



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E
CIÊNCIAS AMBIENTAIS**



MYLENA TORRES ANDONOF

**TRATAMENTO PRIMÁRIO DA ÁGUA PRODUZIDA: COAGULAÇÃO LASTREADA
COM MICROAREIA E RESÍDUOS DE CRUSTÁCEOS E MOLUSCOS**

São Cristóvão, SE
2025

MYLENA TORRES ANDONOF

**TRATAMENTO PRIMÁRIO DA ÁGUA PRODUZIDA: COAGULAÇÃO LASTREADA
COM MICROAREIA E RESÍDUOS DE CRUSTÁCEOS E MOLUSCOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Jefferson Arlen Freitas.

São Cristóvão, SE
2025

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

A552t Andonof, Mylena Torres.
Tratamento primário da água produzida: coagulação lastreada com microareia e resíduos de crustáceos e moluscos / Mylena Torres Andonof; orientador Jefferson Arlen Freitas. – São Cristóvão, SE, 2025.
78 f.: il.

Dissertação (mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais)
– Universidade Federal de Sergipe, 2025.

1. Água – Purificação - Coagulação. 2. Água – Purificação - Floculação. 3. Resíduos industriais – Aspectos ambientais. 4. Indústria petrolífera. 5. Crustáceos. 6. Moluscos. 7. Sustentabilidade e meio ambiente. I. Freitas, Jefferson Arlen, orient. II. Título.

CDU 628.16.065.2

MYLENA TORRES ANDONOF

**TRATAMENTO PRIMÁRIO DA ÁGUA PRODUZIDA: COAGULAÇÃO LASTREADA
COM MICROAREIA E RESÍDUOS DE CRUSTÁCEOS E MOLUSCOS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade Federal de Sergipe em 18 de dezembro de 2025

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Jefferson Arlen Freitas (Orientador)
(PPGECIA/UFS)

Prof.^a Dr.^a Rosivânia da Paixão Silva Oliveira (examinador externo)
(Departamento de Engenharia de Petróleo - DEPET/UFS)

Prof. Dr. José Jailton Marques (examinador interno)
(PPGECIA/UFS)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força e serenidade concedidas ao longo de toda esta jornada. Sem Sua graça, eu não teria encontrado direção nos momentos de dúvida nem coragem para seguir adiante. À minha Nossa Senhora, por ser minha luz amparadora em tantos momentos. Ao meu anjo da guarda, por nunca soltar a minha mão nos instantes mais difíceis. Aos espíritos de luz que me cercaram e me sustentaram energeticamente quando o cansaço e a incerteza pareciam maiores do que eu, meu profundo agradecimento.

Aos meus pais, Sheila e Eduardo, por todo amor, incentivo e compreensão. Obrigada por acreditarem em mim mesmo quando eu duvidei, por cada palavra de apoio e por escutarem meus desabafos durante este período tão intenso. Vocês são a base que me mantém de pé.

Agradeço à Prof.^a Inaura, pela disponibilidade, pelos esclarecimentos e pelas contribuições durante os seminários e aulas; seus feedbacks foram essenciais para aprimorar minha visão crítica e fortalecer esta pesquisa. Agradeço também ao Prof. Jailton, que participou das minhas bancas avaliativas e trouxe comentários enriquecedores que me ajudaram a evoluir científica e academicamente.

Não poderia deixar de agradecer às professoras Rosivânia e Eliana Midori, que sempre me acolheram quando precisei de auxílio, permitiram o uso de seus laboratórios, equipamentos e orientandos. Vocês me ofereceram apoio com generosidade, leveza e boas risadas. A vocês, meu muito obrigada.

Ao meu orientador, Prof. Jefferson, agradeço pela orientação dedicada, pela paciência, pela confiança depositada em mim e pela atenção constante. Sua contribuição foi fundamental para o amadurecimento desta pesquisa e para o meu crescimento enquanto pesquisadora.

Aos professores do programa e à Universidade Federal de Sergipe, pela formação sólida que me proporcionaram e pelo ambiente de aprendizado que me permitiu expandir minhas capacidades acadêmicas e humanas. Aos técnicos e aos diversos laboratórios que me receberam, obrigada por abrirem as portas, por compartilharem conhecimento e por viabilizarem etapas essenciais do meu trabalho.

Aos meus colegas, pela parceria diária, pelas discussões enriquecedoras, pelos cafés, pelas risadas e pelos dias difíceis compartilhados. A todos os amigos, novos e antigos, que caminharam comigo, obrigada por me ouvirem, por entenderem minhas ausências e por celebrarem comigo cada pequena conquista. À Andréa, que se juntou ao meu anjo da guarda e segurou minha mão quando tudo parecia perdido. Aos meus amores, Paty e Day, por estarem comigo em todos os momentos dessa minha jornada. Seja em laboratório ou na vida. Muito obrigada, minha poderosas.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram com palavras de apoio, gestos de gentileza ou ajuda prática ao longo destes anos. Cada contribuição, grande ou pequena, fez diferença e ficará guardada com carinho.

RESUMO

A água produzida (AP), um subproduto da indústria de petróleo e gás, apresenta elevados teores de contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos, hidrocarbonetos e metais pesados, representando um significativo desafio ambiental. Diante das exigências legais e da crescente preocupação com a poluição hídrica, torna-se essencial o desenvolvimento de tecnologias eficazes e sustentáveis para seu tratamento. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da coagulação lastreada com microareia e resíduos de crustáceos e moluscos (biolastro). A pesquisa foi conduzida em duas etapas: na primeira, realizou-se a caracterização da água produzida e a seleção do coagulante químico mais eficiente; na segunda, aplicou-se o coagulante selecionado no sistema de coagulação/floculação com diferentes agentes de lastro (microareia e biolastro). A água produzida apresentou concentrações elevadas de sólidos suspensos totais (SST) e de óleos e graxas totais (TOG), ultrapassando os limites estabelecidos pela legislação ambiental. Para os coagulantes testados (sulfato de alumínio (SA), cloreto férrico (CF) e policloreto de alumínio (PAC)), o sulfato de alumínio, na dosagem de 0,2 g/L, destacou-se com remoções de 72,86% para SST e 91,24% para TOG, além de apresentar a melhor relação custo-benefício. O processo de coagulação lastreada com microareia (5 g/L) apresentou desempenho similar ao processo convencional, de 74,35% para SST e 91,77% para TOG. Contudo, o uso de biolastro na mesma dosagem, resultou em um aumento de 7,23% na remoção de SST e 1,32% na de TOG. Além disso, a análise de metais indicou que o biolastro não adsorveu Ba e Mn. Contudo, o biolastro se apresenta como uma alternativa sustentável e promissora para substituir microareia como lastro não só no tratamento da água produzida, mas também no tratamento de água e efluentes, promovendo o aproveitamento de resíduos de crustáceos e moluscos e contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias mais limpas no tratamento de efluentes.

Palavras-chaves: Coagulação; Água Produzida; Resíduos; Crustáceos e Moluscos.

ABSTRACT

Produced water (PW), a byproduct of the oil and gas industry, has high levels of contaminants such as suspended solids, organic compounds, hydrocarbons, and heavy metals, representing a significant environmental challenge. Given legal requirements and growing concern about water pollution, the development of effective and sustainable technologies for its treatment is essential. In this context, this work aimed to evaluate the efficiency of coagulation ballasted with microsand and crustacean and mollusk waste (bioballast). The research was conducted in two stages: first, the produced water was characterized and the most efficient chemical coagulant was selected; second, the selected coagulant was applied to the coagulation/flocculation system with different ballast agents (microsand and bioballast). The produced water showed high concentrations of total suspended solids (TSS) and total oils and greases (TOG), exceeding the limits established by environmental legislation. For the coagulants tested (aluminum sulfate (AS), ferric chloride (FC), and aluminum polychloride (PAC)), aluminum sulfate, at a dosage of 0.2 g/L, stood out with removals of 72.86% for TSS and 91.24% for TOG, in addition to presenting the best cost-benefit ratio. The coagulation process ballasted with microsand (5 g/L) showed similar performance to the conventional process, with 74.35% for TSS and 91.77% for TOG. However, the use of bioballast at the same dosage resulted in a 7.23% increase in TSS removal and a 1.32% increase in TOG removal. Furthermore, metal analysis indicated that the bioballast did not adsorb Ba and Mn. However, bioballast presents itself as a sustainable and promising alternative to replace microsand as ballast, not only in the treatment of produced water, but also in the treatment of water and effluents, promoting the use of crustacean and mollusk waste and contributing to the development of cleaner technologies in effluent treatment.

Keywords: Coagulation; Produced Water; Waste; Crustaceans and Mollusks.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição e intervalo de valores de concentração típica da água produzida.	15
Tabela 2 - Composição de compostos inorgânicos dissolvidos na água produzida em diferentes países.	16
Tabela 3 - Faixas de concentração de metais pesados na água produzida em diferentes países.	17
Tabela 4 - Intervalo de concentrações dos BTEX e Fenol (mg/L) na água produzida em diversos campos petrolíferos.	18
Tabela 5 - Limites diários e mensais de TOG na água produzida destinada ao descarte no mar pelo mundo.	20
Tabela 6 - Estudos da aplicação do lastreamento com microareia para tratamento de água potável e efluentes.	29
Tabela 7 - Características da água produzida amostral utilizada nos experimentos.	41
Tabela 8 - Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de turbidez da água produzida.	42
Tabela 9 - Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de sólidos suspensos na água produzida.	43
Tabela 10 - Avaliação de custos para o tratamento de água produzida usando os coagulantes.	50
Tabela 11 - Concentrações de Ba e Mn na AP em diferentes condições de tratamento.	61
Tabela 12 - Comparativo de desempenho dos tratamentos aplicados à água produzida.	61

Tabela 13 - Desempenho dos tratamentos aplicados à água produzida após pré-tratamento de sedimentação.

63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Matriz energética mundial, 2022.	12
Figura 2 - Representação esquemática da extração e produção de petróleo e gás natural.	13
Figura 3 - Variação do volume de água produzida nas diferentes regiões.....	14
Figura 4 - Principais etapas do tratamento da água produzida.....	21
Figura 5 - Mecanismo do processo de coagulação, floculação e sedimentação.....	23
Figura 6 - Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.	24
Figura 7 - Mecanismo de formação de flocos de lastro.	27
Figura 8 - Representação dos Flocos presos ao material de lastro.	27
Figura 9 - Representação química da estrutura da quitina.	32
Figura 10 - Fluxograma Experimental – Etapa I.	33
Figura 11 - Fluxograma Experimental – Etapa II.	34
Figura 12 - Exoesqueletos de Crustáceos e Moluscos.....	36
Figura 13 - Influência da dosagem de SA na remoção de SST e TOG e no pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	45
Figura 14 - Turbidez do efluente tratado com SA ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	45
Figura 15 - Influência da dosagem de CF na remoção de SST, TOG e no PH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	47
Figura 16 - Turbidez do efluente tratado com CF ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	48
Figura 17 - Influência da dosagem de PAC na remoção de SST, TOG e no pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	49
Figura 18 - Turbidez do efluente tratado com PAC ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	49
Figura 19 -Difratograma da Microareia.....	52

Figura 20 - Difractogramas das Biomassas e Biolastro.....	53
Figura 21 - Espectro FTIR da Microareia.	54
Figura 22 - Espectro FTIR das Biomassas e Biolastro.	55
Figura 23 - Influência da dosagem de microareia na remoção de SST e TO G e variação de pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).	56
Figura 24 - Turbidez do efluente tratado com microareia ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).57	
Figura 25 - Influência da dosagem de biolastro na remoção de SST e TOG e variação de pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).....	58
Figura 26 - Turbidez do efluente tratado com biolastro ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$)....	58
Figura 27 – Caracterização morfológica da microareia por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.	59
Figura 28 - Caracterização morfológica do biolastro por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.	60
Figura 29 – Aspecto visual da AP: (a) amostra in Natura e (b) amostra após sedimentação natural.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AP	Água Produzida
Ba	Bário
CF	Cloreto Férrico
DRX	Difratometria de Raios X
FTIR	Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
Mn	Manganês
PAC	Policloreto de Alumínio
pH	Potencial Hidrogeniônico
SA	Sulfato de Alumínio
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TOG	Teor de Óleos e Graxas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 Objetivo Geral	11
2.2 Objetivos Específicos	11
3. REVISÃO DA LITERATURA	12
3.1 Água Produzida	12
3.1.1 Composição da Água Produzida	14
3.2 Tratamento da Água Produzida (AP)	20
3.3 Coagulação/Floculação	22
3.3.1 Coagulantes e Floculantes Químicos	26
3.4 Coagulação/Floculação Lastreada	27
3.5 Lastreamento com Microareia	28
3.5.1 Microareia.....	30
3.6 Resíduos de Crustáceos e Moluscos	31
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
4.1 Aquisição dos Materiais	35
4.2 Caracterização do Efluente	37
4.2.1 Temperatura, pH e Turbidez	37
4.2.2 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Totais (ST) e Teor de Óleo e Graxas (TOG).....	37
4.2.3 Determinação de Ba e Mn.....	37
4.3 Caracterização dos Lastros	37
4.4 Testes de Coagulação/Floculação.....	38
4.4.1 Lastreamento	39
4.5 Custo-Eficiência do Coagulante Químico	39
4.6 Pré-tratamento da AP por Sedimentação Natural	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1 ETAPA I.....	40

5.1.1 Caracterização da Água Produzida (AP)	40
5.1.2 Influência do pH no desempenho dos coagulantes	41
5.1.3 Tratamento da Água Produzida com Sulfato de Alumínio (SA).....	44
5.1.4 Tratamento da Água Produzida com Cloreto Férrico (CF).....	46
5.1.5 Tratamento da Água Produzida com Policloreto de Alumínio (PAC).....	48
5.1.6 Custos dos Diferentes Coagulantes	50
5.2 ETAPA II	51
5.2.1 Granulométrica da Microareia e do Biolastro	51
5.2.2 Difractometria de Raios X (DRX).....	51
5.2.3 Análise FTIR	53
5.2.4 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Microareia	55
5.2.5 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Biolastro	57
5.2.6 Análise por microscopia eletrônica de varredura (MEV)	59
5.2.7 Espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES)	60
5.3 Resumo Processo de Coagulação	61
5.4 Resultados da coagulação da AP com o pré tratamento por sedimentação 62	
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	64
REFERÊNCIAS.....	65

1. INTRODUÇÃO

A indústria de petróleo e gás é uma das principais responsáveis pela geração de grandes quantidades de efluentes oleosos, conhecidos como água produzida, especialmente durante as etapas de desenvolvimento dos campos petrolíferos e na fase de processamento do petróleo (Galdino *et al.*, 2020).

A água produzida (AP), subproduto inevitável das atividades de extração de petróleo e gás, contém sólidos suspensos, elevada salinidade, compostos orgânicos (BTEX), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e metais pesados. Seu tratamento é essencial para atender às normas ambientais vigentes e possibilitar seu descarte seguro ou a reutilização adequada (Abuhasel *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2021).

Estima-se que a produção mundial de água produzida alcance aproximadamente 250 bilhões de barris até 2030, impulsionada pela crescente demanda por petróleo e pela intensificação das atividades de extração. Projeções indicam que, em campos convencionais, o volume diário poderá duplicar na próxima década, passando de 158.900 milhões para 243.000 milhões de barris por dia. Tal crescimento demonstra a urgência na adoção de métodos eficazes de tratamento, considerando os impactos ambientais associados ao descarte inadequado da AP (Al-Ghouti *et al.*, 2019; Amakiri *et al.*, 2023).

Na ausência de tratamentos adequados, capazes de atender às rigorosas legislações ambientais, os efluentes oleosos podem comprometer os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente (Abuhasel *et al.*, 2021). Assim, o tratamento e a reutilização desses efluentes tornam-se questões de grande relevância socioambiental (Zhao *et al.*, 2021).

