentos ou filtros rápidos, estando o último presente no sistema convencional de tratamento (Di Bernardo, 1993).

Além dos meios filtrantes tradicionais, como areia, pedregulho, cascalho, antracito, é possível a utilização de materiais adsorptivos no processo de filtração, com carvão ativado, carvões adsorventes e zeólitas. A filtração adsorptiva é uma técnica utilizada na remoção de contaminantes ou poluentes emergentes. Essa técnica consiste na aderência de fina camada de óxidos ou hidróxidos de íons metálicos no material filtrante, com o propósito de permitir a sorção simultânea de metais solúveis e outros contaminantes assim como remover materiais particulados pela filtração (Vistuba, 2010).

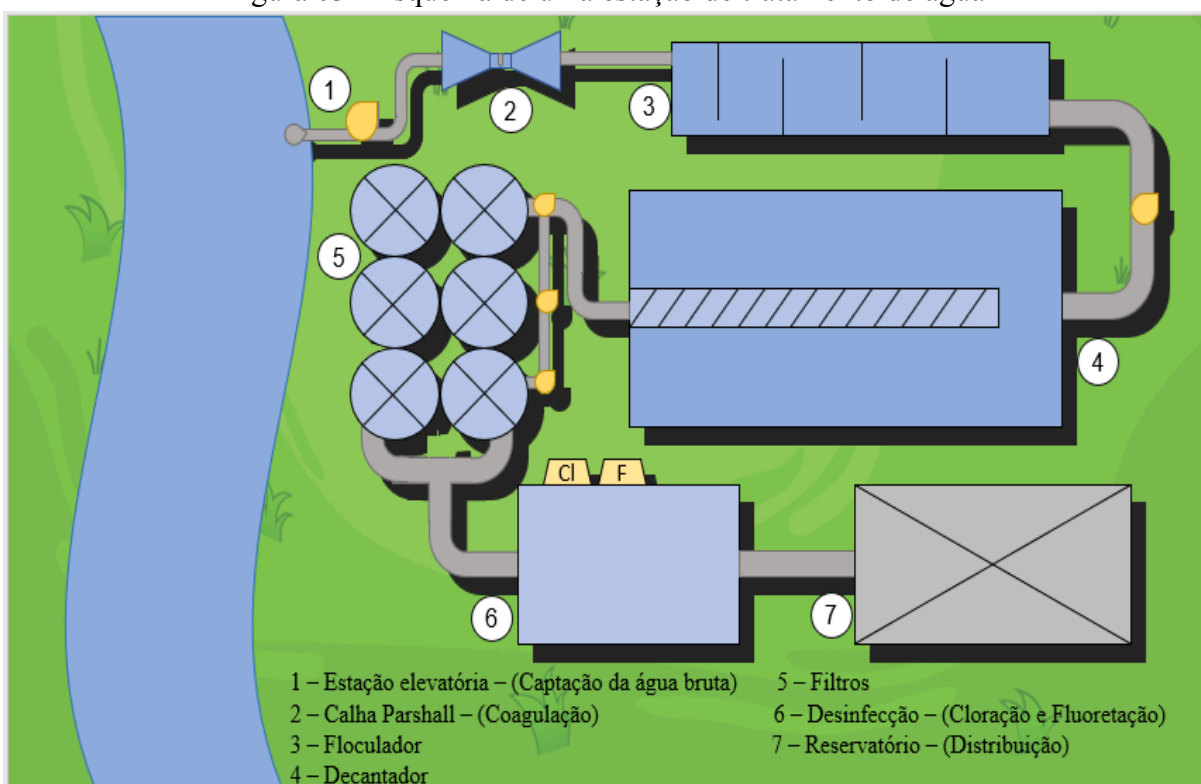
Após a filtração, a água já se apresenta com baixos valores de turbidez e cor, podendo então passar pelo processo final de desinfecção. A desinfecção corresponde à produção de água potável isenta da presença de microrganismos patogênicos. Sendo caracterizada pela inativação ou esterilização, podem ser empregados agentes físicos como temperatura e radiação e agentes químicos como substâncias halogenadas, ozônio e álcoois (Di Bernardo, 1993).

A Figura 03 apresenta um esquema de uma estação de tratamento de água, com suas respectivas etapas e estruturas. Os estudos em relação às estações de tratamento de água e o processo de clarificação são usualmente realizados em escala de bancada, sendo utilizado o aparelho Jar-Test por simulação dos procedimentos de coagulação, floculação e decantação.

Skaf *et al.* (2020) realizaram estudos sobre a remoção de MP utilizando o processo CFS (Coagulação-Floculação-Sedimentação). Os autores afirmam que o tratamento de microesferas plásticas (1 a 5 μm) através do coagulante Alúmen resultou em águas com valores de turbidez menores do que 1 NTU. A porcentagem de remoção dos microplásticos foi de 97% com uma dosagem de 4,8 mg/L de Al. Xue *et al.* (2021) demonstraram que uma dosagem de 30 mg/L de Al foi capaz de remover microesferas de poliestireno em uma faixa de tamanho que varia entre 3 a 90 μm , obtendo 80% de remoção das mesmas.

Bayarkhuu e Byun (2022) realizaram estudos no Jar Test com água deionizada e água bruta misturados com poliestireno de tamanhos distintos e utilizaram o Policloreto de Alumínio (PAC) como coagulante. Bayarkhuu e Byun (2022) constataram que quanto menor a partícula plástica menor será a eficiência de remoção e que há uma maior eficiência de remoção dos microplásticos em águas brutas do que em água deionizada. A porcentagem de remoção do poliestireno na água deionizada foi 10% com partículas de 1 μm e 60% com partículas de 10 μm , enquanto na água bruta as eficiências de remoção se estabeleceram acima de 80% em ambos os tamanhos das partículas.

Figura 03 - Esquema de uma estação de tratamento de água

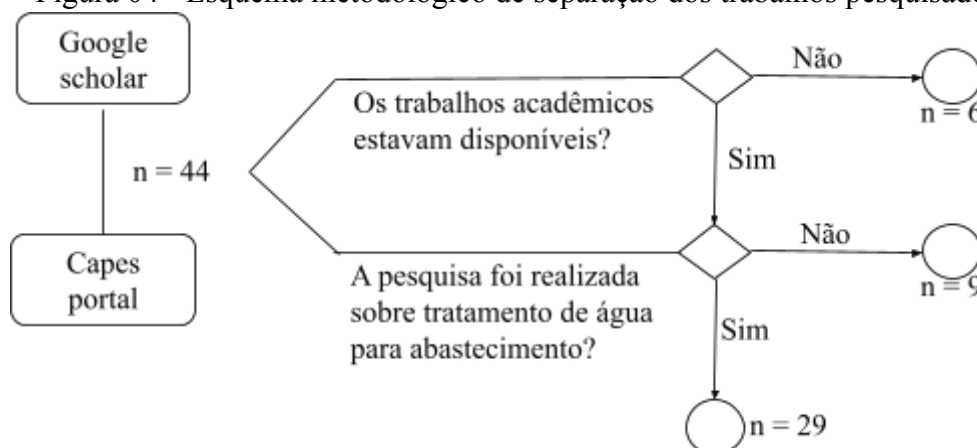


Fonte: Autor (2024)

3.6 Levantamento da remoção dos MPs por diferentes técnicas de tratamento de água

Foi realizada uma revisão bibliográfica dos estudos que avaliaram a remoção de MP de diferentes polímeros por meio de técnicas de tratamento de água. Para tal, buscas nas plataformas Google acadêmico e CAPES foram realizadas, limitando-se às 3 primeiras páginas de resultados e publicações dos últimos 5 anos com as palavras-chave: “Microplastic” AND “Removal” AND “Efficiency” AND “water treatment” nos idiomas inglês e português. Foram excluídos os trabalhos não disponíveis, trabalhos com pesquisa em solo, águas residuárias ou ar e artigos de revisões bibliográficas, conforme Figura 04.

Figura 04 - Esquema metodológico de separação dos trabalhos pesquisados

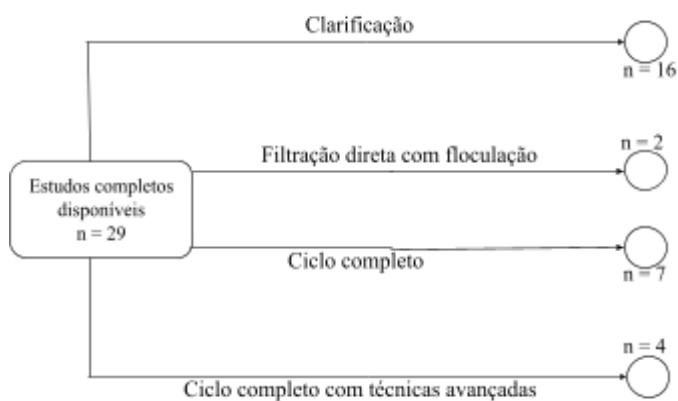


Fonte: Autor (2024)

Após a separação dos estudos disponíveis, houve a tabulação das eficiências de remoção dos MPs pelas diferentes técnicas de tratamento de água, assim como as tipologias dos materiais poliméricos, a escala dos estudos realizados e as técnicas e procedimentos utilizados. O *Software Excell* foi utilizado para gerar gráficos que possibilitaram a comparação das eficiências de remoção por tipologia dos MPs, a comparação da eficiência de remoção por técnica de tratamento de água para abastecimento e a comparação dos MPs mais pesquisados nas publicações.

Foram selecionados 29 artigos que avaliaram a remoção de MP na água de abastecimento pelas técnicas de tratamento de água conforme apresentado no esquema metodológico na Figura 05. As técnicas utilizadas foram a clarificação, filtração direta com floculação, ciclo completo e técnicas avançadas como ozonização e filtração em carvão ativado., conforme Wang *et al.* (2020) e Cecilia *et al.* (2024) (Tabela 03).

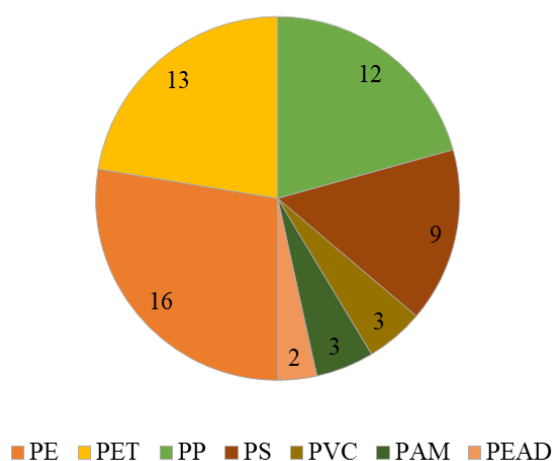
Figura 05 - Esquema metodológico da pesquisa da revisão



Fonte: Autor (2024)

Dentre os diferentes polímeros que compõem os MPs, os mais estudados no âmbito do tratamento de água estão apresentados na Figura 06. O PE é o polímero mais estudado devido sua grande produção e utilização no cotidiano, como embalagens de alimentos, usos domésticos e fibras para indústrias têxteis (Arvaniti *et al.*, 2021). Wang; Lin; Chen (2020) avaliando a ocorrência e remoção de MPs em estações de tratamento de água identificaram 3843 ± 598 partículas/L do polímero PET no Rio Yangtze/China, o segundo maior país produtor de polímeros plásticos do mundo.

Figura 06 – Microplásticos mais estudados no tratamento de água



Fonte: Autor (2024)

Os polímeros como PET, PP, PS e PVC são amplamente encontrados nos corpos hídricos e estudados no contexto do tratamento de água, por estarem entre os polímeros mais produzidos no mundo. De acordo com o Atlas do Plástico (2020), em 2015, a produção dos quatro polímeros mencionados acima representou 43% de toda a produção plástica mundial.

A Tabela 01 apresenta em ordem cronológica os estudos de remoção dos MPs por diferentes técnicas, assim como a escala dos estudos, os MPs mais estudados e suas respectivas eficiências de remoções. Observa-se remoção média de 95% pela técnica do ciclo completo, contudo, alguns fatores contribuíram para a baixa eficiência em alguns estudos, por exemplo, a baixa concentração do coagulante (0,5mM) durante os ensaios de clarificação (Li *et al.*, 2020), a densidade dos MPs, o tamanho das partículas, as intensidades das cargas presentes nas partículas coloidais e no meio aquoso, o sal metálico utilizado como coagulante e o tempo de sedimentação (Bayarkhuu e Byun, 2022).

Tabela 01 – Eficiência de remoção microplásticos com tecnologias diferentes

Autor	Procedimento	Escala	Volume dos jarros / Corpos hídricos	MP	Coagulante	Volume do coagulante (mL)	Eficiência (%)
Autor (2024)	Clarificação	Laboratorial	Jartest (Béquer 2 L)	PVC	Cloreto férico	40	70
Pivonkowsky <i>et al.</i> (2018)	Filtração direta com floculação	Real	Pequeno reservatório	PE, PP, PET	-	-	70
	Ciclo completo		Grande reservatório	PE, PP, PET	-	-	81
	Coagulação, floculação, flotação, filtração em areia e filtração em carvão ativado		Rio	PE, PP, PET	-	-	83
Lapointe <i>et al.</i> (2020)	Clarificação	Laboratorial	Jartest	PE	Alumen	2,73	82
Ma <i>et al.</i> (2019)	Clarificação	Laboratorial	Jartest (Béquer 500 mL)	PE	Cloreto de alumínio	20	28
				PE			13
Wang <i>et al.</i> (2020)	Clarificação	Real	ETA/Rio Yangtze	PE, PP, PET, PAM	-	-	54,5
	Ciclo completo			PE, PP, PET, PAM	-	-	83
	Ciclo completo, ozonização e filtração em carvão ativados			PE, PP, PET, PAM	-	-	88,6
Arvaniti <i>et al.</i> (2021)	Clarificação	Laboratorial	Jartest (Béquer 400 mL)	PS	Sulfato Ferroso	496	92,5
				PS	Sulfato de Magnésio	2050	90,4

				PS			72,1
Na <i>et al.</i> (2021)	Clarificação	Laboratorial	Béquer 1 L	PS	Cloreto de alumínio	10	95,3
				PS	Cloreto férrico	10	77,4
Radityaningrum <i>et al.</i> (2021)	Ciclo completo	Real	ETA/ Rio Surabaya	PE, PP, PEAD	-	-	54
				PE, PP, PEAD	-	-	76
Sakar <i>et al.</i> (2021)	Clarificação	Real	ETA/ Rio Ganga	PE, PET	Sulfato de alumínio	3000 (L/h)	63
	Ciclo completo			PE, PET			85,9
Shen <i>et al.</i> (2021)	Ciclo completo	Real	ETA/Rio Yangtze	PE, PP, PET	-	-	87
Bayarkhuu e Byun (2022)	Clarificação	Laboratorial	Jartest (Jarro 1 L)	PS	PAC/IL**	-	72,8
				PS	IL**	-	60,6
				PS	PAC	-	33
Tang <i>et al.</i> (2023)	Clarificação	Laboratorial	Jartest (Béquer 1 L)	PE, PP, PS	PAC	40	40
				PET, PVC			58
Velasco <i>et al.</i> (2023)	Filtração direta com floculação	Real	ETA / Lago Geneva	PET, PVC	PAC	1,57	70
	Coagulação, floculação, filtração em areia e filtração em carvão ativado			PET, PVC	PAC	1,57	97

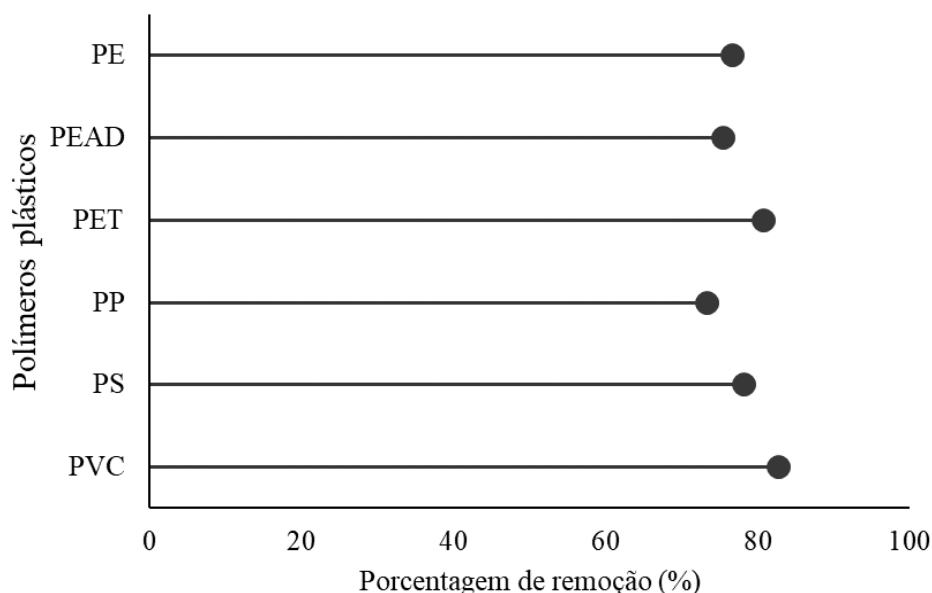
Zhou <i>et al.</i> (2023)	Ciclo completo	Real	ETA/Reservatório Jinxing	PE, PP, PET	Sulfato de alumínio	30	95
Cecilia <i>et al.</i> (2024)	Ciclo completo, ozonização e filtração em carvão ativados	Real	ETA/Rio Rhine	PE, PP, PET	Cloreto férrico	-	98,4

**1- Methyl-3-propylimidazolium chloride
 - Não informado pelo autor

Fonte: Autor (2024)

Na Figura 07 apresenta a média de remoção por polímeros. Os três MPs (PVC, PET e PS) com as maiores porcentagens de remoção (> 80%) são polímeros com alta densidade, maior que a densidade da água (> 1 g/cm³).

Figura 07 – Remoção (%) pela tipologia dos microplásticos.



Fonte: Autor (2024)

Os estudos com os polímeros Polietileno de tereftalato (PET), Poliestireno (PS) e PVC obtiveram as maiores remoções, em decorrência de possuírem densidades superiores a 1 g/cm³, assim possuindo densidades elevadas em comparação com os outros polímeros como o PE que possuem a densidade de 0,95 g/cm³.

Além do fator densidade, o tamanho das partículas plásticas são consideradas para avaliar sua remoção. Os MPs abrangem os polímeros plásticos cujos tamanhos variam de 5 mm a 0,1 µm, contudo, MPs mais grosseiros, com dimensões entre 0,1 mm a 5 mm podem ter uma baixa eficiência de remoção, devido a sua alta força de arrasto que impede a agregação durante a floculação e a sedimentação, assim permanecendo em suspensão no meio líquido, como observado por Li *et al.* (2020), os quais obtiveram remoções de 40 e 13% com o PE em tamanhos maiores ainda dentro da escala de MP.

De acordo com Na *et al.* (2021) e Lapointe *et al.* (2020), MPs com tamanhos menores, na dimensão micrométrica, podem ter uma maior facilidade de remoção por estarem próximos à faixa de tamanho das partículas coloidais, logo, acontece o aumento da área superficial o

que gera maior contato das partículas eletricamente carregadas com o coagulante. Os autores citados acima alcançaram remoções acima de 80% com MP com tamanhos de 90 µm e 140 µm respectivamente.