A legislação ambiental de cada país estabelece limites para a concentração de óleo nos efluentes descartados. No Brasil, a Resolução CONAMA n° 430/2011 estabelece que o teor de óleo mineral não deve exceder 20 mg/L. Já a Resolução CONAMA n° 393/2007 determina que o lançamento de água produzida no mar, deve atender a uma concentração média mensal de até 29 mg/L óleos e graxas e limite máximo diário de 42 mg/L (Brasil, 2007; Brasil, 2011).

Diversos métodos convencionais são aplicados para o tratamento da AP, como: separação centrífuga, sedimentação, coagulação, floculação, flotação, filtração, adsorção e tratamentos por membranas (Galdino *et al.*, 2020). Esses processos são frequentemente combinados e adaptados de acordo com as características do efluente e das exigências regulatórias, visando reduzir os impactos ambientais e possibilitar a reutilização segura da água (Walls *et al.*, 2024).

Os processos de coagulação, floculação e sedimentação destacam-se pela eficiência, simplicidade e baixo custo, sobretudo em efluentes com elevadas concentrações de sólidos suspensos e matéria orgânica. A adição de coagulantes e floculantes promove a desestabilização das partículas coloidais e a formação de flocos densos, favorecendo a sedimentação (Al-Qodah *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2024).

Os coagulantes e floculantes utilizados classificam-se em três grupos: (i) sais inorgânicos metálicos, (ii) polímeros sintéticos e (iii) polímeros naturais. Entre eles, destacam-se os coagulantes metálicos, como sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloreto férrico (FeCl_3) e policloreto de alumínio (PAC), amplamente empregados no tratamento de águas e efluentes (Zhao *et al.*, 2021).

Apesar da eficácia, esses produtos apresentam algumas limitações, incluindo necessidade de altas dosagens, ajustes frequentes de pH e a geração de lodo não biodegradável, que pode apresentar toxicidade e demanda custos elevados de manejo e descarte (Bahrodin *et al.*, 2021; Jiang *et al.*, 2021; Kurniawan *et al.*, 2022).

Como alternativa, a coagulação/floculação lastreada surge como uma técnica de clarificação econômica e eficiente, com elevada taxa de remoção de impurezas (Qasim *et al.*, 2020; Saththasivam *et al.*, 2024). O método consiste na adição de um agente de lastro durante o processo de coagulação e floculação para aumentar o tamanho e a densidade dos flocos, acelerando a sedimentação. Agentes de lastro, como microareia, apresenta alta densidade e contribui significativamente para esse efeito (Saththasivam *et al.*, 2024).

O processo apresenta baixo custo operacional e alta eficiência, e estudos evidenciam a capacidade da microareia em potencializar a remoção de algas nocivas em ambientes marinhos e de água doce (Lee; Kim, 2023; Zafisah *et al.*, 2020).

Por outro lado, a extração de areia gera impactos ambientais relevantes, como contaminação de águas subterrâneas, alteração da morfologia fluvial e perda de biodiversidade, especialmente quando excede a capacidade natural de reposição dos sedimentos (Bendixen et al., 2019; Oliveira et al., 2024).

Dessa forma, torna-se necessária a busca por alternativas sustentáveis à microareia. Entre as opções, os resíduos de crustáceos e moluscos, compostos ricos em carbonato de cálcio e quitina, apresentam propriedades físico-químicas favoráveis para aplicação como agente de lastro. O aproveitamento desse resíduo é um meio de dar uma destinação ambientalmente adequada para um subproduto gerado em grande volume (Santana e Aragão Júnior, 2023).

Nesse contexto, esta pesquisa divide-se em duas etapas: (i) analisar o coagulante químico de melhor desempenho no tratamento da água produzida por meio da coagulação/floculação; e (ii) com base no coagulante mais eficiente, aplicar o processo de coagulação/floculação lastreada utilizando microareia e resíduos oriundos de crustáceos e moluscos (biolastro). Busca-se, assim, promover o uso de alternativas sustentáveis e contribuir para o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes, economicamente viáveis e ambientalmente responsáveis, oferecendo soluções eficazes aos desafios ambientais associados ao tratamento de água produzida.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a eficiência do processo de coagulação lastreada no tratamento primário da água produzida, utilizando lastro de microareia e de resíduos de crustáceos e moluscos.

2.2 Objetivos Específicos

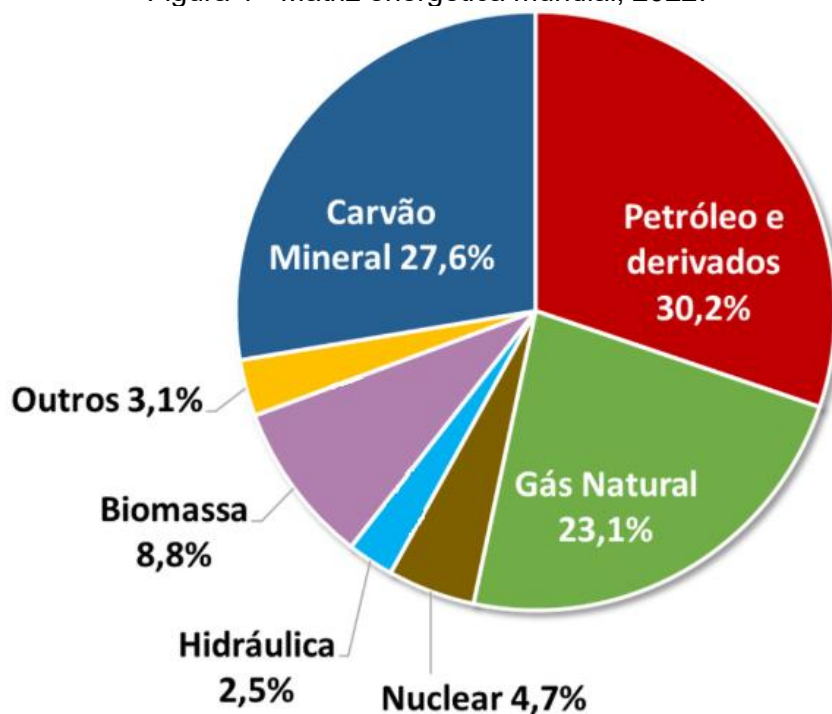
- Caracterizar a água produzida;
- Identificar o coagulante químico com melhor desempenho no tratamento de água produzida por meio da coagulação;
- Aplicar o coagulante mais eficiente em um sistema de coagulação com lastro de microareia, resíduos de crustáceos e moluscos (biolastro);
- Comparar a eficiência do uso da microareia e do biolastro no tratamento da água produzida.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Água Produzida

As fontes de energia de origem fósseis como petróleo, carvão mineral e o gás natural ainda desempenham papel dominante na matriz energética mundial. Juntas, elas representam mais de 80% da oferta total de energia, evidenciando a forte dependência global desses recursos não renováveis (EPE, 2025). O petróleo e seus derivados aparecem como a principal fonte, com 30,2%, seguido pelo carvão mineral (27,6%) e pelo gás natural (23,1%). Em contraste, as fontes renováveis e alternativas possuem participação significativamente menor, com biomassa (8,8%) e hidráulica (2,5%), enquanto a energia nuclear contribui com 4,7% e outras fontes somam 3,1% (Figura 1). Esses dados reforçam o desafio mundial de diversificar a matriz energética e ampliar o uso de fontes mais limpas e sustentáveis.

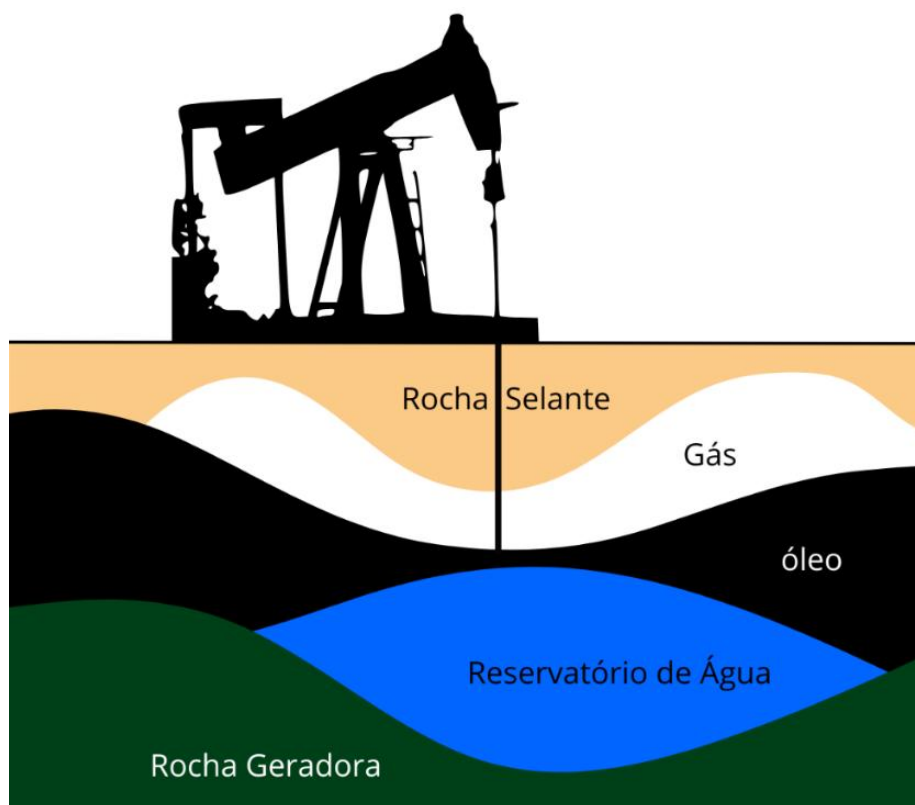
Figura 1 - Matriz energética mundial, 2022.



Fonte: Adaptado de EPE, 2025.

Durante as atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural, a água de formação, que se encontra em reservatórios subterrâneos, é extraída juntamente com os hidrocarbonetos (Figura 2). Quando essa água é trazida à superfície, ela é denominada água produzida, um dos principais subprodutos do processo produtivo (Liu *et al.*, 2021; Amakiri *et al.*, 2022).

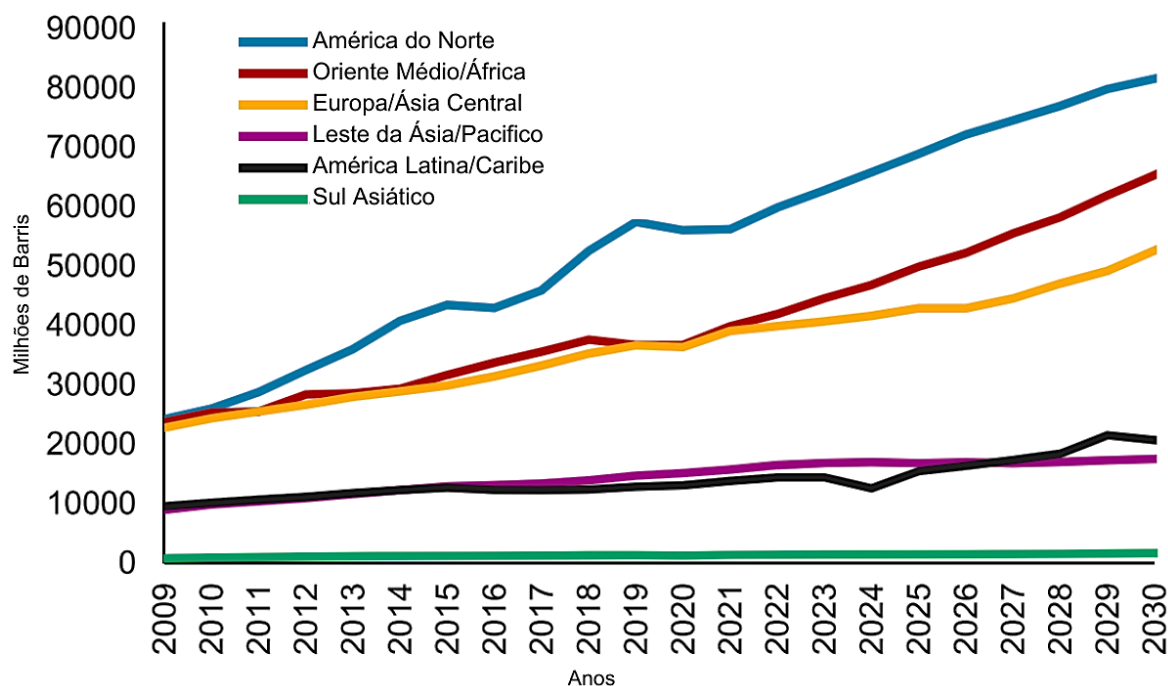
Figura 2 - Representação esquemática da extração e produção de petróleo e gás natural.



Fonte: Autoria própria, 2025.

A taxa de geração de água produzida não é constante, variando de acordo com a localização do reservatório e as tecnologias de extração utilizadas (Abbas *et al.*, 2021). Segundo Amakiri (2022), estima-se um aumento da produção de água produzida em função da crescente demanda por petróleo, associada à intensificação da atividade de produção global. Regiões como Oriente Médio, África, América do Norte, Europa e Ásia Central destacam-se pelo maior crescimento nesse volume (Figura 3).

Figura 3 - Variação do volume de água produzida nas diferentes regiões.



Fonte: Adaptado de Amakiri et al., 2022 (*apud* PWS, 2020).

3.1.1 Composição da Água Produzida

A composição da água produzida pode variar significativamente conforme a região e a idade do campo petrolífero, exigindo, assim, diferentes métodos e combinações para o seu tratamento. De forma geral, ela é formada por três componentes principais: partículas suspensas, sais dissolvidos e compostos orgânicos dissolvidos ou insolúveis (Tabela 1) (Zhang *et al.*, 2024).

Tabela 1 - Composição e intervalo de valores de concentração típica da água produzida.

Constituinte	Faixa de concentração (mg/L)	Constituinte	Faixa de concentração (mg/L)
Fenol	0,4 – 23	Al ³⁺	310–410
HPAs	0,04 – 3	B	5 – 95
BTEX Total	0,73 – 24,1	Cr	0,02 – 1,1
Benzeno	0,032 – 14,97	Li	3 – 50
Tolueno	0,058 – 5,86	Mn	0,004 – 175
Etilbenzeno	0,086 – 0,57	Ti	0,01 – 0,7
Naftaleno	0,194 – 0,841	Zn	0,01 – 35
Ácidos orgânicos	0,001 – 1×10 ⁴	As	0,005 – 0,3
Hidrocarbonetos alifáticos	17 – 30	Pd	0,008 – 0,88
Cetonas	1 – 2	Br ⁻	51
Xileno	0,01 – 1,29	C ₂ H ₃ O ₂ ⁻	347
Potássio	44 – 2162	NH ₄ ⁺	11 – 14,54
S ²⁻	828	TOG	2 – 654
HCO ₃ ⁻	0 – 1,5×10 ⁴	Inibidor de corrosão	0,3 – 10
Na ⁺	0 – 1,5×10 ⁴	Inibidor de <i>scaling</i>	0,2 – 30
Cl ⁻	0 – 2,5×10 ⁴	Glicol	7,7 – 2000
Ba ²⁺	0 – 850	Amônia	9.66 – 74
Sr ⁺	0 – 6250	Fósforo Total	0,71
SO ₄ ²⁻	0 – 1,5×10 ⁴	COT	491 – 1700
Ca ²⁺	0 – 7,4×10 ⁴	DBO	750 – 957
K ⁺	24 – 4300	DQO	1220 – 1910
SO ₃ ²⁻	10	Salinidade	5×10 ³ – 3×10 ⁸
NO ₃ ⁻	2,15 – 9,492	Condutividade	7200 – 87542
S ₂ O ₃ ²⁻	14	pH	4,3–7,5
Mg ²⁺	4.7943 – 12341	SST	1,2 – 7820
Fe ²⁺	0,1 – 100	SDT	1×10 ² – 4×10 ⁵

Fonte: Adaptado de Zhang et al., 2024.