O sal metálico utilizado como coagulante também influencia no processo de remoção dos MPs por clarificação-sedimentação, por meio da condutância da água e da sua potencialidade de formação e concentração de cátions, através da hidrólização do coagulante (Arvaniti *et al.* 2021). Com a utilização dos coagulantes sulfato de alumínio e PAC, os autores Sakar *et al.* (2021) e Tang *et al.* (2023) obtiveram resultados semelhantes na remoção do MP pela técnica de clarificação, os resultados foram 63% e 58%, respectivamente.

O PAC apresentou eficiências superiores na remoção dos MPs em comparação ao FeCl_3 , a superioridade do PAC está relacionada a suas características químicas como atuação em uma ampla faixa de pH e a alta basicidade (Jianq, 2001). Araújo (2022) avaliou a remoção do PS com o pH 8,1 e alcançou 97,7; 98,4 e 19,7% de eficiência na redução da turbidez, com a utilização de 27,8; 41,7 e 138,9 mg/L do coagulante PAC, respectivamente.

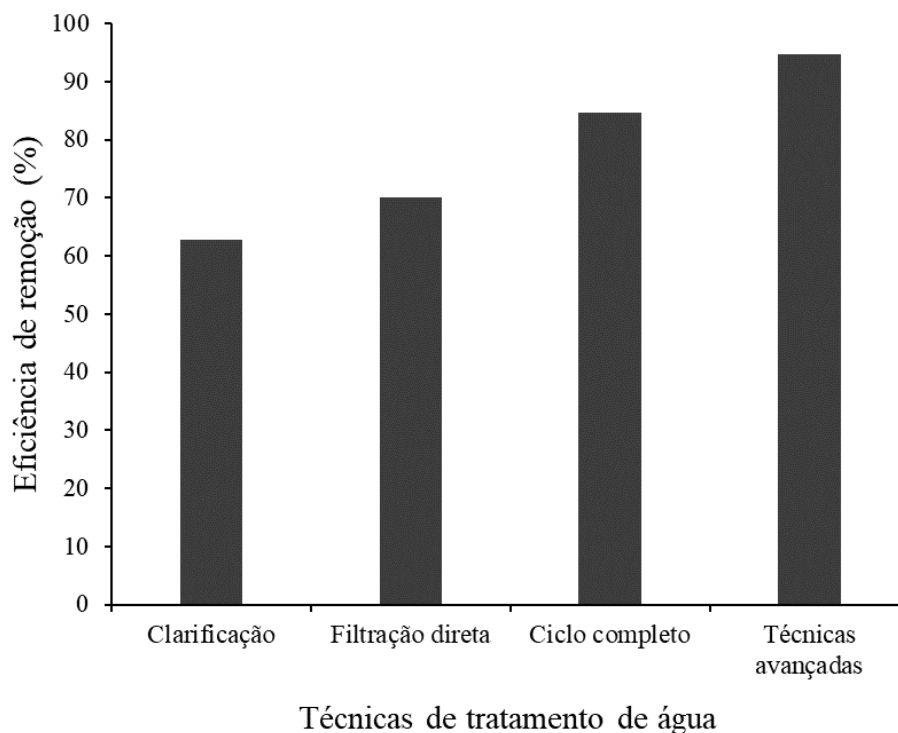
As cargas dos sistemas e partículas coloidais assim como a intensidade de neutralização também podem auxiliar na remoção dos MPs. Arviniti *et al.* (2021) afirmaram que o coagulante Sulfato Ferroso (FeSO_4) quando hidrolisado dispõe de uma característica de grande neutralização de cargas, obtendo uma remoção superior aos outros coagulantes, como o coagulante Sulfato de Magnésio (MgSO_4) que para obter uma eficiência semelhante foi necessário uma maior concentração.

Bayarkhuu e Byun (2022) afirma que o tempo de sedimentação é um fator importante para a remoção dos MPs, evidenciando que quanto maior o tempo de sedimentação, maiores serão os resultados da remoção dos poluentes plásticos. Contudo, o tempo de sedimentação não é parâmetro adequado para avaliar a remoção de MPs, porque, juntamente com TAS e a velocidade de sedimentação, o tempo de sedimentação são apenas parâmetros utilizados para o cálculo da área de decantadores de ETAs, que são responsáveis por sedimentar flocos e impurezas presentes na água.

Outros estudos foram conduzidos para avaliar a remoção de MPs no processo de tratamento de água por meio de diferentes técnicas, conforme Figura 08, a qual apresenta a comparação média de remoção de cada processo do tratamento de água pesquisado na revisão. Observa-se que o processo de clarificação possui alta eficiência de remoção, sendo que o peso dos flocos formados com MPs é suficiente para sedimentar uma quantidade relevante de poluentes plásticos. Verifica-se que a clarificação atinge uma eficiência de

remoção em torno de 60% (Sakar *et al.*, 2021).

Figura 08 – Média de eficiência de remoção (%) dos microplásticos por clarificação, filtração direta, ciclo completo e técnicas avançadas (ozonização, filtração em carvão ativado)



Fonte: Autor (2024)

A filtração proporcionou maiores eficiências de remoções em comparação a clarificação, seja filtração em areia utilizada no ciclo completo ou filtração avançada com filtros de carvão ativados, membranas ou ultrafiltração. A eficiência de remoção tem um acréscimo em média de 23% (Sakar *et al.*, 2021) a 29 – 44 % (Wang *et al.*, 2020) após a filtração em areia e em carvão ativado, respectivamente. Pivonkowsky *et al.* (2018) e Velasco *et al.* (2023) evidenciaram uma remoção de 70% obtida a partir do processo de coagulação, floculação e filtração em areia.

A filtração em carvão ativado e ultrafiltração são as técnicas mais eficazes na remoção dos MPs, além de serem eficientes em diversos tipos de MPs com características diferentes como partículas menores e maiores, fibrosos e não fibrosos. A eficácia da filtração acontece por atuar na remoção de partículas suspensas e coloidais por atuar nos aspectos físicos, retraindo as impurezas nos poros e nos aspectos químicos através da adsorção (Di Bernardo, 1993).

A alta eficiência de remoção dos MPs em filtração de carvão ativado é explicada por

meio da apolaridade dos poluentes plásticos e por meio da superfície do material filtrante que possui maior capacidade em capturar partículas neutralizadas, de tal modo que, a remoção dos MPs quando submetidos ao mecanismo coagulativo de adsorção e neutralização em filtros de carvão ativados são beneficiadas (Zhou *et al.*, 2023).

O ciclo completo, que consiste nas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção, se mostrou eficiente na remoção de partículas plásticas, com remoções variando de 54,5 a 95%. A elevada remoção em comparação ao processo de clarificação se dá através da filtração antecedida pela decantação, que tem propriedades de remoção de sólidos ao longo da profundidade do leito filtrante e pela agregação na superfície do meio filtrante. Portanto, a filtração pode remover partículas menores do que os poros entre os grãos do leito filtrante (Li *et al.*, 2020).

As técnicas avançadas do tratamento de água para a remoção de MPs são geralmente ozonização ou foto-degradação que tem a capacidade de reduzir o peso molecular das partículas plásticas por processos oxidativos ou cisão da cadeia polimérica. Esse processo reduz o tamanho das partículas, facilitando sua agregação na formação dos flocos (Li *et al.*, 2020).

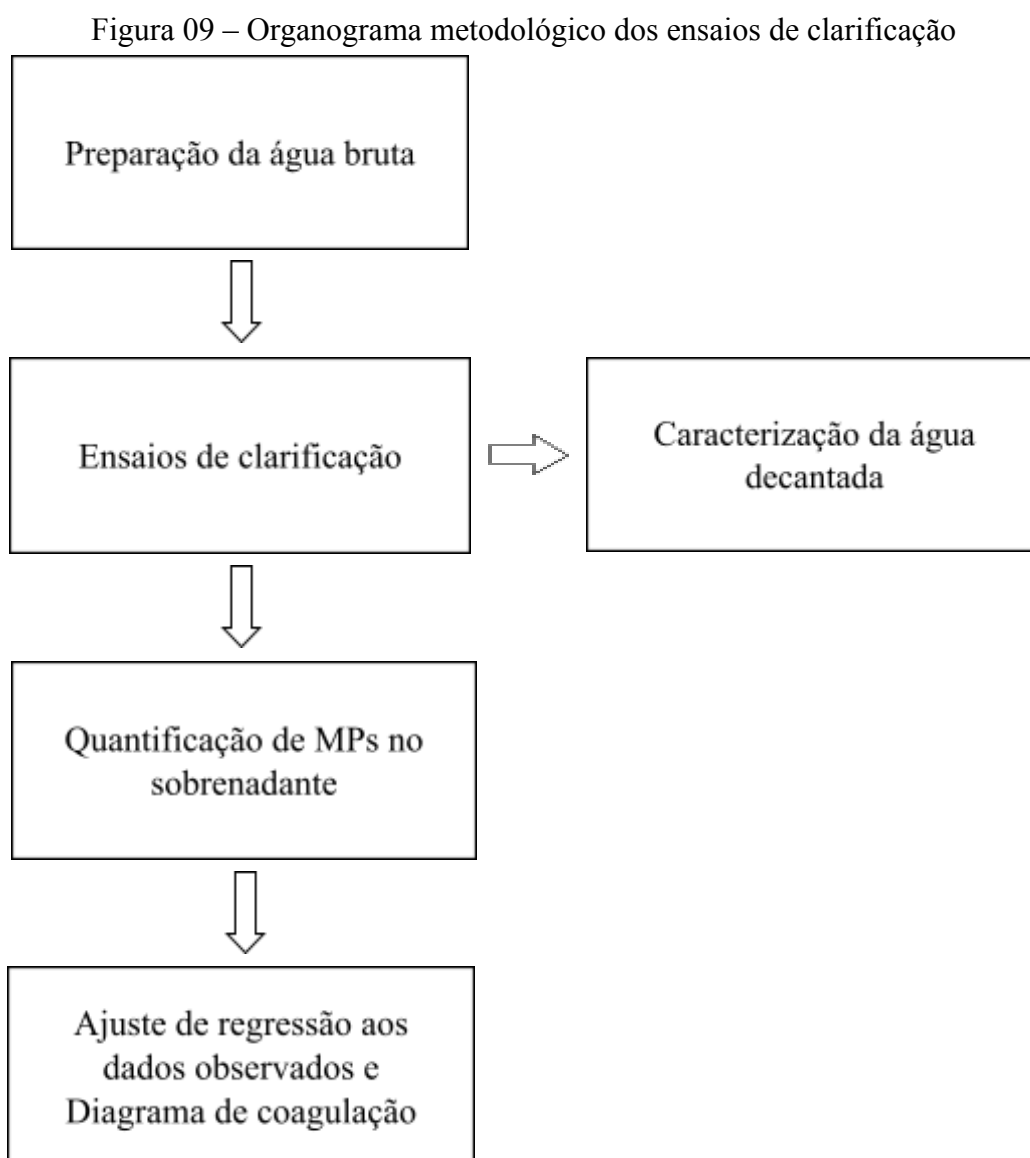
Wang *et al.* (2018), Velasco *et al.* (2023) e Cecilia *et al.* (2024) utilizaram técnicas de tratamento avançado como ozonização e filtros de carvão ativado MPs e obtiveram 98,4% de eficiência de remoção dos MPs. A eficiência de remoção está diretamente relacionada com o tamanho dos MPs presentes no meio aquoso, logo, o repartir poderia ser uma solução para aumentar a quantidade de MP disponível na água e aumentar sua eficiência (Radityaningrum *et al.*, 2021).

As altas eficiências de remoções dos tratamentos avançados e ciclos completos são justificadas devido cada etapa distinta ter a capacidade de remover uma porcentagem dos poluentes plásticos (Cecilia *et al.*, 2024). O estudo atual utilizou o método de clarificação da água, que aborda as três primeiras etapas do processo de tratamento da água, coagulação, floculação e decantação, enquanto o ciclo completo e a utilização de técnicas avançadas contam com cinco ou seis etapas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Ensaios de clarificação com cloreto de ferro para remoção de MP de PVC em água destilada

O planejamento metodológico compreendeu os ensaios de clarificação da água, análises laboratoriais da água decantada e a avaliação de eficiência de remoção do MP, conforme Figura 09.



Fonte: Autor (2024)

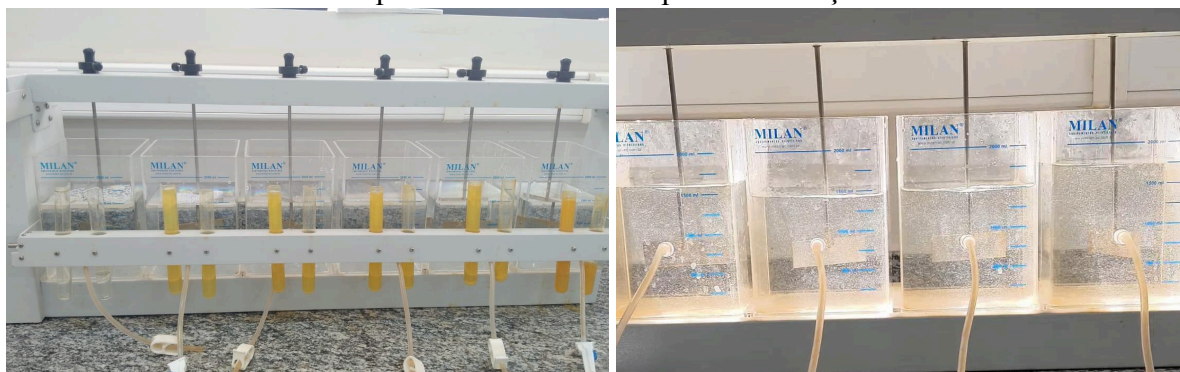
Os ensaios de coagulação foram realizados em quintuplicatas no JarTest Milan, modelo JT303.M/6, contendo 6 jarros com o volume de 2 L cada, como apresentado na Figura

10a. Os ensaios no Jar Test simularam em escala de bancada os processos convencionais de clarificação de água das estações de tratamento de água (ETA).

Para os ensaios de coagulação foram utilizados MP de PVC virgem, sem adição de plastificantes, cuja densidade é de $1,4 \text{ g/cm}^3$, tendo uma densidade maior que a da água à 4° C (1 g/cm^3), cujo ponto de fusão é 85° C .

Os jarros operaram com volume de 1,5 L de água deionizada em cada jarro com 0,1 g do MP de PVC com tamanho médio de $250 \mu\text{m}$, a concentração de MP em cada jarro correspondeu a $0,067 \text{ g/L}$. Os MPs utilizados no experimento são polímeros virgens que foram peneirados em peneiras micrométricas para medição de seu tamanho.

Figura 10 (a) – Preparação e dosagem do coagulante para a adição no Jar Test (b) – Operação do aparelho Jar Test na etapa da floculação



Fonte: Autor (2024)

A mistura rápida (processo de coagulação) foi realizada à uma rotação de 300 rpm por 1 minuto enquanto a mistura lenta (floculação) foi escalonada de forma a evitar o rompimento dos flocos formados (Ritcher; Netto, 2018), a floculação correspondeu a uma frequência de 100 rpm pelos primeiros 10 minutos, 80 rpm por 5 minutos e 60 rpm pelos últimos 5 minutos, conforme Figura 10b. A decantação ocorreu por 20 minutos em repouso (Tabela 02).

Tabela 02 – Parâmetros de mistura utilizados no ensaio de coagulação

Processo	Tempo (min)	RPM	Gradiente de velocidade (s^{-1})
Coagulação	1	300	281
	10	100	79
Floculação	5	80	59
	5	60	40
Sedimentação	20	0	0

Fonte: Autor (2024)

O tempo de decantação foi adotado pela Taxa de Aplicação Superficial (TAS) com a velocidade de $1,74 \text{ cm/min}$ ($25 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$) recomendada pela NBR 12.216 (ABNT, 1992).

O gradiente de velocidade foi calculado pela equação 1, conforme orientações do fabricante do aparelho Jar-Test.

$$y = 10,013x - 9,614 \quad (\text{Equação 1})$$

em que,

y = Gradiente de velocidade (s^{-1})

x = Rotações por minuto (RPM)

No início do ensaio, durante o processo de mistura rápida, os jarros receberam 40 mL de diferentes concentrações do coagulante Cloreto Férrico anidro ($FeCl_3$) conforme Tabela 2. A adição do coagulante durante a etapa da mistura rápida para garantir a dispersão total dos produtos químicos na água a ser tratada está de acordo com o recomendada pela NBR 12.216 (ABNT, 1992).

Por meio da adição do coagulante nos jarros durante os ensaios, a concentração do coagulante em mg/L em cada jarro, foi calculada por meio da equação 02, conforme Tabela 03.

$$C_1V_1 = C_2V_2 \quad (\text{Equação 02})$$

em que,

C_1 = Concentração do coagulante

V_1 = Volume do coagulante

C_2 = Concentração do coagulante em cada jarro

V_2 = Volume do jarro

Jarro	Concentração do coagulante (mg/L)	Concentração no jarro (mg/L)
1	0	0
2	400	10,67
3	800	21,33
4	1200	32,00
5	1600	42,67
6	2000	53,33

Fonte: Autor (2024)

Os ensaios de clarificação foram realizados para obtenção de um diagrama de coagulação para avaliar as zonas de maior eficiência de remoção de MP em função do pH, da dosagem do coagulante e da concentração do Fe^+ . Para tal, a variação do pH foi realizada por

meio da diluição do HCl 0,1M em 6 L de água destilada, os volumes do ácido adicionado foram 0,8 mL, 1,6 mL e 2,5 mL para a redução do pH nas faixas 6, 5 e 4, respectivamente. A elevação do pH foi alcançada por meio da diluição do NaOH 40% em 6 litros de água destilada. Para obter pH básico nas faixas de 8, 9, 10 e 11, foram adicionados 0,5 mL, 1 mL, 1,5 mL e 2 ml da solução, respectivamente.

4.2 Quantificação e avaliação da eficiência de remoção dos MP e caracterização da água decantada

A quantificação dos MPs após o processo de clarificação foi realizada por meio de gravimetria. Foram coletados 2 cm da lâmina de água do sobrenadante de cada jarro em béqueres de 250 mL previamente secos em estufa e pesados, os quais foram conduzidos para a estufa à 105 °C por 24 horas para evaporação ou até atingir peso constante, respeitando a temperatura de fusão do PVC que corresponde a 220 °C. Após seco, os béqueres esfriaram no dessecador e logo em seguida foi realizada a aferição de massa em balança analítica com precisão de 0,00005. A quantidade de MP após a secagem na estufa foi calculada pela equação 03 e a eficiência de remoção dos MP pela equação 04.

$$MP = P_2 - P_1 \quad (\text{Equação 03})$$

em que,

MP = microplásticos não sedimentados (mg)

P_2 = peso seco do sólido + Becker (mg)

P_1 = peso do Becker previamente tarado (mg)

$$E = \frac{(MP_{\text{afluente}} - MP_{\text{efluente}})}{MP_{\text{afluente}}} * 100 \quad (\text{Equação 04})$$

em que,

E = porcentagem de remoção dos MP (%)

MP_{afluente} = quantidade de MP adicionada no jarro antes do ensaio (mg)

MP_{efluente} = quantidade de MP não sedimentado obtido na análise gravimétrica (mg).

A água decantada foi submetida à análises de pH em pHmetro com precisão 0,005 conforme *Standard of Methods* (APHA, 2005).