As partículas suspensas incluem sedimentos, argilas, produtos de corrosão e sólidos gerados durante o processo de extração. Esses sólidos atuam como transportadores de componentes oleosos, influenciando a migração e a transformação de gotículas de óleo no meio aquoso (Zhao *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2024).

Os sais dissolvidos, por sua vez, originam-se da dissolução de minerais devido às elevadas temperaturas e pressões nos reservatórios, além de aditivos utilizados na coleta de óleo e gás. Esses sais aumentam a salinidade da água, prejudicando o desenvolvimento de organismos aquáticos, o que compromete tanto a capacidade de autopurificação quanto a eficiência do tratamento bioquímico (Zhao *et al.*, 2021). A Tabela 2 apresenta as concentrações dos principais compostos inorgânicos identificados na água produzida, incluindo sais de bário, cálcio, magnésio, sódio, potássio e cloreto, expressas em mg/L (Amakiri *et al.*, 2022).

Tabela 2 - Composição de compostos inorgânicos dissolvidos na água produzida em diferentes países.

Compostos (mg/L)	EUA	Catar	Turquia	Nigéria
Cálcio	220	504	17.240	Sem dados
Magnésio	47	1390	3315	165
Potássio	90	4900	3370	Sem dados
Sódio	9600	9600	66.219	Sem dados
Bário	Sem dados	Sem dados	30	0,41
Salinidade	Sem dados	36.400	229.860	2700

Fonte: Amakiri et al., 2022.

Além disso, a água produzida frequentemente contém traços de metais pesados (Tabela 3), os quais, mesmo em concentrações mínimas, podem ser tóxicos e representar risco significativo ao meio ambiente e à saúde humana (Amakiri *et al.*, 2022). Alguns desses metais são reconhecidos como carcinogênicos e têm potencial para bioacumulação em organismos e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, ampliando seus efeitos nocivos (Saththasivam *et al.*, 2024). A presença desses íons metálicos dificulta a reutilização da água e podem causar impactos ambientais severos caso sejam descartados sem tratamento adequado (Zhao *et al.*, 2021).

Tabela 3 - Faixas de concentração de metais pesados na água produzida em diferentes países.

Metal (mg/L)	Brasil	Catar	Reino Unido	Itália	Noruega	Nigéria
Cádmio	Sem dados	0,01	0,000674	0,6	0,01	0,27
Cromo	Sem dados	0,02	0,04	0,45	Sem dados	0,04
Cobre	0,004	0,12	0,5	0,42	0,013	0,22
Zinco	0,028	0,02	0,411	59,77	0,006	0,10
Níquel	0,017	0,01	0,05	0,35	0,543	1,48
Mercúrio	0,003	0,001	0,000013	0,0005	0,029	0,01
Chumbo	0,003	0,01	0,179	0,01	0,05	0,02
Manganês	0,068	0,01	Sem dados	0,77	Sem dados	Sem dados
Ferro	4770	0,9	0,106	1335	Sem dados	1.4

Fonte: Adaptado de Amakiri et al., 2022.

Quanto aos compostos orgânicos presentes nas águas produzidas, destacam-se os ácidos, compostos aromáticos, fenóis e derivados do petróleo, os quais apresentam efeitos prejudiciais ao crescimento de organismos aquáticos. Esses compostos são de difícil degradação, persistem na água e apresentam riscos à saúde humana, incluindo potenciais efeitos cancerígenos e mutagênicos (Zhao *et al.*, 2021). A Tabela 4 apresenta as concentrações de BTEX e fenol em amostras de água coletadas no Brasil, Estados Unidos, China, Índia e Alemanha, apresentando as variações nas faixas de concentração, inclusive para o mesmo composto (Amakiri *et al.*, 2022).

Tabela 4 - Intervalo de concentrações dos BTEX e Fenol (mg/L) na água produzida em diversos campos petrolíferos.

Compostos	Samarang, Indonésia	Golfo do México	Malásia	Sergipe, Brasil	Noruega	Nigéria
Benzeno	0,33–3,64	0,44–2,80	0,2–21	1.397	4,0	0,8–2,98
Xilenos	0,013–0,48	0,16–0,72	0,13–24	0,096	Sem dados	0,017–2,1
Etilbenzeno	0,026–0,056	0,026–0,11	0,2–22	0,148	2,3	0,01–1,5
Tolueno	0,089–0,80	0,34–1,70	0,7–24	1.263	2,77	0,8–2,60
Fenol	0,031–0,2	0,723	0,07	2,1	5,1	0,1–7,9

Fonte: Amakiri et al., 2022.

Devido à sua complexa composição (Tabela 1 a 4), a água produzida pode causar impactos significativos nos ecossistemas aquáticos quando descartada sem tratamento adequado. Sua presença eleva as demandas química e biológica de oxigênio (DQO e DBO), comprometendo a qualidade da água e representando riscos à saúde humana. Além disso, a contaminação pode gerar efeitos tóxicos, como doenças cancerígenas e mutações em organismos vivos, além de afetar a potabilidade e a integridade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Abuhasel *et al.*, 2021).

Nos últimos anos, a gestão das águas residuais em campos petrolíferos têm atraído grande atenção, especialmente em função das restrições e regulamentos ambientais voltadas à proteção da saúde humana e meio ambiente (Abbas *et al.*, 2021). Embora diversos processos tenham sido desenvolvidos para o tratamento da água produzida, muitos métodos convencionais ainda apresentam elevados custos operacionais e requerem o uso de substâncias químicas, o que pode gerar subprodutos contaminantes (Medeiros *et al.*, 2022).

Entre os métodos mais comumente empregados estão: centrifugação, coagulação, floculação, flotação, tratamento biológico, separação por membranas, (Zhao *et al.*, 2021). Contudo, quando aplicados isoladamente, essas técnicas tendem a ser insuficientes para o tratamento da água produzida. Assim, a combinação de diferentes tecnologias se mostra uma alternativa mais eficaz para maximizar a eficiência do processo (Amakiri *et al.*, 2022).

A sedimentação, antecedida pela coagulação e floculação, é amplamente reconhecida como uma das abordagens mais eficazes para a remoção de coloides em águas residuais oleosas. Caracteriza-se pela simplicidade operacional e pelo baixo custo, tornando-se uma alternativa atrativa para o tratamento desses efluentes (Zhao *et al.*, 2021; Medeiros *et al.*, 2022).

No que se refere ao tratamento e à destinação da água produzida, duas alternativas são amplamente empregadas: a reinjeção em poços e o descarte no mar. A escolha da opção mais apropriada depende das especificidades de cada situação, pois deve-se considerar fatores como o tipo de exploração (*onshore* ou *offshore*), aspectos econômicos, a infraestrutura de tratamento da água, os equipamentos e sua relevância para indústria de petróleo (Abbas *et al.*, 2021; Souza, 2023).

Apesar de ser uma prática amplamente adotada, o descarte da água produzida no mar exige um pré-tratamento e um sistema de descarte adequado, a fim de minimizar os potenciais danos ambientais. Quando realizado de modo inadequado, pode comprometer a troca gasosa e a propagação da luz na coluna d'água, comprometendo os ecossistemas marinhos e a biodiversidade local (Souza, 2023).

Em nível global, órgãos ambientais estabelecem limites para o teor de óleos e graxas (TOG) na água produzida destinada ao descarte no ambiente marinho. No Brasil, tais limites são definidos pelo CONAMA, enquanto nos Estados Unidos a regulamentação é responsabilidade da Agência de Proteção Ambiental (U.S. EPA). A Tabela 5 apresenta os limites máximos permitidos, diários e mensais, para concentração de TOG na água produzida destinada ao descarte no mar, conforme a regulamentação adotada em diferentes regiões do mundo (USEPA, 1996; Brasil, 2007; Galdino *et al.*, 2020; Amakiri *et al.*, 2022).

Tabela 5 - Limites diários e mensais de TOG na água produzida destinada ao descarte no mar pelo mundo.

Locais	Limites diários (mg/L)	Limites mensais (mg/L)
Austrália	50	30
Brasil	42	29
Canadá	60	30
Estados Unidos	42	29
Grécia	100	40
Iraque	100	40
Líbia	100	60
Nigéria	72	20
Nordeste do Atlântico	30	30
Reino Unido	40	15
Rússia	40	30

Fonte: Adaptado de Souza, 2023.

No que diz respeito à salinidade, os órgãos ambientais, como o CONAMA no Brasil, não estipulam limites específicos na água produzida descartada. Entretanto, alguns países adotam restrições para esse parâmetro; o Catar, por exemplo, estabelece um limite de 36.400 mg/L, enquanto a Turquia permite até 229.860 mg/L (Amakiri *et al.*, 2022).

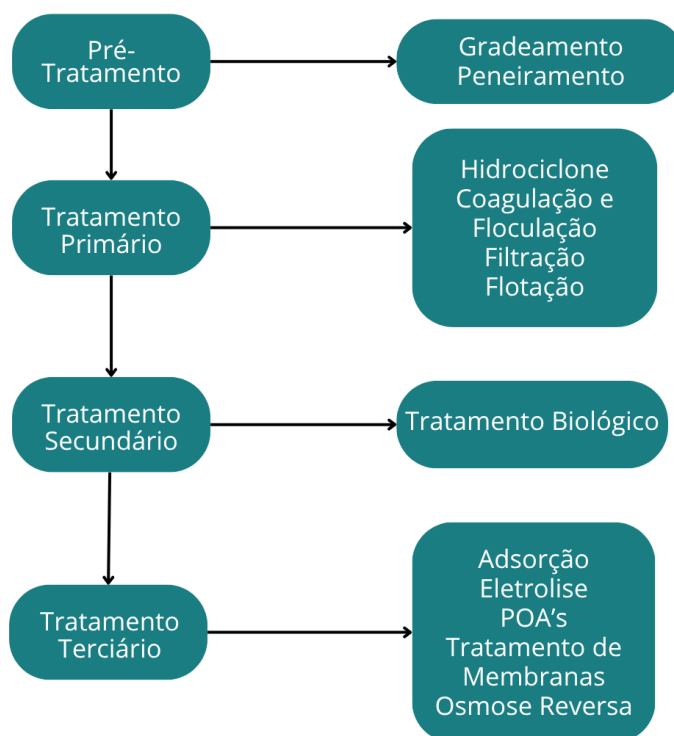
Uma alternativa para a destinação final da água produzida é o processo de reinjeção em reservatórios. É uma alternativa consolidada e amplamente empregada, especialmente em operações *onshore*, com o objetivo de otimizar a recuperação secundária do petróleo. Durante esse processo, a água é injetada para gerar o deslocamento do óleo e do gás remanescentes em direção aos poços produtores. Contudo, um tratamento prévio da água é essencial para evitar problemas como obstrução dos poros do reservatório, formação de incrustações e falhas operacionais no sistema (Souza, 2023).

3.2 Tratamento da Água Produzida (AP)

O tratamento da água produzida (AP) é um processo complexo e como diversas etapas, projetado para remover contaminantes e tornar a água adequada para o descarte ambientalmente seguro ou para sua reutilização. De modo geral, esse processo é estruturado em quatro etapas principais: pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário (Figura 4), onde cada parte tem

funções específicas voltadas à separação e remoção dos poluentes. (Abbas *et al.*, 2021; Amakiri *et al.*, 2022).

Figura 4 - Principais etapas do tratamento da água produzida.



. Fonte: Autoria própria, 2025.

- Pré-Tratamento

Na fase inicial do tratamento da água produzida, realiza-se a remoção dos sólidos grosseiros em suspensão, óleos e graxas suspensos, e elementos que podem comprometer a eficiência das etapas subsequentes. Para esse processo, utilizam-se tecnologias como gradeamento e peneiramento, que asseguram a remoção eficaz desses componentes antes de seguir para os processamentos seguintes (Abbas *et al.*, 2021; Lui *et al.*, 2021).

- Tratamento Primário

O tratamento primário é especialmente eficaz na remoção de gotículas de óleo e partículas sólidas suspensas com tamanhos variando entre 5 e 15 μm . Embora não seja completamente eficiente na remoção de compostos dissolvidos, essa etapa desempenha uma função fundamental como os tratamentos físicos dos efluentes. Os poluentes são removidos principalmente por processos gravitacionais ou pela

diferença de densidade, utilizando grandes tanques projetados para esse fim. Nesses sistemas, os sólidos suspensos mais densos sedimentam, enquanto o óleo disperso sobe, promovendo a separação da fase aquosa. Entre as técnicas utilizadas no tratamento primário, destacam-se o hidrociclone, a sedimentação auxiliada pela coagulação e floculação, e os separadores trifásicos (Abbas *et al.*, 2021; Amakiri *et al.*, 2022).

- Tratamento Secundário

O tratamento secundário tem como objetivo alcançar um nível superior de pureza do efluente, removendo cerca de 90% do óleo residual, além de eliminar matéria orgânica solúvel que não foi eliminada na etapa primária. Em muitos casos, as regulamentações ambientais exigem a implementação de tecnologias adicionais para reduzir ainda mais os níveis de óleo e outros contaminantes antes do descarte do efluente. As técnicas empregadas no tratamento secundário incluem adsorção e tratamento biológico, processos que visam melhorar a qualidade do efluente e garantir a conformidade com as normas ambientais (Amakiri *et al.*, 2022; Rajbongshi *et al.*, 2024).

- Tratamento Terciário

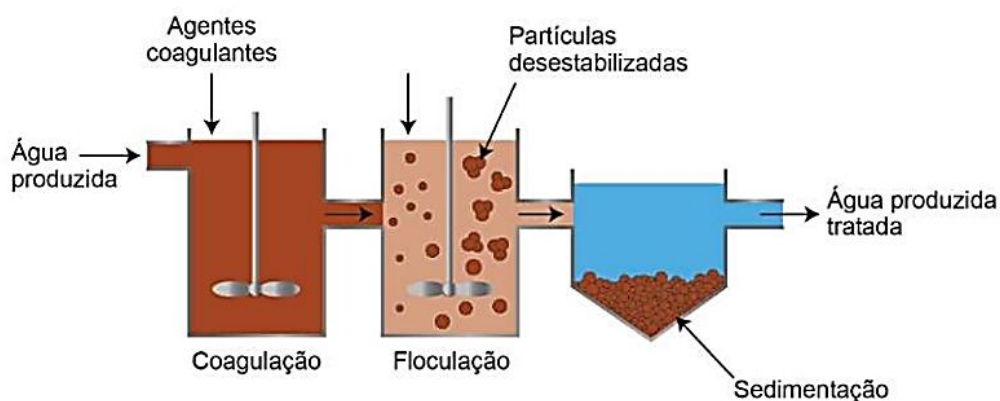
O tratamento terciário visa reduzir ainda mais a turbidez e a concentração de partículas ultrafinas de óleo e outras impurezas, complementando a remoção realizada nas etapas primária e secundária. Nessa fase, poluentes orgânicos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e metais pesados podem ser removidos de forma eficaz. As tecnologias empregadas no tratamento terciário incluem processos com membranas, eletrólise, osmose reversa e processos de oxidação avançada (POA) (Abbas *et al.*, 2021; Amakiri *et al.*, 2022).

3.3 Coagulação/Floculação

A coagulação e a floculação são etapas fundamentais no tratamento primário da água produzida, atuando como processos auxiliares que potencializam a eficiência da sedimentação (Figura 5). Além de promover elevada remoção de sólidos suspensos totais (SST) e gotículas de óleo, esses processos apresentam baixo

consumo energético, devido à simplicidade do equipamento e facilidade de operação (Amakiri *et al.*, 2022).

Figura 5 - Mecanismo do processo de coagulação, floculação e sedimentação.