4.3 Análises dos dados

As curvas de isoefficiência de remoção de MPs do diagrama de coagulação foram construídas pelo *software Surfer v. 10* por interpolação entre os resultados de eficiência de remoção em função da dosagem do coagulante, do pH e da concentração de Fe^+ .

Os dados foram analisados pelo *software R Studio®* integrado para a linguagem de programação R, por meio de estatística descritiva dos dados. O teste de significância Mann-Whitney, um teste não paramétrico, foi realizado para comparar dois grupos de dados ao nível de significância de 0,05, para avaliar as diferenças entre os grupos de dados dos pH 6 e pH 7, dos pH 7 e pH 10 e dos pH 6 e pH 10, com o objetivo de observar as significâncias entre as variações de pH. O software também foi utilizado para a criação e compilação dos dados representados por boxplot.

As curvas polinomiais de 2° grau juntamente com o gráfico de dispersão foi processado *software Excell*, após as curvas polinomiais foi realizado um teste de significância dos coeficientes da regressão polinomial no *software R Studio®* com o intuito de avaliar a significância dos dados e a regressão polinomial.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

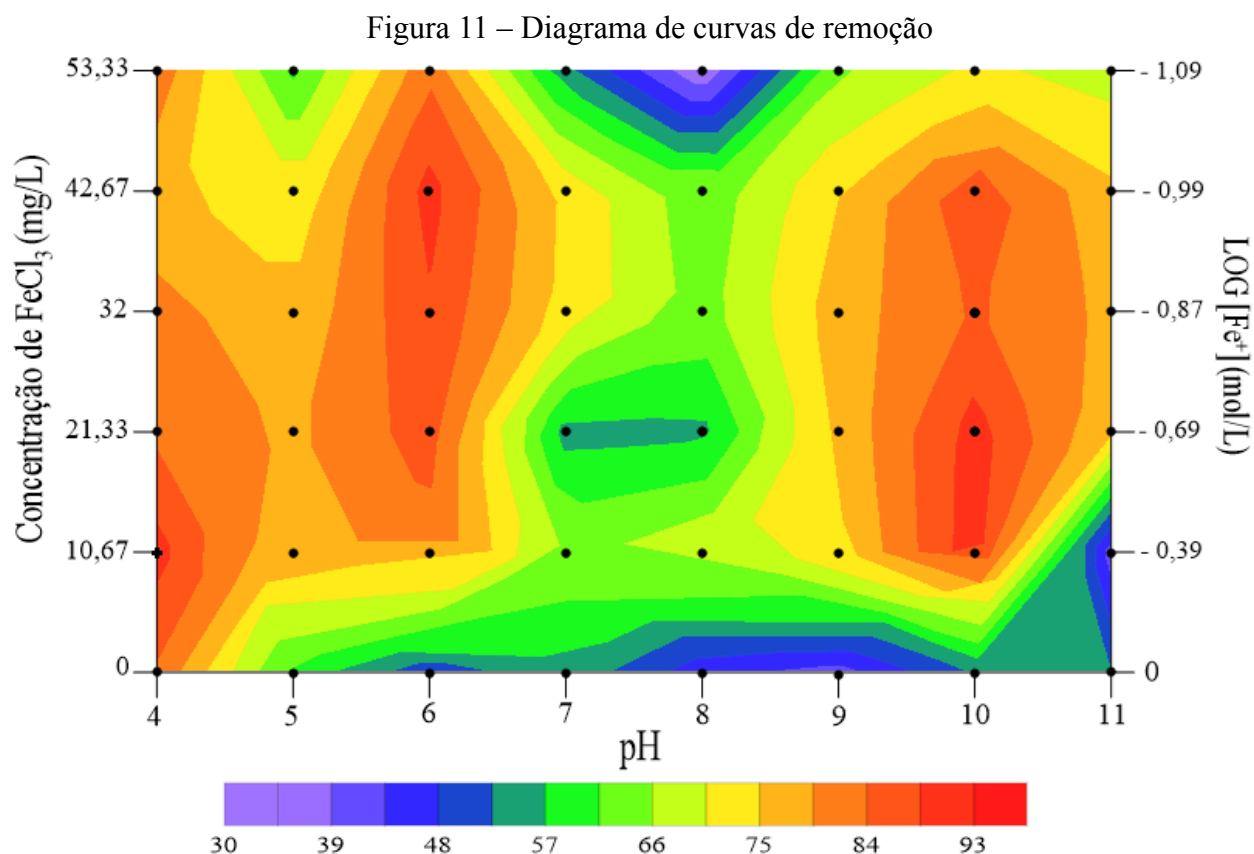
5.1 Remoção do PVC pelos mecanismos de coagulação

A Figura 11 apresenta o diagrama de coagulação para remoção de MP de PVC em relação ao pH, a dosagem do coagulante e a concentração do Fe^+ no meio aquoso. O diagrama é uma imagem que representa as curvas de isoeficiências, de acordo com a propriedade de controle, como cor, turbidez, matéria orgânica remanescente ou outro contaminante, como o MP. Por meio do diagrama observou-se os principais mecanismos para remoção de MP de PVC da água quando submetidos à clarificação com FeCl_3 .

Os três pontos com as maiores eficiências de remoções do MP de PVC (> 90%) por coagulação com FeCl_3 ocorreram em valores de pH de 4, 6 e 10, nas concentrações de 10,67, 42,67 e 21,33 mg/L, respectivamente. As altas remoções nas faixas mais ácidas ocorrem pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas e o eficaz resultado na faixa de pH 10 ocorre através do mecanismo de varredura (Di Bernardo e Paz, 2008; Domínguez *et al.*, 2005).

O mecanismo da adsorção/neutralização ocorre quando o meio líquido está nas faixas de pH mais baixas, no presente trabalho nas faixas de pH de 4 e 5, sendo o mecanismo de coagulação mais adequado para baixas concentrações de contaminantes e partículas coloidais, como nas estações com poucas precipitações que resultam baixas turbidez nos corpos hídricos (Di Bernardo e Paz, 2008). Sendo predominante a formação de flocos pequenos e leves que por consequência são menos afetados pela força gravitacional, correspondendo uma menor velocidade de sedimentação (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011).

A eficiência média de remoção na faixa de pH 4 foi a maior entre todas as faixas de pH, na qual em todas as variações de concentrações do coagulante, a remoção do MP foi superior à 75% mesmo quando não houve adição do Fe^{3+} . Na concentração de 10,67 mg/L a eficiência ultrapassou os 90% de remoção, a alta eficiência ocorreu devido a baixa turbidez presente na água bruta e o pH estar abaixo de 6,5, logo, acontece a formação das espécies hidrolisadas do sal metálico para neutralização completa da cargas das impurezas, tornando a coagulação eficientes (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011). Nas faixas de pH 5 as remoções se mostraram eficientes, com médias acima de 70% nas concentrações de 10,67, 21,33 e 42,67 mg/L, respectivamente.



Fonte: Autor (2024)

Embora a elevada eficiência de remoção de MP em águas com faixas de pH baixo, a acidificação do meio aquoso tende a ser prejudicial nos sistemas de abastecimentos de águas, devido às suas características corrosivas ou agressivas em condutos, metais e concretos. O pH baixo também pode interferir no desempenho de outras etapas do tratamento de água, como a desinfecção (Di Bernardo e Paz, 2008).

Em pH neutro, a remoção dos MPs obtiveram melhores resultados nas concentrações de 32,00 e 42,67 mg/L de FeCl_3 com eficiências de 73,5 e 73,9 %, respectivamente. Como evidenciado na Figura 11, os resultados se apresentaram superiores as eficiências médias pelo processo de clarificação apresentado na literatura até o presente momento (Figura 07).

Outros autores observaram valores semelhantes de eficiência de remoção de MP pelo processo de clarificação em pH neutro, como Tang *et al.* (2023) e Zhou *et al.* (2023) que investigaram a remoção de PE, PP, PS e PET com o auxílio do coagulante Policloreto de alumínio (PAC) do polímero PAM que atua como auxiliar de floculação. Os resultados obtidos apresentaram remoções ligeiramente inferiores (58%) em comparação à remoção do PVC.

Sakar *et al.* (2021) pesquisaram a remoção das partículas plásticas em escala real, com a utilização do coagulante sulfato de alumínio e observaram uma remoção de 63% nos MPs PE e PET pela técnica do pulso de clarificação, que possui a característica de gerar uma camada de lodo através da coluna de vácuo gerado pelo pulso, a camada de lodo atua como filtro de triagem, que remove a massa floculada, incluindo MP.

A eficiência de remoção de MP decresce quando o pH 7 é elevado ao pH 8, como evidenciado por Ma *et al.* (2019) que alcançaram remoções de 25,8 e 22,15% do PE nas faixas de pH 7 e 8, respectivamente, portanto, o pH 7 se mostrou ligeiramente superior para remover MP em comparação ao pH na faixa 8. Semelhante à remoção do PVC por cloreto férrico, que apresentou maior resultado no pH 7 com a média de 63% enquanto o pH 8 apresentou uma remoção média de 55%.

A predominância do mecanismo de varredura durante o processo de coagulação-floculação ocorre quando o pH está básico. O mecanismo de coagulação por varredura, é a formação em excesso do hidróxido precipitado (de alumínio ou ferro), que resulta no desenvolvimento de hidrogéis que atuam como uma rede, responsável pelo arraste das partículas coloidais e suspensas (Di Bernardo, Dantas e Voltan, 2011). Demonstra-se na Figura 11, que as eficiências de remoção nas faixas mais altas de pH são semelhantes em termos de resultados, com remoções superiores a 75%, nas concentrações de 21,33 a 42,67 mg/L do coagulante FeCl_3 .

Na faixa de pH 6 obteve-se remoções acima de 75% em todas as concentrações do coagulante e na concentração de 42,67 mg/L a remoção se estabeleceu acima de 90%, como apresentado na Figura 11. Os resultados foram semelhantes ao estudo de Dong *et al.* (2015) que avaliaram a remoção de cor da água bruta em variações de pH e obtiveram uma eficiência média superior a 75% em pH 6.

Na faixa de pH 10, ocorreram eficiências altas de remoção pelo mecanismo de varredura, com médias acima de 85% nas concentrações entre 10,67 a 47,67 mg/L, com o pico máximo de remoção na concentração de 21,33 mg/L, com a eficiência de 93%. O meio aquoso com o pH 10 atingiu uma das maiores médias de remoção durante todas as diversas faixas de pH, semelhante a faixa de pH 4 que pelo mecanismo de neutralização e adsorção de cargas obteve grandes resultados na remoção do MP PVC.

Nos ensaios onde não houve adição do coagulante a eficiência foi em média 50% ou inferior, os resultados mais baixos em comparação as eficiências com FeCl_3 são explicados devido a falta de um agente de coagulação, porém, observa-se que a ação gravitacional após a

agitação do meio aquoso é o suficiente para remover cerca de metade do PVC presente no meio.

Na concentração de 53,33 mg/L de coagulante, a remoção de MP de PVC atingiu eficiências em torno de 60 – 65%, nas faixas de pH 5, 7, 8, 9 e 11 isso acontece devido ao grau de supersaturação do hidróxido metálico, que pode ocorrer em altas concentrações e dosagens do coagulante, logo, a supersaturação inibe os mecanismos de coagulação e reduz sua eficiência (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2005).

A Figura 12 apresenta o boxplot do MP residual dos ensaios realizados nas faixas de pH 6, 7 e 10. O teste indica que há diferenças de médias significativas nos valores residuais de MP de PVC entre o pH 6 e pH 7 e entre o pH 7 e pH 10 a menos de 5%, com valores de p 0,007937 e 0,03175, respectivamente. No entanto, não houve diferença significativa entre as distribuições dos dados do pH 6 - pH 10, cujo valor p foi 0,6905, portanto, as remoções sob essas condições de pH foram semelhantes.

A variabilidade das eficiências de remoção apresenta melhor ajuste pelo modelo de regressão nas faixas de pH 6 e 10, conforme Figura 13. No entanto, o modelo não se mostrou adequado para o pH neutro, pois apresentou um R^2 de 0,35, logo, indica que a regressão de 2º grau para o pH 7 explica apenas uma pequena parte da variabilidade dos dados, tornando inviável o cálculo preciso da concentração ótima do coagulante nesse pH. Com a curva polinomial, foram calculadas as concentrações ótimas do coagulante para a remoção do PVC, que são de 34,6 e 29,15 mg/L nos pH 6 e 10, respectivamente.

A Figura 14 apresenta um dotplot da significância dos coeficientes da regressão polinomial de 2º grau, destacando o valor de p para três diferentes faixas de pH (6, 7 e 10). Observa-se que, para os pH 6 e 10, tanto os coeficientes do termo linear (X) quanto do termo quadrático (X^2) são estatisticamente significativos, sugerindo que ambos os termos têm um impacto relevante no modelo de regressão. Enquanto, para o pH 7, os coeficientes de X e X^2 não são significativos, indicando que o modelo não descreve adequadamente os dados nesse nível de pH, conforme mostrado na Figura 13.

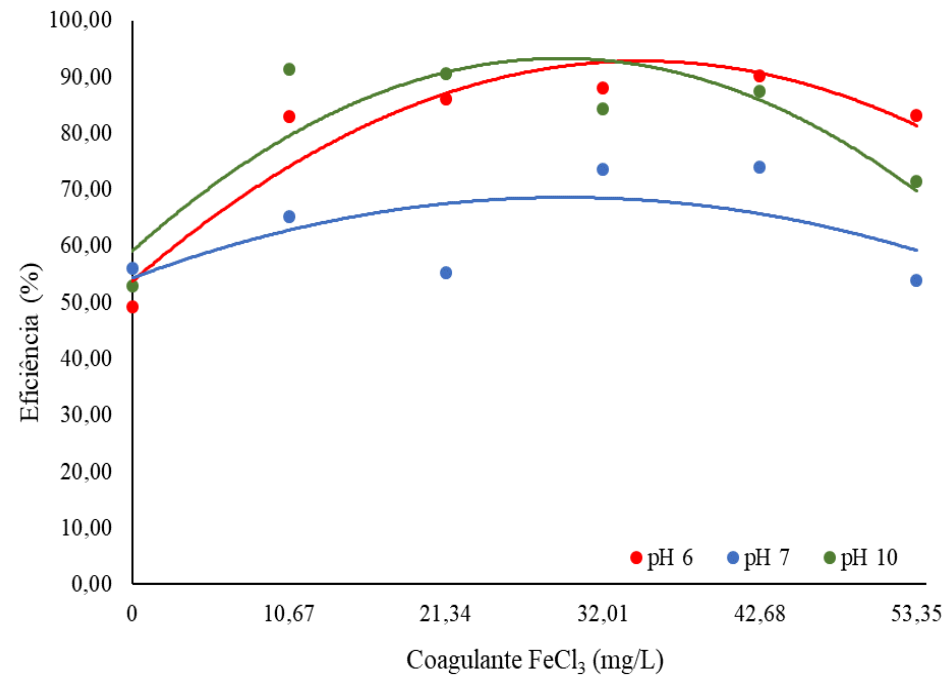
As concentrações ótimas apresentadas pela curva polinomial estão dentro das concentrações de cloreto férrico usuais nas ETAs, que variam de 5 a 80 mg/L (Di Bernardo e Paz, 2008). Em termos de pH, o cloreto férrico atua em uma ampla faixa de pH (4 - 10), de tal modo, que o pH 6 e 10 apresentaram as melhores eficiências para a remoção dos MPs.. Portanto, o uso do pH 6 nas ETAs seria o recomendado, devido a alta eficiência e por estar próximo a neutralidade, não sendo preciso grandes correções de pH ao final do tratamento.

Pavanelli (2001) realizou estudos sobre a redução da turbidez utilizando diversos coagulantes, e alcançou 5 uT da água bruta por meio dos mecanismos de varredura com o uso de cloreto férrico em concentrações variadas de 23 mg/L a 78 mg/L, em pH de 6,7.

Contudo, as concentrações dos coagulantes utilizados para o tratamento de água de abastecimento são decorrentes das características da água bruta que será tratada. Durante as estações secas, época de baixa precipitação, há menos escoamento superficial permitindo que as partículas suspensas sedimentem, resultando em águas mais límpidas e com baixa turbidez, sendo necessário uma baixa concentração do coagulante no tratamento de água, propiciando a ocorrência do mecanismo de neutralização/adsorção (Di Bernardo e Paz, 2008), como observado por Franco (2009) que avaliou a curva de concentração ótima por turbidez e concluiu que 5 mg/L de cloreto férrico é suficiente para tratar água com até 5 uT.

Enquanto, nas estações chuvosas, quando há maiores índices de precipitações, ocorre a elevação das partículas coloidais e sedimentáveis, aumentando a turbidez e a cor da água bruta, sendo necessário uma maior concentração do coagulante para tratar a água bruta com maior eficiência, e com maiores concentrações do coagulante, ocorre o mecanismo de varredura (Di Bernardo e Paz, 2008). Em água bruta acima de 100 uT, a concentração ótima do cloreto férrico seria 30 mg/L, aumentando para 40 mg/L em água bruta com turbidez maior de 400 uT (Franco, 2009).

Figura 13 - Eficiência de remoção em diferentes pH's em função da concentração do coagulante (mg/L)



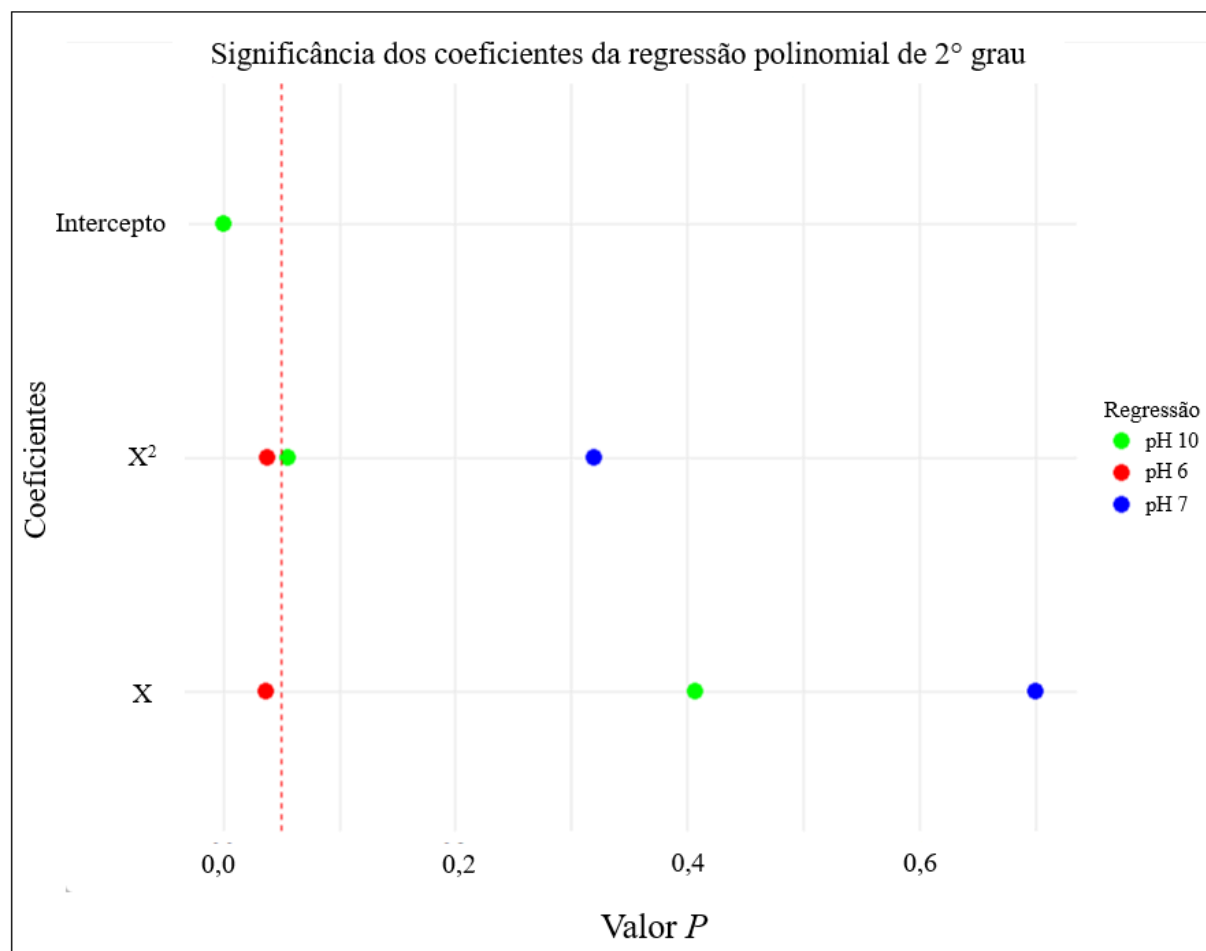
$$\text{pH 6 } y = -2\text{E-}05x^2 + 0,0601x + 53,764$$
$$R^2 = 0,8951$$