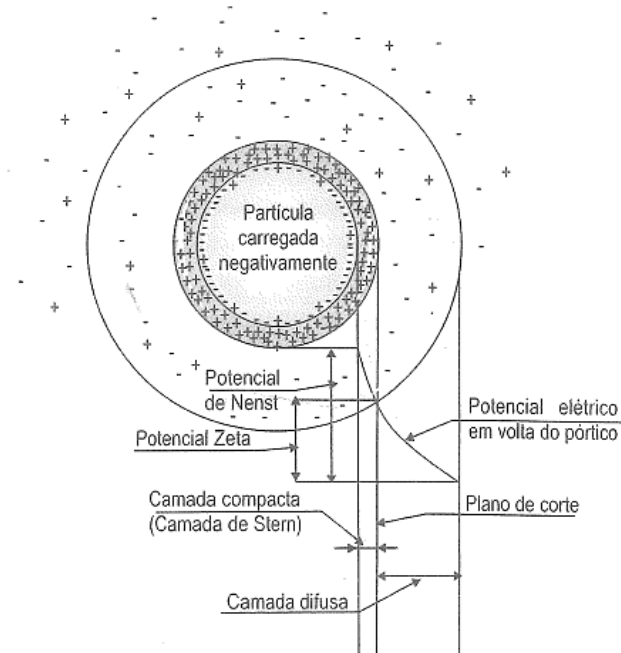
Fonte: Adaptado de Amakiri *et al.*, 2022.

A coagulação é um processo de desestabilização das partículas coloidais suspensas na água, promovido por meio de ações físicas e reações químicas, ocorrendo em um curto tempo de contato entre o coagulante e a água e/ou efluente a ser tratado (Libânio, 2010). Em geral, essas partículas ou sólidos em suspensão possuem carga elétrica negativa, o que dificulta sua aglomeração devido às forças eletrostáticas repulsivas que impedem a aproximação entre elas. Para superar essa barreira, o uso de coagulantes é essencial, pois esses agentes promovem a neutralização das cargas negativas, permitindo que as partículas se aglomerem e formem flocos maiores, facilitando sua sedimentação e posterior remoção (El-Taweel *et al.*, 2023).

Nas dispersões coloidais em meio aquoso, as partículas carregadas atraem íons de carga oposta, formando uma camada compacta ao seu redor, camada de Stern, devido às interações eletrostáticas e das forças de van der Waals. Apesar da carga negativa das partículas, a suspensão tende a se manter eletricamente neutra, pois as forças de atração entre as partículas e os íons são equilibradas pelas forças difusivas, resultando na formação de uma camada difusa composta por íons positivos (Figura 6). Essas camadas exercem influência direta sobre os potenciais elétricos envolvidos no processo de coagulação, como o potencial de Nernst, que representa a diferença de potencial entre a partícula e a camada difusa, e o potencial zeta, que

corresponde à energia necessária para deslocar um íon da camada difusa até a superfície compacta da partícula (Libânio, 2010).

Figura 6 - Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.



Fonte: Libânio, 2010 (*apud* O'Melia 1969 *apud* Faust; Aly, 1998).

A desestabilização das partículas coloidais pode ocorrer por meio de quatro mecanismos principais, que ocorrem após a adição de um agente coagulante: compressão da dupla camada, adsorção-neutralização da carga, varredura e formação de pontes químicas. A compressão da dupla camada ocorre com o aumento da força iônica, o que reduz o potencial Zeta e facilita a aproximação das partículas. Na adsorção-neutralização, as espécies hidrolisadas com carga positiva adsorvem-se à superfície das partículas, promovendo sua desestabilização e favorecendo a aglomeração. O mecanismo de varredura, mais eficaz em condição de pH elevado, ocorre quando o coagulante precipita e incorpora as partículas, formando flocos maiores e facilita a sedimentação ou flotação destes. Já a formação de pontes químicas consiste na adsorção de polímeros nas partículas, ligando-se entre si e favorecendo a formação de flocos (Libânio, 2010; Zhao *et al.*, 2021).

A floculação é a etapa que sucede a coagulação e tem como principal objetivo promover a remoção das partículas suspensas e coloidais por meio de mecanismos físicos. Esse processo busca aumentar a velocidade de sedimentação dos aglomerados formados na etapa anterior, favorecendo a formação de flocos maiores

e mais densos. Os principais mecanismos da floculação são: pericinetica, ortocinetica e sedimentação diferencial. Cada um desses mecanismos atua de forma distinta na agregação das partículas, contribuindo para a eficiência do processo (Libânio, 2010).

Na floculação pericinetica, o movimento browniano das partículas coloidais é responsável pelos primeiros contatos entre elas, levando à formação de microflocos. A floculação ortocinetica, por sua vez, ocorre devido às variações nas velocidades das correntes do fluido, que provocam o aglomerado das partículas desestabilizadas e favorecem a formação de flocos maiores. Por fim, a sedimentação diferencial acontece, pois os flocos formados apresentam diferentes velocidades de sedimentação, os flocos mais pesados, formados a partir da interação das partículas, possuem uma taxa de sedimentação superior em relação às partículas menos densas. (Libânio, 2010).

- **Fatores Influentes no Processo de Coagulação/Floculação**

Diversos fatores influenciam a eficácia dos processos de coagulação e floculação no tratamento de água e efluentes. Dentre esses, destacam-se o tipo e a dosagem dos coagulantes e floculantes, os métodos de mistura empregados e as características específicas da água e efluente a serem tratados (Kurniawan *et al.*, 2020).

A escolha do tipo de coagulante e floculante exerce um impacto significativo no desempenho do processo, uma vez que diferentes agentes atuam por meio de mecanismos químicos e físicos distintos, os quais afetam diretamente a desestabilização das partículas e a formação de flocos. Para garantir a eficiência do tratamento, é importante que as dosagens ideais de coagulante e floculante sejam determinadas de forma exata, por meio da correlação entre a turbidez da água e a dose aplicada (Kurniawan *et al.*, 2020; El-Taweel *et al.*, 2023).

Outro fator importante para o sucesso do processo é a eficiência da mistura. A fase de mistura rápida facilita a interação inicial entre o coagulante e as partículas em suspensão, promovendo a formação de microflocos. Na fase de mistura lenta, o floculante favorece a agregação desses microflocos, resultando na formação de flocos maiores. A velocidade e o tempo de mistura devem ser cuidadosamente ajustados, pois um tempo muito curto pode comprometer a formação de flocos, enquanto uma

velocidade elevada pode fragmentá-los, prejudicando a sedimentação e, consequentemente, a eficiência do tratamento. Dessa forma, o controle preciso desses parâmetros é essencial para otimizar o processo e garantir a remoção eficaz dos contaminantes (Kurniawan *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2021; El-taweel *et al.*, 2023)

Além disso, o pH da água desempenha um papel importante, pois influencia a formação das espécies químicas dos coagulantes metálicos dissolvidos, sendo necessário ajustá-lo conforme o tipo de coagulante utilizado. Esses agentes são mais eficazes em águas com alta turbidez, no entanto, em águas com baixa turbidez, seu desempenho pode ser limitado, o que pode exigir a adição de agentes auxiliares. A temperatura também exerce uma influência significativa no processo de agregação, afetando a taxa de coagulação e a eficiência da floculação, pois temperaturas mais altas geralmente aceleram as reações, enquanto temperaturas muito baixas podem reduzir a eficácia do tratamento (Kurniawan *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2021).

3.3.1 Coagulantes e Floculantes Químicos

Coagulantes e floculantes químicos são amplamente empregados no tratamento de águas residuais industriais para remover partículas em suspensão e outros poluentes (Das *et al.*, 2021). Estes agentes, geralmente sais inorgânicos, desempenham um papel crucial ao neutralizar as cargas eletrostáticas das partículas, desestabilizar os sólidos em suspensão e promover a agregação dessas partículas menores em flocos maiores, que podem facilitar sua remoção (Badawi *et al.*, 2023).

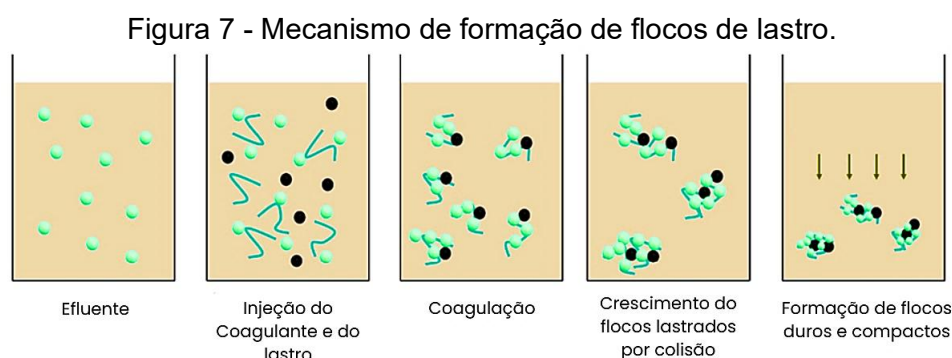
O uso de sais de alumínio e férricos como coagulantes é devido à sua capacidade de remoção de impurezas, incluindo partículas coloidais e substâncias dissolvidas. A ação dos coagulantes metálicos baseia-se na formação de espécies hidrolisadas durante o processo de hidrólise. Nesse processo, íons como Al^{3+} e Fe^{3+} são hidratados e sofrem desprotonação progressiva, levando à formação de hidróxidos metálicos com baixa solubilidade, os quais precipitam em faixas de pH intermediárias, entre 6 e 8 (Gregory e Duan, 2001).

Os coagulantes metálicos, como o policloreto de alumínio (PAC), o cloreto férrico (FeCl_3) e o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), são amplamente utilizados no tratamento de águas residuais devido à sua alta eficiência e disponibilidade. No entanto, estes apresentam algumas desvantagens, como a necessidade de ajustes

do pH do meio e geração de lodo tóxico, o que demanda um descarte adequado, representando um desafio para a gestão ambiental (Saththasivam *et al.*, 2022).

3.4 Coagulação/Floculação Lastreada

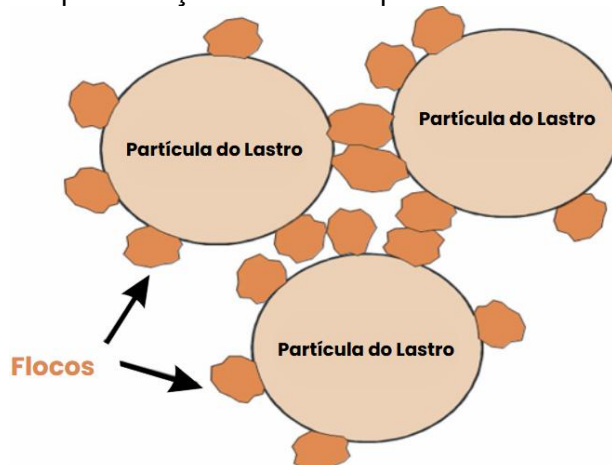
A coagulação/floculação lastreada é um processo altamente eficaz na purificação da água, baseado na rápida sedimentação de flocos pesados, formados pela adição de materiais de alta densidade, como ferro magnético, areia, bentonita, entre outros, conhecidos como materiais de lastro, juntamente com coagulantes (Figura 7) (Zafisah *et al.*, 2020; Lee; Kim, 2023).



Fonte: Adaptado de Lee; Kim, 2023.

Esse método físico-químico aprimora a reticulação dos flocos, promovendo uma sedimentação mais eficiente na água. Os flocos formados durante o processo de lastreamento apresentam maior densidade, o que permite sua remoção de forma mais rápida e eficaz por sedimentação (Figura 8) (Kumar *et al.*, 2016).

Figura 8 - Representação dos Flocos presos ao material de lastro.



Fonte: Adaptado de Kumar *et al.*, 2016.

O meio lastrado pode ser composto por diversos materiais, como caulim (hidróxido de silicato de alumínio, $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), híbrido de cloreto férrico (FeCl_3), magnetita, poliacrilamida catiônica (CPAM), microareia, entre outros (Qasim *et al.*, 2020; Murujew *et al.*, 2020; Lee; Kim, 2023).

3.5 Lastreamento com Microareia

A técnica de lastreamento com microareia, comercialmente conhecida como ACTIFLO® ou MBF (*Microsand-Ballasted Flocculation*), foi introduzida em 1990 e se destaca como um método eficiente para o tratamento de água potável e residuárias (Desjardins *et al.*, 2002; Cui *et al.*, 2020). A microareia é amplamente utilizada em diversos processos devido à sua acessibilidade e estabilidade. Tem menor massa específica, quando comparada a materiais como magnetita e hematita, o que facilita sua mistura com o coagulante, exigindo menos agitação e tornando-a adequada para aplicações que utilizam métodos de mistura tradicionais (Zafisah *et al.* 2020).

A Tabela 6 apresenta alguns estudos, destacando os fatores operacionais e resultados obtidos em diferentes condições experimentais envolvendo o uso da microareia como lastro no tratamento de água e efluentes.

Tabela 6 - Estudos da aplicação do lastreamento com microareia para tratamento de água potável e efluentes.

Tratamento	Fatores Operacionais	Resultados	Autor(es)
Tratamento de Água Superficiais	Processo ACTIFLO®	Maiores gradientes de velocidade (G) em comparação processo convencional; Maior velocidade de sedimentação.	Desjardins <i>et al.</i> , 2002 <i>apud</i> Dianous; Dernaucourt, 1991
Tratamento de Água	Microareia, alúmen, sulfato de silicato de polialumínio, Aquafloc™ 464 e Percol™ LT-27	Maior remoção de microflocos.	Desjardins <i>et al.</i> , 2002
Tratamento de Água e Esgoto	Microareia e cloreto férrico	Maior densidade e circularidade das partículas e maior taxa de sedimentação.	Young <i>et al.</i> , 2003
Tratamento de Esgoto	Microareia, alúmen e polímero aniônico (A-3330)	Eficiência de remoção de sólidos suspensos e DBO	Zhu <i>et al.</i> , 2003
Tratamento de Águas Residuais	Microareia, policloreto de alumínio (PAC), polímero aniônico	Eficiência de remoção de sólidos suspenso e redução de turbidez	Sanz <i>et al.</i> , 2007
Tratamento de Esgoto	Microareia e cloreto férrico	Remoções de partículas, poluentes carbonáceos, micropoluentes e poluentes prioritários.	Gaspari <i>et al.</i> , 2012
Tratamento de Água Pluviais	Microareia /pó magnético e poliacrilamida (PAM)	Maior densidade dos flocos.	Zhao <i>et al.</i> , 2013
Tratamento de Água e Esgoto	Microareia, alúmen, cloreto férrico, polímero catiônico/aniônico	Eficiência de remoção de sólidos suspensos e DBO	Kumar <i>et al.</i> , 2016
Tratamento de Águas Residuais	Processo ACTIFLO®	Alta taxa de sedimentação e eficiência na remoção de sólidos suspensos e turbidez.	Chaitra, 2017
Tratamento de Água	Microareia, cloreto férrico e Zetag 8165	Remoção de turbidez e sólidos suspensos	Zafisah <i>et al.</i> , 2020
Tratamento de Água Superficiais	Microareia, alúmen e sulfato férrico	Eficiência na remoção de traços de HPA nas águas superficiais.	Okoro, 2021.
Tratamento de Águas Residuais	Microareia e policloreto de alumínio (PAC)	Eficiência na redução da turbidez.	Sang <i>et al.</i> , 2022

Fonte: Autoria própria, 2025.

Observa-se que o uso da microareia, frequentemente associada a coagulantes como alúmen, cloreto férrico, policloreto de alumínio (PAC) e diversos tipos de polímeros, apresenta resultados expressivos na remoção de sólidos suspensos e turbidez, além de promover elevadas taxas de sedimentação. Contudo, não foram encontrados estudos que abordem o uso da coagulação/floculação lastreada com microareia no tratamento de água produzida real, tampouco pesquisas utilizando resíduos de mariscos como lastros.

3.5.1 Microareia

A areia, classificada como agregado pela construção civil, é o recurso natural mais extraído do planeta. Formada principalmente por quartzo, sua origem está associada aos processos de intemperismo e erosão das rochas, sendo composta em mais de 90% por SiO₂ (sílica) (Oliveira *et al.*, 2024). Depósitos de areia ocorrem em diversos ambientes, como regiões fluviais e áreas áridas (Ren *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2024).

Segundo a ABNT NBR 6502:1995, areia é classificada conforme o diâmetro médio de suas partículas em três categorias: areia grossa (0,60 mm e 2,0 mm), areia média (0,20 mm e 0,60 mm) e areia fina (0,06 mm e 0,2 mm) (ABNT, 1995). O termo microareia refere-se a uma fração específica de areia fina utilizada no processo de floculação lastreada com microareia (MBF), empregado no tratamento de água e efluentes (Desjardins *et al.*, 2002).

A extração da areia, embora tecnicamente simples e realizada com equipamentos básicos como bombas, peneiras e britadores, estes geram impactos ambientais (Oliveira *et al.*, 2024). Esse processo pode causar contaminação de águas subterrâneas, alteração da morfologia dos leitos fluviais, desmatamento, perda de biodiversidade aquática e prejuízos às comunidades que dependem desses ecossistemas. Quando a extração de areia ultrapassa a capacidade de reposição natural de um rio, os ecossistemas podem sofrer alterações irreversíveis e insustentáveis (Bendixen *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2024).

Diante desse cenário, torna-se essencial buscar alternativas que reduzam a dependência da extração de areia no setor de tratamento de água e efluentes. Assim, a substituição da microareia por um material obtido a partir resíduos de crustáceos e

moluscos, apresenta-se como uma solução ambientalmente mais vantajosa. Além de evitar a exploração de um recurso mineral, o uso desse resíduo promove a valorização de subprodutos que, de outra forma, seriam descartados.

3.6 Resíduos de Crustáceos e Moluscos

A produção industrial e a extração artesanal de mariscos (crustáceos e moluscos) geram grandes volumes de cascas que, em sua maioria, são descartadas sem aproveitamento ou manejo adequado. Em alguns cultivos, esses resíduos são encaminhados a aterros sanitários ou incinerados; porém, a maior parte é descartada diretamente no meio ambiente, contribuindo para proliferação de insetos e roedores e a degradação ambiental do local (Pereira e Saraiva, 2019; Santana e Aragão Júnior, 2023).

O reaproveitamento das cascas de crustáceos e moluscos possibilita sua integração em diversos setores industriais, como na fabricação de vidro e tintas, na fabricação de rações animais e no melhoramento de solos (Santana e Aragão Júnior, 2023). Esses subprodutos, que correspondem a 50%-70% do volume total de resíduo, podem ser transformados em materiais de maior valor agregado, configurando uma estratégia eficiente para reduzir os impactos ambientais (Saravanan *et al.* 2023).

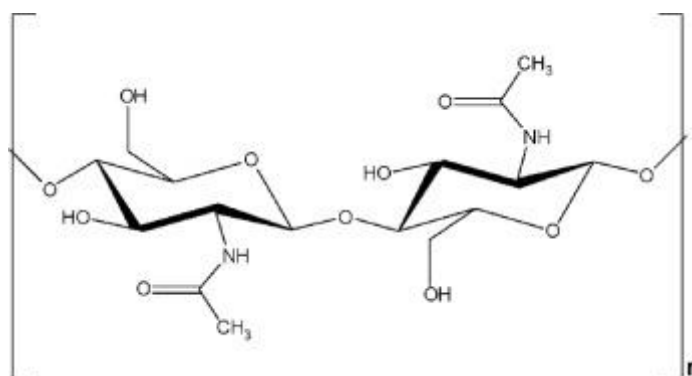
As cascas são compostas principalmente por quitina (15–40%), proteínas (20–40%) e sais minerais como carbonato de cálcio e magnésio (20–50%), além de lipídios, astaxantina e outros minerais em menores proporções (Mohan *et al.* 2021; Saravanan *et al.* 2023)

A quitina é o segundo biopolímero mais abundante do planeta, sendo um material natural, biodegradável, renovável, atóxico e de baixo custo, com amplo potencial como adsorvente ambientalmente correto. Suas principais fontes incluem conchas de crustáceos, algas marinhas e microrganismos (Cui *et al.*, 2020; Gamage *et al.* 2023; Lakshmi *et al.* 2024).

Esse biopolímero é constituído por cadeias de N-acetil-D-glicosamina (Figura 9) e ocorre predominantemente em duas formas polimórficas: α -quitina e β -quitina. A α -quitina, presente em crustáceos como camarões e caranguejos, bem como em fungos, possui cadeias poliméricas organizadas de forma antiparalela, estabilizadas

por fortes ligações de hidrogênio, conferindo maior estabilidade estrutural. Em contraste, a β -quitina, encontrada em moluscos, lulas e diatomáceas, apresenta cadeias paralelas com interações intermoleculares mais fracas, resultando em uma estrutura mais flexível e reativa (Zhao, *et al.* 2019; Hou *et al.* 2021; Gamage *et al.* 2023).

Figura 9 - Representação química da estrutura da quitina.



Fonte: Lakshmi et al. 2024.

Outro componente relevante é o carbonato de cálcio (CaCO_3), abundante nas conchas de moluscos e crustáceos. Sua estrutura porosa e a capacidade de troca iônica o torna eficiente como adsorvente de baixo custo em processos de purificação e descontaminação, incluindo a adsorção de substâncias como petróleo, metais pesados e corantes (Zhang *et al.*, 2022; Cheng *et al.*, 2023).

Neste trabalho, resíduos de crustáceos e moluscos foram utilizados como matéria-prima para a produção do biolastro empregado no processo de coagulação/floculação lastreada. Devido à composição desses resíduos, espera-se que as propriedades físico-químicas sejam capazes de aumentar a densidade e a resistência dos flocos formados, favorecendo sua sedimentação. Dessa forma, o biolastro surge como um agente promissor para melhorar o desempenho do tratamento, ao mesmo tempo em que promove o aproveitamento de um resíduo amplamente disponível e inutilizado.

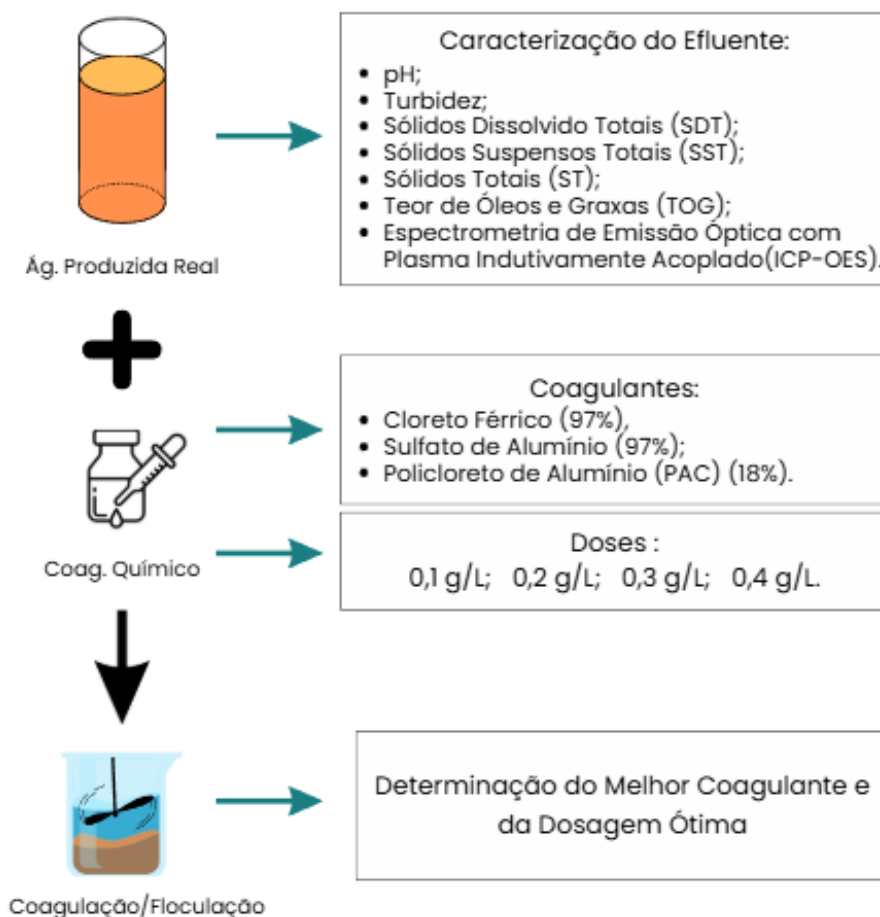
4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para atender aos objetivos propostos, a pesquisa foi dividida em duas principais etapas experimentais.

- **Etapla I – Caracterização da água produzida e Avaliação do desempenho dos coagulantes químicos:**

Nesta etapa (Figura 10), foi realizada a caracterização da água produzida real, aplicando metodologias de caracterização físico-química para analisar o pH, turbidez, sólidos dissolvido totais (SDT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais (ST), teor de óleos e graxas (TOG). Foram feitos também ensaios com diferentes coagulantes químicos sulfato de alumínio (AS), cloreto férrico (CF) e policloreto de alumínio (PAC), em variadas dosagens (0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L) sem e com ajuste de pH inicial, com o intuito de determinar aquele com melhor custo-eficiência para o tratamento da água produzida.

Figura 10 - Fluxograma Experimental – Etapa I.

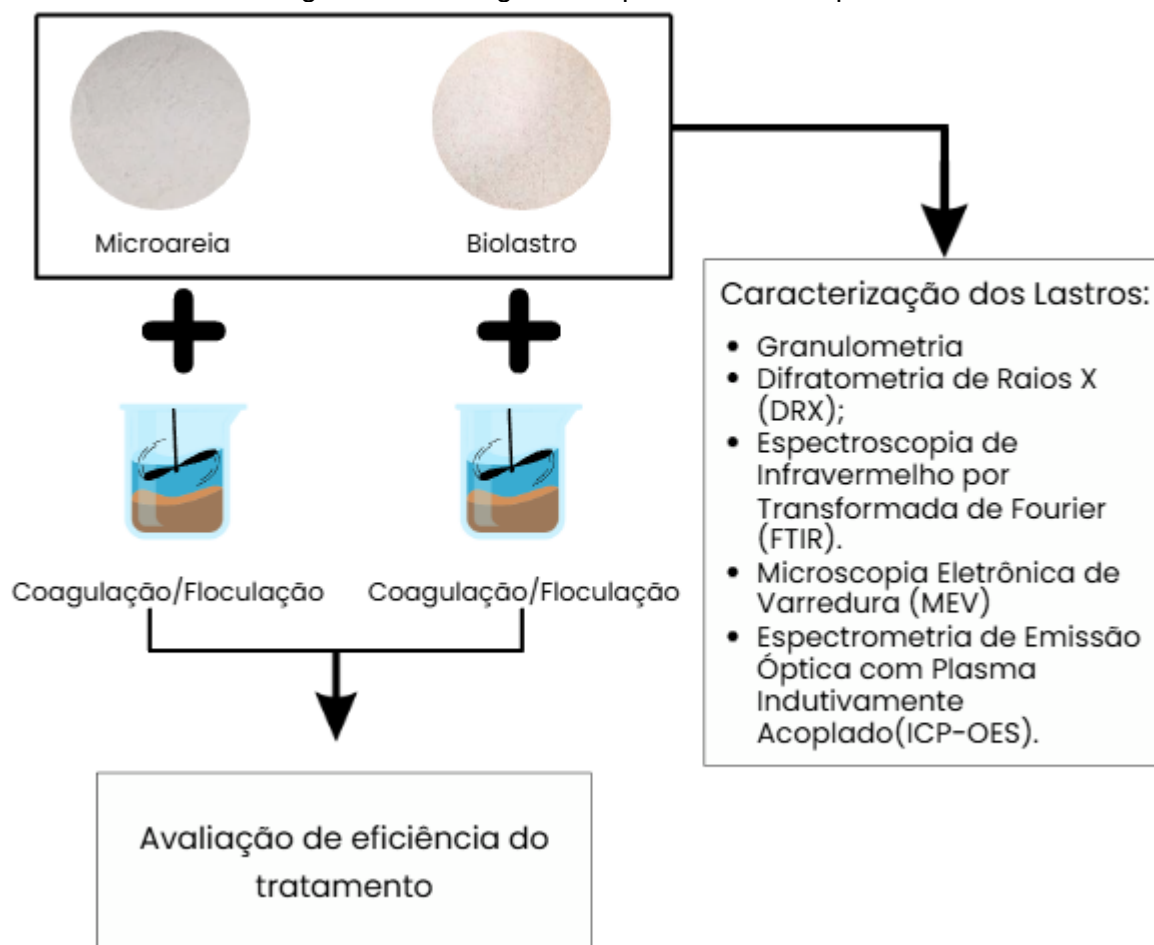


Fonte: Autoria própria, 2025.

• **Etapa II – Aplicação do processo de coagulação/floculação com lastro:**

Com base no coagulante de melhor custo-eficiência identificado na Etapa I, deu-se início à segunda etapa da pesquisa (Figura 11), na qual o tratamento da água produzida foi realizado utilizando o processo de coagulação/floculação com lastro. Foram conduzidos testes utilizando dois tipos de lastros: microareia e resíduos naturais provenientes de crustáceos e moluscos, denominado aqui de biolastro. Nesta etapa, além das análises já mencionadas, foram realizadas análises de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Difratometria de Raios X (DRX), Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES).

Figura 11 - Fluxograma Experimental – Etapa II.



Fonte: Autoria própria, 2025.

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Tecnologias Ambientais (LATAM), vinculado ao Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM), com apoio de outros laboratórios da Universidade Federal de Sergipe (UFS), incluindo o

Laboratório de Operações Unitárias (LOU) do Departamento de Engenharia Química (DEQ), o Laboratório de Corrosão e Nanotecnologia (LCNT) do Departamento de Física (DFI), o Laboratório de Caracterização e Processamento de Petróleo (LCP) do Departamento de Engenharia de Petróleo (DEPET), o Condomínio de Laboratórios Multiusuários de Física (MultiLab), o Centro de Laboratório de Química Multiusuários (CLQM), o Laboratório de Nutrição Animal (LANA), o Laboratório de Microestruturas e Propriedades Mecânicas (LAMP/CDTec), Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental (LTMA) e o Núcleo de Energias Renováveis e Eficiência Energética de Sergipe (NEREES).

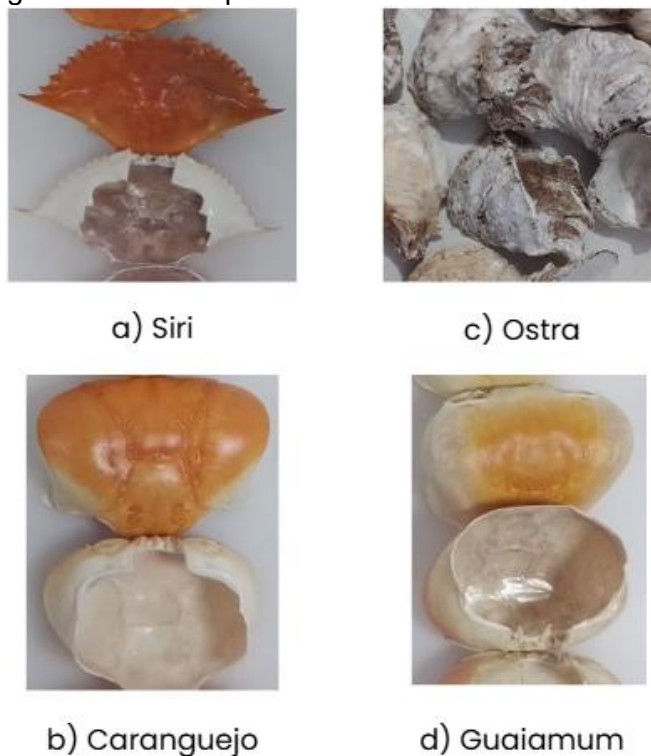
4.1 Aquisição dos Materiais

As amostras de água produzida foram coletadas no município de Pirambu, no estado de Sergipe. Os coagulantes químicos utilizados: cloreto férrico (97%), sulfato de alumínio (97%) e policloreto de alumínio (PAC) (18%), foram adquiridos de fornecedores especializados. A seleção destes coagulantes baseou-se em dados de referências bibliográficas (Tabela 6), que apontam esses compostos como os mais empregados em processo de tratamento de água e efluentes.