$$\text{pH 7 } y = -1\text{E-}05x^2 + 0,0258x + 54,35$$
$$R^2 = 0,3474$$

$$\text{pH 10 } y = -3\text{E-}05x^2 + 0,0625x + 59,137$$
$$R^2 = 0,7712$$

Fonte: Autor (2024)

Figura 14 - Dotplot do teste de significância dos coeficientes apresentados na regressão polinomial quadrática



Fonte: Autor (2024)

6 CONCLUSÕES

Técnicas de tratamento de água apresentam eficiência na remoção do MP de cerca de 60%: a filtração direta remove em média de 70% de MPs e o ciclo completo apresenta uma média de 85%, enquanto as técnicas avançadas podem remover até mais que 90%.

Com a construção do diagrama de coagulação, observa-se que as melhores curvas com as maiores eficiências na remoção de MP de PVC se encontram na faixa ácida, como o pH 4 com alcances superiores à 90% de remoção pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas e nas faixas de pH mais elevados como nos pH 6 e 10 que pelo mecanismo de varredura, também alcançou resultados acima de 90%.

Por meio do diagrama de coagulação, no pH 7 observou-se remoções de eficiência variando de 55 a 70% nas concentrações de Fe_2Cl_3 de 10,67 a 42,67 mg/L, respectivamente. Os modelos de eficiências de remoção de MP de PVC por clarificação com Fe_2Cl_3 tiveram ótimos ajustes, com R^2 de 0,89 no pH 6 e R^2 de 0,77 no pH 10, pelos quais calculam-se concentrações ótimas de 34,6 e 29,15 mg/L nos pH 6 e 10, respectivamente.

6.1 Sugestões de trabalhos futuros

Sugestões para trabalhos e pesquisas futuras são: a avaliação da remoção do MP de PVC pelo ciclo completo do tratamento de água utilizando o coagulante cloréto férrico e sulfato de alumínio. A observação da degradação em tubos e condutos de PVC presentes em ETAs e ETEs. A remoção de diferentes MP com diferentes densidades por meio do processo de clarificação.

7 REFERÊNCIAS

- AGUIAR, Nathany R. H.; ASENCIOS, Yvan J. O. **Microplastics: characteristics, pollution, and technologies for their removal from water- a review.** - Brazilian Journal of Development – 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n8-168>
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. **Applications and societal benefits of plastics.** Philosophical Transactions Royal Society, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009.
- AMATO-LOURENÇO, Luís F. *et al.* **An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health?.** Science of the Total Environment. v. 746, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>
- ARAÚJO, L. S. **Remoção de microplásticos no tratamento de água para consumo humano.** /Larissa Silva Araújo. Dissertação do Mestrado, Unicamp – Campinas, SP, 2022
- ARVANITI , O.S. *et al.* **Screening on the sorption of emerging contaminants to polystyrene and polyethylene and use of coagulation – flocculation process for microplastics’ removal.** Global NEST Journal, [s. l.], v. 23, ed. 2, p. 303-308, 2021. <https://doi.org/10.30955/gnj.003854>
- AZIZI, Nahid *et al.* **Microplastics removal from aquatic environment by coagulation: Selecting the best coagulant based on variables determined from a systematic review.** Heliyon, v. 9, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15664>
- BAYARKHUU, B.; Byun, J. **Optimization of coagulation and sedimentation conditions by turbidity measurement for nano- and microplastic removal.**Chemosphere, v. 306, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.13557>
- BERGAMI, E. *et al.* **Long-term toxicity of surface charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana*.** Aquatic Toxicology, v. 189, p.159-169, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.06.008>
- BERTOLDI, C. *et. al.* **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções.** Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 888**, de 04 de maio de 2021.
- BRANCO, F. O. L. **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Microplásticos de Praias do Litoral Brasileiro.** Orientador: José Augusto Martins Corrêa. 2021. 79 f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2021. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/14181>
- BRIDGEMAN, J.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A., **The development and application of CFD models for water treatment flocculators.** Advances in Engineering Software, v. 41, p. 99-109, 2010

CAIXETA, D.; CAIXETA, F. C.; MENEZES FILHO, F. Nano e microplásticos nos ecossistemas: impactos ambientais e efeitos sobre os organismos. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018.

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

CARPENTER, E. J. *et al.* **Polystyrene Spherules in Coastal Waters**. *Science*, v. 178, p. 749–750, 1972.

CARVALHEIRO, Alexandre L. **Microplásticos: conceito, impactos ambientais e principais métodos de extração**. RUNA, 2022.
<https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/31041>

CHAVES, F. P.; CARDOSO, G. O.; REIS, E. A. P. **Características do Policloreto de Vinila (PVC) e suas aplicações no setor da construção civil**. ETIC - Encontro Toledo de Iniciação Científica, Centro Universitário Antônio Eufrásio de Toledo de Presidente Prudente. v. 12, n. 12, 2016.

CECILIA, Daniele la *et al.* **Microplastics attenuation from surface water to drinking water: Impact of treatment and managed aquifer recharge – and identification uncertainties**. *Science of the Total Environment*, v. 908, 2024.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168378>

CHIBA, S.; SAITO, H.; FLETCHER, R., *et al.* **Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris**. *Marine Policy*, v. 96, 204–212. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.022>

COSTA, J. P. da; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS T. **Plástico no ambiente**, Recursos Hídricos, Vol. 40, N.º 1, p. 11-18, 2019, DOI 10.5894/rh40n1-d1

DA SILVA, Ducilene do C. **Contaminantes ambientais: Feitos dos microplásticos em organismos aquáticos e terrestres** - Research, Society and Development - 2021.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. ABES, v.1, Rio de Janeiro, 1993.

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S., **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água** / Luiz Di Bernardo / Lyda Patrícia Sabogal Paz. – São Carlos: Editora LDIBE LTDA, p. 878, v.1, 2008

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B.; VOLTAN, P. E. N. – **Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, p.454, v.1, 2011

DI NUNNO, Fabio; *et al.* **Microplastics in Combined Sewer Overflows: An Experimental Study**, *Journal of Marine Science and Engineering*, v. 9, 2021.
<https://doi.org/10.3390/jmse9121415>

DOMÍNGUEZ, Joaquín R. *et al.* **Evaluation of Ferric Chloride as a Coagulant for Cork Processing Wastewaters. Influence of the Operating Conditions on the Removal of Organic Matter and Settleability Parameters.** *Ind. Eng. Chem. Res.*, v. 44, p. 6539-6548, 2005. <https://doi.org/10.1021/ie0487641>

DONG, Youming. *et al.* **The mechanism of polystyrene microplastics to affect arsenic volatilization in arsenic-contaminated paddy soils.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 398, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122896>

FERNANDEZ-GONZÁLEZ, V. *et al.* **Misidentification of PVC microplastics in marine environmental samples.** *Trends in Analytical Chemistry*, v. 153, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116649>

FERREIRA, E. J. B. **Avaliação dos Processos de Sedimentação e Flotação no Tratamento de Águas do Mar.** (Dissertação de Mestrado, Escola de Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

FIORE, L. *et al.* **Classification and distribution of freshwater microplastics along the Italian Po river by hyperspectral imaging.** *Environmental Science and Pollution Research*, v.29, p.48588–48606. 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18501-x>

FRANCO, Elton Santos. **Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água.** Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, 2009. f. 187.