A microareia (sílica) utilizada como lastro foi fornecida por uma empresa privada do setor de saneamento, que opera unidades de tratamento baseadas no processo ACTIFLO®.

A matéria-prima utilizada para produção do biolastro, foi obtida a partir do pré-tratamento (lavagem e moagem) de exoesqueletos de crustáceos: caranguejo (*Ucides cordatus*), siri (*Callinectes sapidus*), guaiamum (*Cardisoma guanhumi*) e de moluscos bivalves: ostras (*Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea brasiliiana*) (Figura 12), coletados em bares da orla da cidade de Aracaju, Sergipe.

Figura 12 - Exoesqueletos de Crustáceos e Moluscos.



Fonte: Autoria própria, 2025.

Após a coleta, os exoesqueletos de crustáceos (caranguejo, siri e guaiamum) e conchas de moluscos bivalves (ostras) foram lavados em água corrente para remoção de impurezas superficiais e mantidos em imersão por 24 horas, a fim de eliminar sais solúveis e material orgânico facilmente removíveis. Em seguida, o material passou por um tratamento ácido com solução de ácido clorídrico (HCl) 1M, em proporção de aproximadamente 1:10 (v/v), à temperatura ambiente, por 6 horas, visando à remoção da matéria orgânica residual ainda aderida. Após essa etapa, as amostras foram repetidamente lavadas com água destilada, até atingirem pH neutro. Concluído o processo de limpeza, as biomassas foram secas na estufa de secagem marca SOLAR (SL-100/180) a 100 °C por 1 horas.

Para a obtenção da granulometria adequada para as etapas subsequentes, as conchas de ostras foram processadas em moinho de bolas da marca TECNAL (modelo TE-350) e os exoesqueletos dos crustáceos, por sua vez, foram triturados manualmente com o auxílio de cadinho e pistilo.

4.2 Caracterização do Efluente

4.2.1 Temperatura, pH e Turbidez

A análise dos parâmetros potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura foi realizada utilizando o pHmetro da marca Atra (modelo PHS-3E). A turbidez foi determinada por de um turbidímetro digital da marca Policontrol (modelo AP 2000).

4.2.2 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Totais (ST) e Teor de Óleo e Graxas (TOG)

As determinações dos sólidos totais (ST) e do dos sólidos suspensos totais (SST) foram realizadas segundo o método 2540B-SM e 2540C-SM, respectivamente (APHA; AWWA; WEF, 2017). Para os sólidos dissolvidos totais (SDT), a quantificação foi feita por meio da sonda multiparamétrica (marca OHAUS, modelo a-AB33M1). O teor de óleos e graxas (TOG) foi obtido conforme a metodologia especificada pela ABNT NBR 133348:2016 (ABNT, 2016).

4.2.3 Determinação de Ba e Mn.

A determinação dos metais foi realizada por meio da técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) da marca Agilent modelo ICP-OES 5800. Os ajustes instrumentais foram os recomendados pelo manual do fabricante e utilizou-se o gás argônio como gerador de plasma. Os ensaios foram realizados pelo Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental (LTMA/UFS).

4.3 Caracterização dos Lastros

Realizou-se a classificação granulométrica por peneiramento, utilizando peneiras da série Tyler, com malhas de números #40, #50, #60, #70, #100, #200, #270 e #500, todas da marca Bertel.

A caracterização dos grupos funcionais presentes nos lastros foi realizada através da técnica de Espectroscopia na região do Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) utilizando o equipamento modelo Spectrum Two FTIR da Perkin Elmer, operando no intervalo entre 4000 a 400 cm^{-1} . As amostras foram preparadas na forma de pastilhas prensadas, empregando brometo de potássio (KBr) como

agente dispersante. Essas análises foram realizadas no Núcleo de Energias Renováveis e Eficiência Energética de Sergipe (NEREES/ SERGIPETEC).

A caracterização das fases cristalinas da microareia e biolastro foram realizadas por meio da técnica de Difractometria de Raios X (DRX). As análises foram conduzidas utilizando um difratômetro da marca Rigaku, modelo RINT PC DMAX Ultima+, operando na faixa de 20° a 80° (2θ), com passo de $0,0498^\circ$ (2θ) e ânodo de cobre (Cu). Os ensaios foram realizados pelo Condomínio de Laboratórios Multiusuários de Física (MultiLab/UFS).

A morfologia da superfície das amostras foi avaliada utilizando a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) no microscópio da marca TESCAN, modelo VEGA LMS, com ampliações de 100x a 10000x, instalado na Universidade Federal de Sergipe e disponibilizado pelo Laboratório de Microestruturas e Propriedades Mecânicas (LAMP/CDTec) Coordenado pelo Prof. Dr. Sandro Griza e operado pelo técnico de laboratório Matheus Mariano da Silva Reis.

4.4 Testes de Coagulação/Floculação

Os testes foram realizados utilizando o equipamento Jar-Test da marca Policontrol (modelo Floc Control II). Foram empregadas amostras de 500 mL de água produzida para cada jarros de teste, com dosagens de coagulantes químicos variando de 0,1, 0,2, 0,3 e 0,4 g/L, conforme metodologia adaptada de Das (2023). O processo iniciou-se com uma mistura rápida a 150 rpm por 10 min, com o objetivo de promover a dispersão homogênea do coagulante e iniciar o processo de coagulação. Em seguida, a agitação foi reduzida para 30 rpm por 20 min, mistura lenta, para assim, favorecer a formação e crescimento dos flocos. Após a agitação, o sistema permaneceu em repouso por 30 min, permitindo a sedimentação das partículas (Getahun, 2024). Ao término do processo, o sobrenadante foi cuidadosamente coletado para posterior análise do efluente. Todos os experimentos foram realizados em triplicata, visando assegurar a repetibilidade e a confiabilidade dos resultados.

Foram realizados ensaios de coagulação/floculação sem e com ajuste de pH (7,0) com o objetivo de avaliar a eficiência de remoção de SST, turbidez e TOG da água produzida. O ajuste de pH foi realizado utilizando solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 1 M.

4.4.1 Lastreamento

Para os testes com lastreamento, aplicou-se o procedimento descrito no item 4.4. No entanto, o coagulante químico e dosagem utilizados corresponderam àqueles que apresentaram melhor relação custo-eficiência nos ensaios anteriores. Os materiais de lastros foram testados nas concentrações de 1,0; 2,5 e 5,0 g/L (Zafisah *et al.*, 2020; Lee; Kim, 2023).

4.5 Custo-Eficiência do Coagulante Químico

A avaliação da relação custo-eficiência dos processos de coagulação e floculação foi realizada considerando três critérios. A dosagem aplicada de cada coagulante, o seu valor comercial em dólares e a remoção dos sólidos suspensos totais (SST) (Das *et al.*, 2023). A combinação desses parâmetros foi essencial para a seleção do coagulante mais viável economicamente e eficaz para a aplicação no tratamento da água produzida.

4.6 Pré-tratamento da AP por Sedimentação Natural

Como experimento adicional, realizam-se ensaios de coagulação utilizando amostras de AP previamente submetidas a uma etapa de sedimentação natural, com o objetivo de remover partículas sedimentáveis e obter um sobrenadante com menor concentração de SST e TOG.

A sedimentação foi conduzida em béqueres mantidos em repouso por 12h. Após esse período, o sobrenadante foi cuidadosamente coletado, evitando o arraste de material sedimentado. Essa amostra foi então utilizada na realização dos testes de coagulação/floculação com e sem adição do agente de lastro.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nas etapas experimentais do presente estudo. Os experimentos e análises foram conduzidas de forma a determinar as melhores condições do processo de coagulação (tratamento primário) da água produzida, levando em consideração eficiência e custo na utilização de diferentes coagulantes químicos e distintos materiais de lastro.

5.1 ETAPA I

5.1.1 Caracterização da Água Produzida (AP)

A tabela 7 apresenta valores de parâmetro físico-químicos considerados no presente estudo, permitindo determinar a origem, o grau de contaminação e a necessidade de tratamento da água produzida.

O pH $5,40 \pm 0,07$ indica um meio levemente ácido, condição comum em águas produzidas devido à presença de CO_2 dissolvido, ácidos orgânicos e substâncias provenientes do reservatório (Zhang *et al.*, 2024). A turbidez de $245,33 \pm 0,42$ NTU, revela uma elevada concentração de partículas suspensas e gotículas de óleo, reforçando a necessidade de etapas eficientes de tratamento.

A salinidade, na ordem de 10^5 mg/L, confirma que se trata de uma água altamente salina, típica de ambientes *offshore* e de formações geológica profundas, o que pode interferir na eficiência dos coagulantes e nos mecanismos de agregação de partículas (Abbas *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2024).

Os sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) apresentaram valores médios de $(5,15 \pm 4,88) \times 10^2$ mg/L e $(4,23 \pm 5,65) \times 10^2$ mg/L, respectivamente, evidenciando que grande parte da carga de sólidos está na forma de partículas não dissolvidas. Já os sólidos dissolvidos totais (SDT), com $(9,19 \pm 1,63) \times 10^1$ mg/L, representam a fração solúvel remanescente.

Tabela 7 - Características da água produzida amostral utilizada nos experimentos.

Parâmetros	Valores médios
pH	5,40 ± 0,07
Turbidez (NTU)	245,33 ± 0,42
Salinidade (mg/L)	(1,19 ± 3,25) × 10 ⁵
ST (mg/L)	(5,15 ± 4,88) × 10 ²
SDT (mg/L)	(9,19 ± 1,63) × 10 ¹
SST (mg/L)	(4,23 ± 5,65) × 10 ²
TOG (mg/L)	810,33 ± 4,04

Fonte: Autoria própria, 2025.

Por fim, o teor de óleos e graxas (TOG) atingiu 810,33 ± 4,04 mg/L, valor muito acima dos limites permitidos pela Resolução CONAMA nº 393/2007 e pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para descarte, o que confirma que a água produzida apresenta uma carga orgânica significativa e demanda tratamento eficiente antes de qualquer destinação.

5.1.2 Influência do pH no desempenho dos coagulantes

Testes foram realizados utilizando coagulantes sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), cloreto férrico (FeCl_3) e policloreto de alumínio ($\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$) em diferentes dosagens (0,1–0,4 g L⁻¹), comparando-se o desempenho no pH natural do efluente ($\approx 5,40 \pm 0,07$) e após ajuste para valores próximos da neutralidade ($\approx 7,0$) (Tabela 8). Observou-se que, na ausência de coagulante, a simples correção do pH já promoveu discreta redução da turbidez (cerca de 37%), indicando leve contribuição do ajuste químico para a agregação de partículas.

De modo geral, todos os coagulantes apresentaram maior eficiência quando aplicados em pH ajustado. Para o sulfato de alumínio, as remoções passaram de aproximadamente 40–44% no pH natural para valores entre 75% e 91% em pH 7,0, sendo o melhor desempenho obtido na dosagem de 0,2 g L⁻¹. Tendência semelhante foi observada para o cloreto férrico, que apresentou remoções superiores a 90% em pH ajustado, destacando-se as dosagens de 0,2 e 0,3 g L⁻¹, enquanto no pH natural as reduções permaneceram próximas de 50%. O policloreto de alumínio também demonstrou forte dependência do pH, elevando a remoção de cerca de 15–51% para até 96% após o ajuste, com melhor resultado na dosagem de 0,2 g L⁻¹.

Esses resultados confirmam que o desempenho do processo de coagulação é significativamente influenciado pelo pH do meio, uma vez que valores próximos à neutralidade favorecem a formação de espécies hidrolisadas e hidróxidos metálicos insolúveis, responsáveis pela desestabilização coloidal e formação de flocos (Kurniawan *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2021). Assim, a etapa de ajuste de pH para aproximadamente 7,0 foi adotada como condição padrão nos ensaios subsequentes, visando maximizar a eficiência de remoção de turbidez e otimizar o tratamento.

Tabela 8 - Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de turbidez da água produzida.

Coagulante	Concentração do Coagulante (g/L)	pH sem ajuste	Redução de Turbidez sem ajuste (%)	pH ajustado	Redução de Turbidez com ajuste (%)
Sem Coagulante	—	5,40± 0,07	—	7,05 ± 0,05	37,41 ± 0,42
	0,1	5,40± 0,07	44,10 ± 0,42	7,00 ± 0,01	58,29 ± 1,77
Sulfato de Alumínio	0,2		42,45 ± 0,26	7,05 ± 0,05	90,79 ± 1,10
	0,3		40,01 ± 1,06	7,00± 0,01	74,80 ± 1,77
	0,4		18,02 ± 0,28	7,00± 0,01	42,05 ± 1,77
	0,1		50,52 ± 0,48	7,02± 0,02	58,59 ± 3,84
Cloreto Férrico	0,2		54,35 ± 0,20	7,02± 0,02	90,87 ± 2,50
	0,3		51,29 ± 0,50	7,02± 0,02	93,51 ± 0,65
	0,4		48,10 ± 0,31	7,01± 0,01	41,10 ± 0,50
	0,1		31,44 ± 0,26	7,02± 0,02	93,11 ± 0,20
Policloreto de Alumínio	0,2		51,26 ± 0,51	7,00± 0,01	95,64 ± 0,80
	0,3		28,36 ± 0,68	7,05± 0,05	65,96 ± 0,90
	0,4		15,14 ± 0,20	7,02± 0,02	47,01 ± 2,00

Fonte: Autoria própria, 2025.

Além da turbidez, avaliou-se a eficiência do processo de coagulação na remoção de sólidos suspensos totais (SST), comparando-se o desempenho no pH natural do efluente (5,40 ± 0,07) e após ajuste para valores próximos da neutralidade ($\approx 7,0$) (Tabela 9). Observou-se que o ajuste de pH, mesmo na ausência de coagulante, já promoveu redução de aproximadamente 15% dos SST, indicando que a neutralização parcial das cargas superficiais favorece a sedimentação de parte das partículas presentes.

Entretanto, no pH natural, o desempenho dos coagulantes foi limitado. O sulfato de alumínio apresentou remoções variando de cerca de 8% a 45%, o cloreto férrico entre 14% e 44% e o policloreto de alumínio entre 8% e 44%, evidenciando baixa eficiência do processo em meio mais ácido. Após o ajuste para pH próximo de 7,0, verificou-se aumento significativo na remoção em todas as condições avaliadas. Para o sulfato de alumínio, as reduções atingiram até 72,9% na dosagem de 0,2 g L⁻¹, enquanto o cloreto férrico alcançou aproximadamente 71,1% na mesma concentração. De forma semelhante, o policloreto de alumínio apresentou remoção máxima de cerca de 71,8%, também em 0,2 g L⁻¹.

Esse comportamento está diretamente associado a função do pH no processo de coagulação, uma vez que a desestabilização das partículas só ocorre de forma eficiente quando as espécies hidrolisadas dos coagulantes conseguem neutralizar as cargas negativas dos sólidos suspensos (El-Taweel *et al.*, 2023).

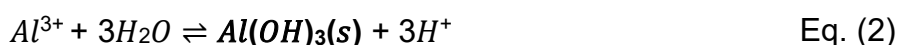
Tabela 9 - Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de sólidos suspensos na água produzida.

Coagulante	Concentração do Coagulante (g/L)	pH sem ajuste	Redução de SST, sem ajuste (%)	pH ajustado	Redução de SST, com ajuste (%)
Sem Coagulante	—	5,40± 0,07	—	7,05 ± 0,05	15,07 ± 5,65
	0,1	5,40± 0,07	7,67 ± 1,74	7,00 ± 0,01	48,79 ± 1,88
Sulfato de Alumínio	0,2		44,78 ± 0,95	7,05 ± 0,05	72,86 ± 1,15
	0,3		31,84 ± 0,79	7,00± 0,01	61,97 ± 1,15
	0,4		19,72 ± 2,44	7,00± 0,01	34,15 ± 2,13
	0,1		36,6 ± 3,71	7,02± 0,02	51,24 ± 4,79
Cloreto Férrico	0,2		43,5 ± 2,00	7,02± 0,02	71,14 ± 2,20
	0,3		33,8 ± 2,01	7,02± 0,02	65,80 ± 1,25
	0,4		13,88 ± 1,63	7,01± 0,01	19,97 ± 3,74
	0,1		40,4 ± 2,11	7,02± 0,02	63,10 ± 4,72
Policloreto de Alumínio	0,2		43,9 ± 1,02	7,00± 0,01	71,84 ± 1,25
	0,3		21,4 ± 2,13	7,05± 0,05	43,86 ± 4,71
	0,4		8,03 ± 1,88	7,02± 0,02	13,96 ± 2,10

Fonte: Autoria própria, 2025.

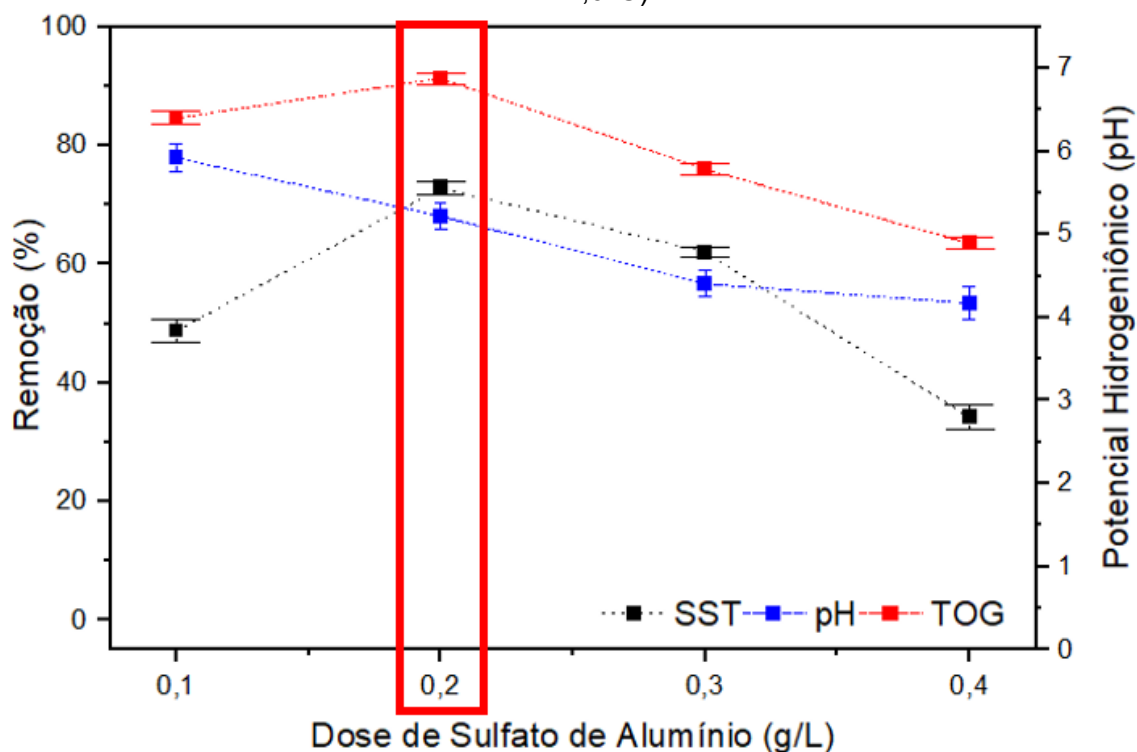
5.1.3 Tratamento da Água Produzida com Sulfato de Alumínio (SA)

A adição de diferentes dosagens de sulfato de alumínio (0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L) à amostra de água produzida (AP) resultou em uma variação significativa do pH final da solução. Os valores médios finais do pH observados foram, respectivamente, 5,92; 5,22; 4,40 e 4,17, demonstrando uma queda acentuada em relação ao pH inicial de 7,00. Essa redução se intensificou com o aumento da dose de sulfato de alumínio, evidenciando o impacto da hidrólise do sal (Eq. (1) e (2), de forma resumida) que libera íons H_3O^+ , superando a capacidade tamponamento da solução (Zhao *et al.*, 2021).



O efeito da dosagem do sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) também foi avaliado em relação aos sólidos suspensos totais (SST) e ao teor de óleos e graxas (TOG) (Figura 13). A dose mais eficiente foi 0,2 g/L, resultando em remoções de 72,86% $((1,15 \pm 1,15) \times 10^2 \text{ mg/L})$ de SST e de 91,24% $(71,00 \pm 1,00 \text{ mg/L})$ de TOG, coerente com a literatura. Segundo Saritha (2017), a faixa de 0,1 a 0,3 g/L é eficiente para processos de coagulação/floculação para esse coagulante, especialmente em amostras com elevada turbidez ou alto teor de sólidos, pois nessa janela, ocorre a neutralização de cargas sem sobra significativa de coagulante residual. De forma semelhante Turna e Yildiz (2024), demonstraram que doses moderadas de $Al_2(SO_4)_3$, dentro dessa mesma faixa, maximizam a remoção de contaminantes em diferentes matrizes industriais. Assim, o desempenho obtido neste estudo encontra suporte direto em pesquisas anteriores, reforçando a adequação da dose aplicada.

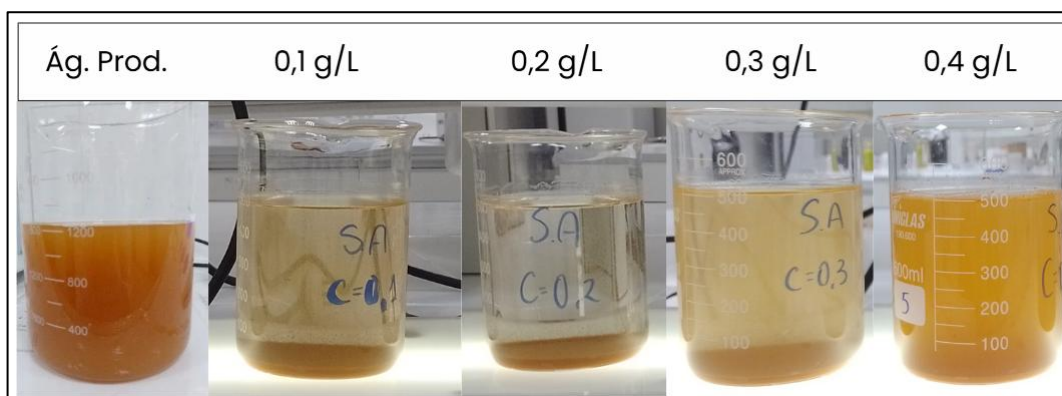
Figura 13 - Influência da dosagem de SA na remoção de SST e TOG e no pH ($pH_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

A dose de 0,2 g/L de sulfato de alumínio também se destacou na remoção de turbidez, alcançando 90,79% de eficiência (Figura 14). Esse desempenho está associado ao fato de que, nessa condição, o pH final permanece próximo da faixa ideal para a formação de espécies hidrolisadas de alumínio altamente efetivas na neutralização de cargas e no crescimento de flocos. Assim, a combinação entre dose adequada e pH favorável favorece a formação de agregados maiores e mais densos, o que maximiza a remoção de turbidez e de partículas suspensas (Saththasivam *et al.*, 2022).

Figura 14 - Turbidez do efluente tratado com SA ($pH_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).

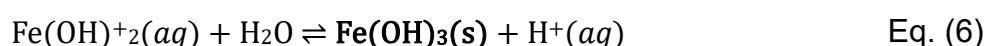
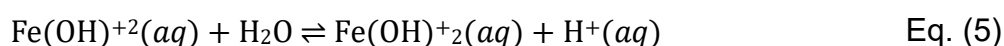
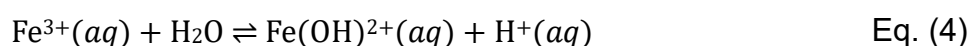


Fonte: Autoria própria, 2025.

Observou-se também que, como o aumento da dosagem do sulfato de alumínio, houve uma redução na eficiência de remoção dos SST e da turbidez. Esse comportamento é compatível com o observado na literatura, que aponta que deve ser proporcional à quantidade de partículas coloidais presentes na suspensão; quando há excesso de coagulante, pode ocorrer a reversão de cargas na superfície da partícula coloidal, promovendo sua a reestabilização, e, conseqüentemente, reduzindo a eficiência do processo de coagulação/floculação (Das *et al.*, 2023).

5.1.4 Tratamento da Água Produzida com Cloreto Férrico (CF)

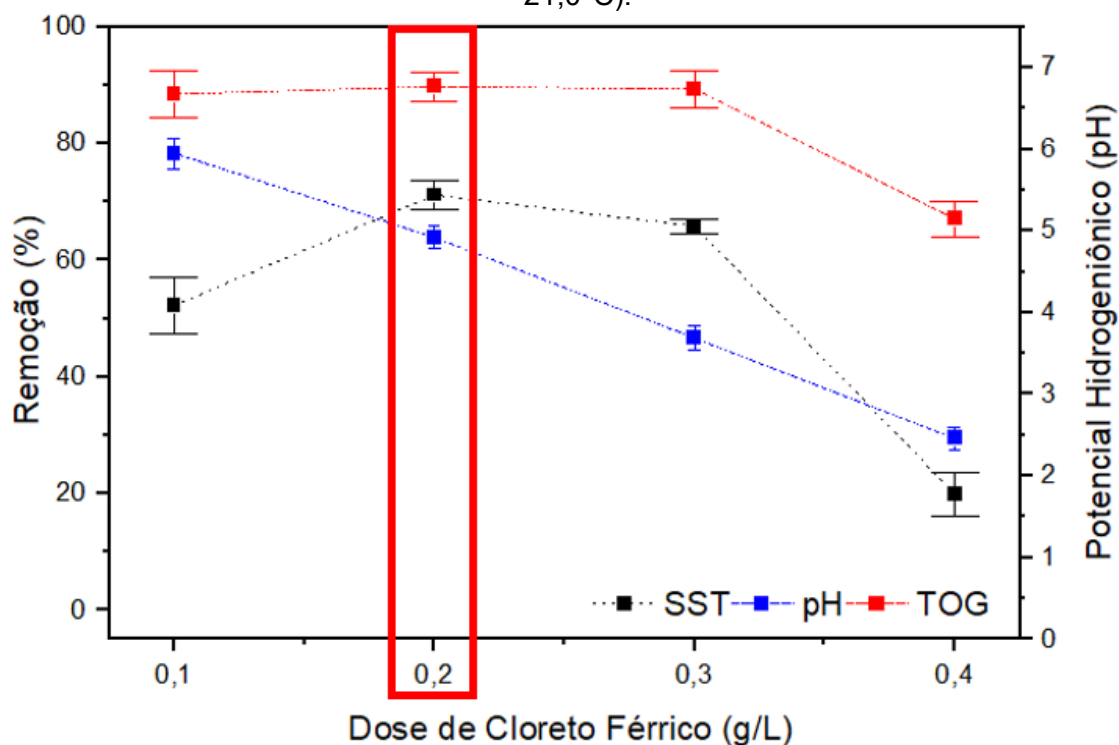
A amostra de água produzida (AP) foi submetida a um tratamento de coagulação com cloreto férrico (FeCl_3), utilizando concentrações de 0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L. Com o aumento da concentração do coagulante, observou-se uma queda progressiva no pH da solução, cujos valores médios foram 5,85; 4,91; 3,65 e 2,48, respectivamente. Essa redução acentuada do pH é motivada pela hidrólise do cloreto férrico (Eq. (3) a (6)) com a formação do agente coagulante, o hidróxido de ferro (III) ($\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$), um precipitado sólido (insolúvel). Em consequência disso, a capacidade de tamponamento da solução é superada, ocorrendo um aumento na acidez (Das *et al.*, 2023).



O efeito da dosagem de FeCl_3 na remoção de SST e TOG apresentou melhor desempenho na dose de 0,2 g/L, com reduções 71,14% $((1,22 \pm 2,60) \times 10^2 \text{ mg/L})$ dos SST e 89,72% $(83,33 \pm 1,53 \text{ mg/L})$ de TOG (Figura 15). Esses resultados são coerentes com os estudos de Turna e Yildiz (2024) que relataram elevada eficiência do FeCl_3 na remoção de óleo e turbidez em efluentes da indústria de óleos vegetais e de Das (2023) que identifica o FeCl_3 como um dos coagulantes mais eficazes e economicamente viáveis para o tratamento de água produzida. Assim, o desempenho

obtido neste estudo confirma o potencial do cloreto férrico como agente eficiente na remoção de sólidos e compostos oleosos.

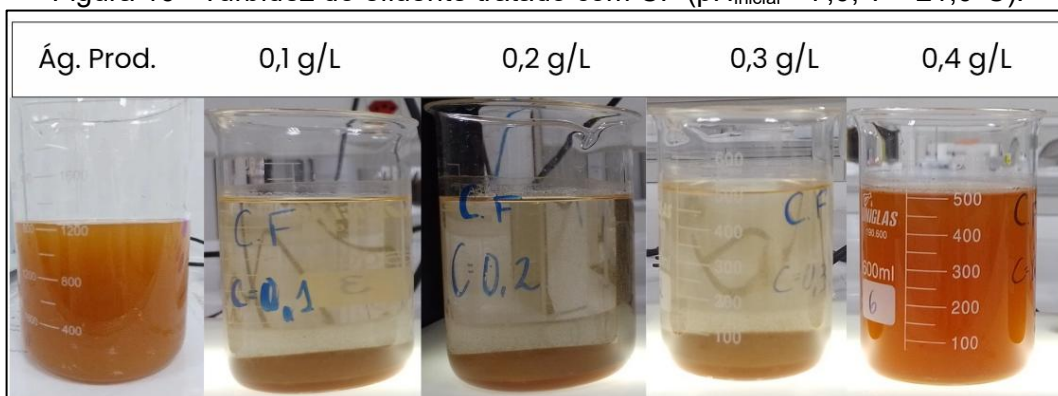
Figura 15 - Influência da dosagem de CF na remoção de SST, TOG e no PH ($pH_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}\text{C}$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

A aplicação de 0,2 g/L de cloreto férrico resultou na remoção de 90,87% da turbidez da água produzida (Figura 16). Esse desempenho está associado ao mecanismo químico do FeCl_3 , que, ao ser hidrolisado, forma espécies como $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, capazes de neutralizar as cargas negativas dos colóides e iniciar a formação de flocos. Nessa dosagem, o equilíbrio entre neutralização de cargas e precipitação dos hidróxidos férricos favorece a formação de flocos densos e sedimentáveis, maximizando a remoção de turbidez e SST (Saththasivam *et al.*, 2022; Das *et al.*, 2023).

Figura 16 - Turbidez do efluente tratado com CF ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^\circ\text{C}$).

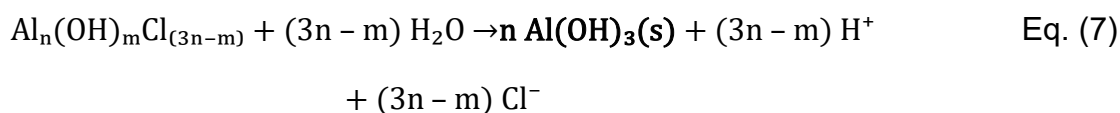


Fonte: Autoria própria, 2025.