FURLAN, F. R. **Avaliação da Eficiência do Processo de Coagulação-Floculação e Adsorção no Tratamento de Efluentes Têxteis.** (Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.L. **Production, use, and fate of all plastics ever made.** *Science Advances*, vol. 3, 2017 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GONÇALVES, A. C. S. **Ocorrência de microplásticos em zonas intermareais e sua relação com variáveis ambientais.** Dissertação (Mestrado em Biologia da Conservação) - 91 p. Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016

GÜNDOĞDU, Sedat *et al.* **Microplastic pollution in two remote rivers of Türkiye.** *Environmental monitoring and assessment*, v. 195, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11426-z>

GUO, Bo *et al.* **An enhanced coagulation using ferric chloride and poly-ferric chloride coagulant assisted by polyamidine: Performance and mechanisms.** *Chinese Chemical Letters*, v. 34, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cclet.2023.108379>

HORTON, A. A. *et al.* **Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities.**

Science of the Total Environment, v. 586, p. 127-141, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Jiang, J. Q. Development of coagulation theory and pre-polymerized coagulants for water treatment. **Separation and Purification Methods**, v. 30, 127 - 141
<https://doi.org/10.1081/SPM-100102986>

KLEIN, M.; FISCHER, E. **Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany**. *Science of the Total Environment*, v. 685, p. 96-103, 2019

LARES, Mirka *et al.* **Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology**. *Water Research*, v. 133, p. 236 - 246, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>

LAPOINTE, Mathieu *et al.* **Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation**. *Environmental Science & Technology*, v. 54, p. 8719–8727, 2020.
<https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c00712?ref=pdf>

LESLIE, Heather A., *et al.* **Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood** - *Environment International* - 2022
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>

LI, Yue *et al.* **Occurrence, removal and potential threats associated with microplastics in drinking water sources**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104527>

LIU, Ta-Kang; CHIN, Ching-Ju Monica. **Improved coagulation performance using preformed polymeric iron chloride (PICl)**. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 339, p. 192 - 198, 2009. <https://doi:10.1016/j.colsurfa.2009.02.029>

LIU, Qian *et al.* **Homogenization of microplastics in alpine rivers: Analysis of microplastic abundance and characteristics in rivers of Qilian Mountain, China**. *Journal of Environmental Management*, v. 340, 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118011

MA, Baiwen *et al.* **Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment**. *Chemical Engineering Journal*, v. 359, p. 159-167, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>

MANO, E. B.; MENDES, L. C. **Introdução a Polímeros**. Ed. Edgard Blücher, ed. 2, 1999.

MATJAŠIČ, Tjaša *et al.* **Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: Variations across catchments and between water column and sediments**. *Science of The Total Environment*, v. 858, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160043>

MEIJER, L.J.J. *et al.* **More than 1000 rivers account for 80 % of global riverine plastic emissions into the ocean**. *Sciences Advance*, v. 7, n. 8, p.1-13, 2021

MEIXNER, Katharina; KUBICZEK, Mona; FRITZ, Inês. **Microplastic in soil–current status in Europe with special focus on method tests with Austrian samples.** AIMS Environmental Scienc, v. 7, ed. 2, p. 174-191, 2020. DOI: 10.3934/environsci.2020011

MISTRI, Michele. *et al.* **Microplastic accumulation in commercial fish from the Adriatic Sea.** Marine Pollution Bulletin, v. 174, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113279>

NA, Sang-Heon *et al.* Microplastic removal in conventional drinking water treatment processes: Performance, mechanism, and potential risk. Water Research, v. 202, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117417>

OBWARD, R. W. *et al.* **Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice.** AGU Publications, v. 2, p. 315–320, 2014

OLIVATTO, G. P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L.; MONTAGNER, C. C. **Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno.** - Revista Virtual de Química – 2018

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (Suíça). **Microplastics in drinking-water.** [s. l.], 21 ago. 2019. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/326499/9789241516198-eng.pdf?ua=1>.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** Dissertação (Mestre em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2001

PENNAFORT JR., L. C. G., *et al.* **Avaliação e Caracterização de Tubos Fabricados com PVC Reciclado,** Polímeros: Ciência e Tecnologia, vol.23, n4, p.547-551, 2013. <https://revistapolimeros.org.br/doi/10.4322/polimeros.2013.045>

PEREIRA, Flávia C. **Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos.** Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. <https://doi:10.11606/D.21.2014.tde-30032015-150240>

PIATTI, Tânia M.; RODRIGUES, Reinaldo A. F. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais.** EDUFAL, 2005

PIVOKONSKÝ, Martin *et al.* **Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water.** Science of The Total Environment, v. 643, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>

POL, Wojciech *et al.* **SPATIAL–TEMPORAL DISTRIBUTION OF MICROPLASTICS IN LOWLAND RIVERS FLOWING THROUGH TWO CITIES (NE POLAND).** Water, air, and soil pollution, v. 233, 2022. DOI: 10.1007/s11270-022-05608-7

PRATA, J. C. **Airborne microplastics: consequences to human health?.** Environmental Pollution, v. 234, p. 115-126, 2018.

PROKOPOVA, M. *et al.* **Coagulation of polyvinyl chloride microplastics by ferric and aluminium sulphate: Optimisation of reaction conditions and removal mechanisms.** Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106465>

QUEIROZ, Lucas G. **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções.** Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2022.

RADITYANINGRUM, A. D. *et al.* **Microplastic contamination in water supply and the removal efficiencies of the treatment plants: a case of Surabaya City, Indonesia.** Journal of Water Process Engineering, v. 43, p. 2214-7144, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102195>

RAM, A. **Fundamentals of polymer engineering.** Ed 1. New York: Editora Plenum Press, 1997.

RAGUSA, Antonio. *et al.* **Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta.** Environment International, v. 146, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>

RITCHER, C. A.; NETTO, J. M. de A. **Tratamento de Água: Tecnologia utilizada.** 13. ed. Editora Edgar Blucher Ltda, 2018.

RODRIGUES, P. J. G. *et al.* **Compósitos de policloreto de vinila e cortiça: avaliação das propriedades térmicas, inflamabilidade e morfologia.** Tecnol. Metal. Mater. Min. vol.18, e2384, 2021. <http://dx.doi.org/10.4322/2176-1523.20212384>

SANTOS, Gabriel R. **Estudo de clarificação de água de abastecimento público e otimização da estação de tratamento de água.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). p.101. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011

SARKAR, Dhruva Jyoti *et al.* **Microplastics removal efficiency of drinking water treatment plant with pulse clarifier.** Journal of Hazardous Materials, v. 413, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125347>

SHEN, M. *et al.* **Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China.** Environmental Science and Pollution Research, v. 28, n. 31, p. 42313-42324, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13769-x>

SINGH, Ritu; PANT, Deepak. **Polyvinyl chloride degradation by hybrid (chemical and biological) modification.** Polymer Degradation and Stability, v. 123, p. 80-87, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2015.11.012>

SKAF, Dorothy. W. *et al.* **Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation.** Chemical Engineering Journal, v. 386, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123807>

SHRUTI, V.C. *et al.* **Metro station free drinking water fountain- A potential “microplastics hotspot” for human consumption.** Environmental Pollution, v. 261, 2020

TALVITIE, Julia *et al.* **Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies.** *Water Research*, v. 123, p. 401 - 407, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>

TANG, Shuyuan *et al.* **The coagulation behavior and removal efficiency of microplastics in drinking water treatment.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 53, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103885>

TYMPA, Leda-Eleni *et al.* **Do Microplastics Enter Our Food Chain Via Root Vegetables? A Raman Based Spectroscopic Study on Raphanus sativus.** *Materials*, v. 14, 2021

THOMPSON, R.C. **Plastic debris in the marine environment: Consequences and solutions.** In: Krause, J.C., von Nordheim, H., Bräger, S., *Marine Nature Conservation in Europe*. 2006

VARGAS, D. S. **Estudo comparativo das propriedades do Policloreto de Vinila utilizando plastificantes alternativos ao Diocil Ftalato.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais). p.96. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016

VELASCO, Angel Negrete *et al.* **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, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163270>

VISTUBA, J. P. **Remoção de ferro e manganês de água de abastecimento por meio de filtração adsortiva.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) 110p. – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

VON SSCHOENFELT, A. *Atlas do plástico*. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2020.

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, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>

WINDSOR, Fredric M., *et al.* **A catchment-scale perspective of plastic pollution.** *Global Change Biology*, v. 25, 1207-1221. 2019. <https://doi.org/10.1111/gcb.14572>

World Economic Forum. **The new plastics economy: Rethinking the future of plastics.** World Economic Forum. 2016 http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf.

XIA, W. *et al.* **Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters.** *Sci. Total Environ.*, v. 732, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>

XUE, J. *et al.* **Removal of polystyrene microplastic spheres by alum-based coagulation-flocculation-sedimentation (CFS) treatment of surface Waters.** Chemical Engineering Journal, v. 422, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130023>

YU, Jie *et al.* **Thermal degradation of PVC: A review.** Waste Management, v. 48, p. 300-314, 2016 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.041>

ZHOU, Guanyu *et al.* **Tracing microplastics in rural drinking water in Chongqing, China: Their presence and pathways from source to tap.** Journal of Hazardous Materials, v. 459, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132206>

8 APÊNDICE

Tabela de eficiências (%) de remoção de MP de PVC por clarificação com cloreto de ferro

FeCl ₃ (mg/L)	pH								Fe ⁺ (mol/L)
	4	5	6	7	8	9	10	11	
0	83,43 ± 3,51	60,1 ± 3,2	49,25 ± 0,55	56 ± 17,2	45,05 ± 6,65	41,5 ± 2,3	53 ± 0,3	52,85 ± 8,35	0
10,67	90,4 ± 9,92	75,2 ± 2,5	82,91 ± 1,1	65,3 ± 1,9	68,9 ± 4,1	73,75 ± 0,65	91,35 ± 0,15	45,1 ± 5,6	- 0,39
21,33	83 ± 11,96	79 ± 1,7	86 ± 2,05	55,35 ± 9,65	56 ± 2,3	76,1 ± 2,3	90,5 ± 0,2	76,2 ± 4,7	- 0,69
32,00	81,17 ± 5,63	76 ± 4,1	88 ± 0,5	73,55 ± 4,35	54,2 ± 6,9	77,3 ± 0,5	84,4 ± 1,8	78,5 ± 0,9	- 0,87
42,67	76 ± 4,21	71,5 ± 6,2	90,25 ± 4,15	73,9 ± 2,2	62,8 ± 0,2	74,8 ± 4,1	87,35 ± 2,15	75,85 ± 2,55	- 0,99
53,33	82,67 ± 11,23	60,6	83,1 ± 0,5	54 ± 5	35 ± 13,4	65,4	71,45 ± 3,15	68,6 ± 3,6	- 1,09