Além disso, assim como observado com o sulfato de alumínio, o aumento da dosagem de FeCl_3 além da concentração ideal não resultou em melhorias significativas na remoção de partículas. Esse comportamento pode ser atribuído à reversão de cargas na superfície das partículas coloidais, fenômeno que levou a reestabilização dos colóides. Portanto, a dosagem do coagulante deve ser cuidadosamente ajustada, uma vez que doses excessivas comprometem a eficiência do tratamento (Zhao *et al.*, 2021; Das *et al.*, 2023).

5.1.5 Tratamento da Água Produzida com Policloreto de Alumínio (PAC)

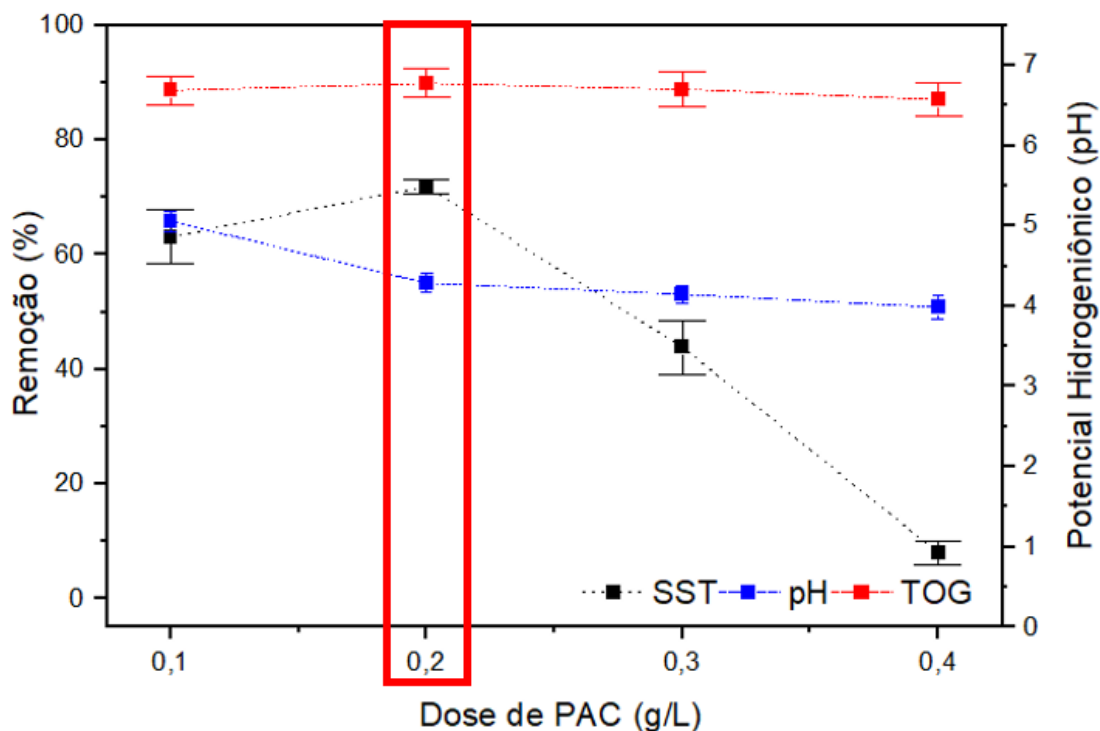
Ao aplicar PAC na amostra de água produzida (AP) em concentrações de 0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L, observou-se a redução no pH do meio, com valores médios de 5,06, 4,29, 4,15 e 3,99, respectivamente. Essa redução ocorre porque, ao se dissolver na água, o PAC libera íons alumínio (Al^{3+}), que reagem com a água, formando hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) e ácidos (Eq. (7)), resultando na acidificação da solução (Zhao, Y. *et al.*, 2021).



A dosagem de 0,2 g/L de PAC apresentou o melhor desempenho, promovendo remoções de 71,84% ($(1,19 \pm 1,25) \times 10^2 \text{ mg/L}$) dos sólidos suspensos totais e 89,84% ($82,33 \pm 2,52 \text{ mg/L}$) do TOG (Figura 17). Esse resultado está de acordo com estudos que mostram que o PAC atua por neutralização de carga, favorecendo a formação de

flocos densos, reduzindo a necessidade de grandes doses (Rabah e Omer, 2012; Ji *et al.*, 2024).

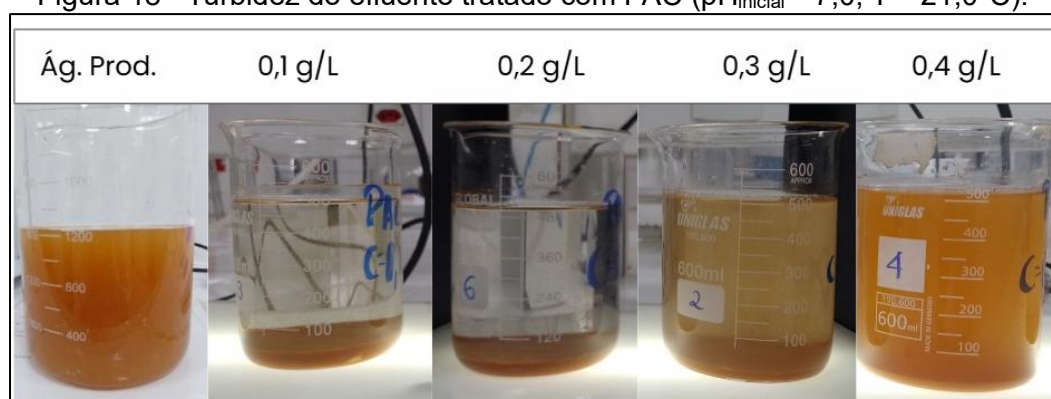
Figura 17 - Influência da dosagem de PAC na remoção de SST, TOG e no pH ($pH_{inicial} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}C$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

A dose de 0,2 g/L de PAC resultou em uma remoção de 95,61% na turbidez (Figura 18). Esse desempenho está associado ao comportamento químico do PAC, que, em pH adequado, hidrolisa-se rapidamente, formando espécies polinucleares altamente carregadas e elas aumentam a neutralização de cargas das partículas coloidais e favorecem a formação de flocos maiores, densos e estáveis, capazes de sedimentar com maior eficiência (Saththasivam *et al.*, 2022).

Figura 18 - Turbidez do efluente tratado com PAC ($pH_{inicial} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^{\circ}C$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

Assim como com os coagulantes anteriores, a dosagem do PAC deve ser ajustada de acordo com a quantidade de partículas coloidais presentes na água. Pois, quando a dose de coagulante excede o necessário, pode ocorrer a reestabilização das partículas, o que prejudica a eficiência do processo de coagulação e floculação (Zhao, Y. *et al.*, 2021; Das *et al.*, 2023).

5.1.6 Custos dos Diferentes Coagulantes

A análise da relação custo-eficiência desempenha um papel fundamental na escolha do processo de tratamento de efluentes. Nesse sentido, foi realizada uma avaliação do custo-eficiência do processo de coagulação aplicado no tratamento da água produzida em escala laboratorial, considerando os preços e dosagens dos coagulantes (SA, CF e PAC) e a eficiência de remoção dos Sólidos Suspensos Totais (SST). A Tabela 10 apresenta os resultados dessa análise para o tratamento da água produzida (AP) com os três coagulantes empregados, adotando-se as condições ótimas determinadas para cada agente coagulante.

Tabela 10 - Avaliação de custos para o tratamento de água produzida usando os coagulantes.

	Coagulantes		
	S A	CF	PAC
Dose do coagulante usado ($\text{kg } 10^{-3} \text{ L}^{-1}$)	0,2	0,2	0,2
Custo comercial do coagulante (USD kg^{-1})	14,34	30,16	26,56
Custo de tratamento (USD L^{-1})	0,0029	0,0060	0,0053
Remoção de Sólidos Suspensos (kg [SST] L^{-1})	0,000115	0,000122	0,000119
Custo-Eficiência do Tratamento (USD kg [SST]^{-1}) *	25,22 (1)	49,18 (3)	44,54 (2)

* Os valores entre parênteses representam a pontuação de classificação pelo tratamento mais barato por unidade de eficiência de remoção de TSS (%).

Fonte: Autoria própria, 2025.

Os três coagulantes avaliados foram aplicados na dosagem de 0,2 g/L, dosagem na qual apresentaram maiores valores de remoção de SST, porém mostram diferenças significativas nos custos e na eficiência. O sulfato de alumínio (SA) apresentou o menor custo de tratamento (25,22 USD kg [SST]^{-1}), sendo o de melhor custo-eficiência. O policloreto de alumínio (PAC) obteve um custo-eficiência de 44,54 USD kg [SST]^{-1} , ficando em 2º lugar. E o cloreto férrico (CF) teve o maior custo de tratamento (49,18 USD kg [SST]^{-1}), sendo classificado em 3º lugar.

Para a Etapa II, o SA foi selecionado para os experimentos de coagulação lastreada por ter apresentado o menor custo-eficiência na Etapa I.

5.2 ETAPA II

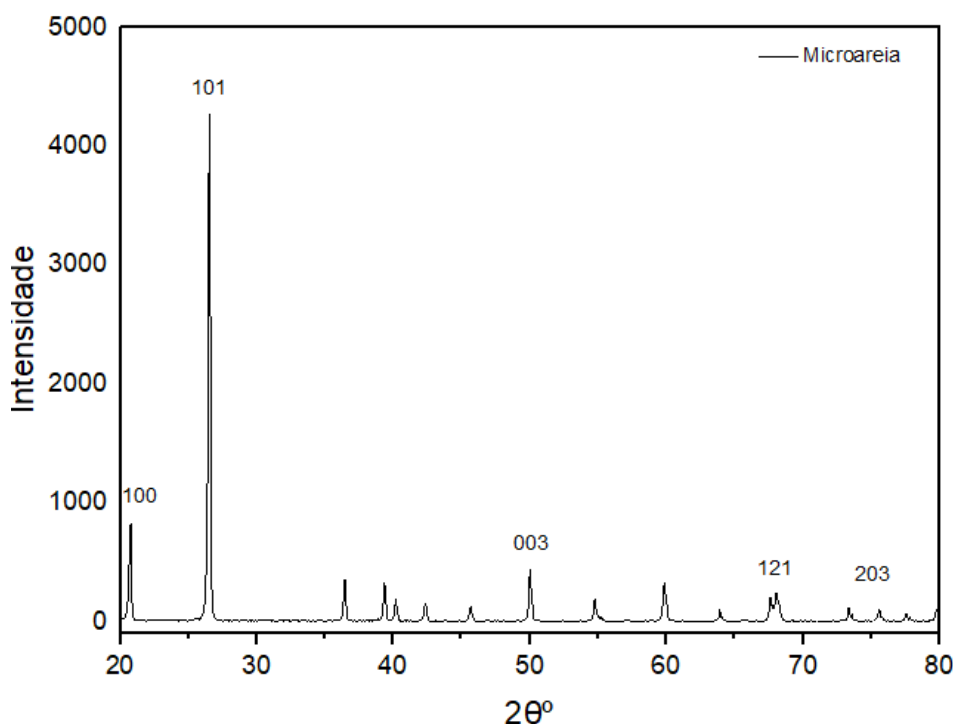
5.2.1 Granulométrica da Microareia e do Biolastro

Após moagem e peneiramento, foi selecionada a fração da amostra compreendida entre 75 μm e 150 μm , correspondente às partículas que passaram pela peneira #100 e ficaram retidas na peneira #200. Essa escolha se justifica pelo fato de que aproximadamente 86% da microareia encontra-se nessa faixa granulométrica. Assim, para fins de comparação, a fração granulométrica do biolastro (mistura em proporções iguais de exoesqueletos de crustáceos e cochas de molusco) utilizada foi a mesma da microareia (-100# +200#).

5.2.2 Difractometria de Raios X (DRX)

O difratograma da amostra de microareia (Figura 19) apresenta picos intensos e bem definidos, indicando um material altamente cristalino. O pico de maior intensidade ocorre na região 26,5° (101), característico do quartzo, sugerindo que esta é a fase mineralógica dominante. Outro pico relevante aparece em torno de 21° (100), compatível com as estruturas lamelares de silicatos ou minerais acessórios. Picos adicionais podem ser observados nas regiões 50° (003), 68° (121) e 73,4° (203), reforçando a presença de fases secundárias. A forma estreita dos picos e o baixo ruído de fundo demonstram que o material possui alta cristalinidade e pouca fração amorfa. Ou seja, o difratograma indica que a microareia é predominantemente composta por quartzo (SiO_2) (Krishnan, *et al.*, 2022).

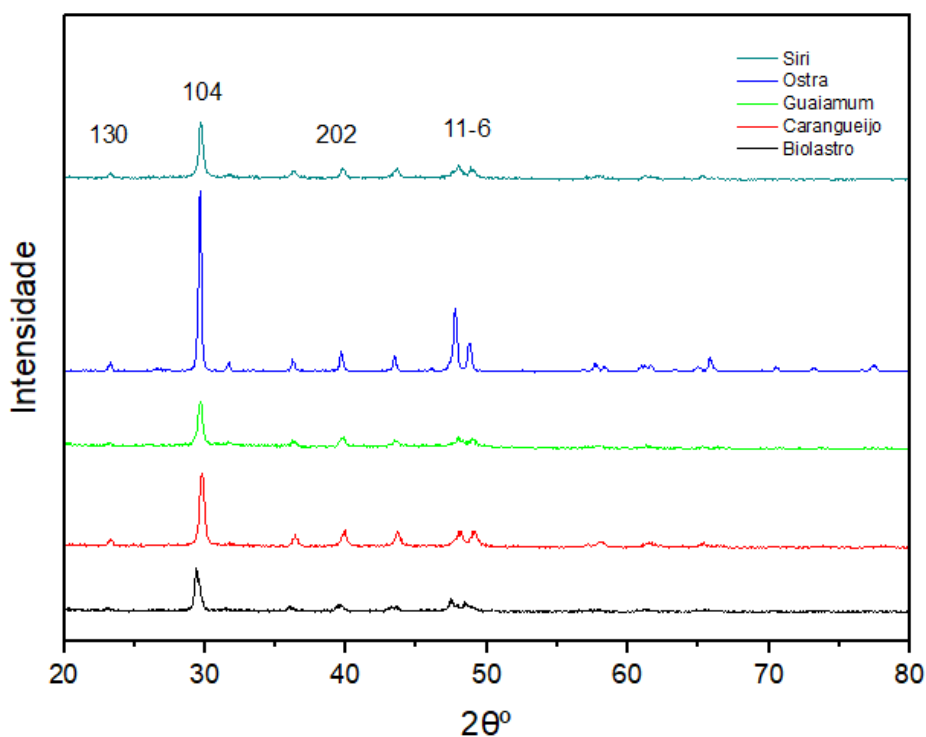
Figura 19 -Difratograma da Microareia.



Fonte: Autoria própria, 2025.

A Figura 20 é um difratograma comparativo do perfil mineralógico dos resíduos do caranguejo, siri guaiamum e ostra, bem como do biolastro obtido a partir da mistura desses materiais. As amostras analisadas apresentaram predominantemente fases ricas em calcita (CaCO_3), como evidenciado pelos intensos picos em $2\theta = 29,40^\circ$ (104), $31,43^\circ$ (006), $35,96^\circ$ (110), $39,4^\circ$ (11-6), $43,16^\circ$ (202), $47,22^\circ$ (024), $47,50^\circ$ (018) e $48,50^\circ$ (11-6), características da estrutura cristalina romboédrica da calcita. Além disso, a presença de α -quitina ($\text{C}_8\text{H}_{13}\text{O}_5\text{N}$) foi confirmada pela reflexão de Bragg em $2\theta = 23,7^\circ$ (130), associada à sua fase monoclínica. Devido às limitações do equipamento, os picos de $9,2^\circ$ (020) e $19,2^\circ$ (110), que também correspondem a α -quitina, não poderão ser identificados (Nowl *et al*, 2024).

Figura 20 - Difratomogramas das Biomassas e Biolastro.

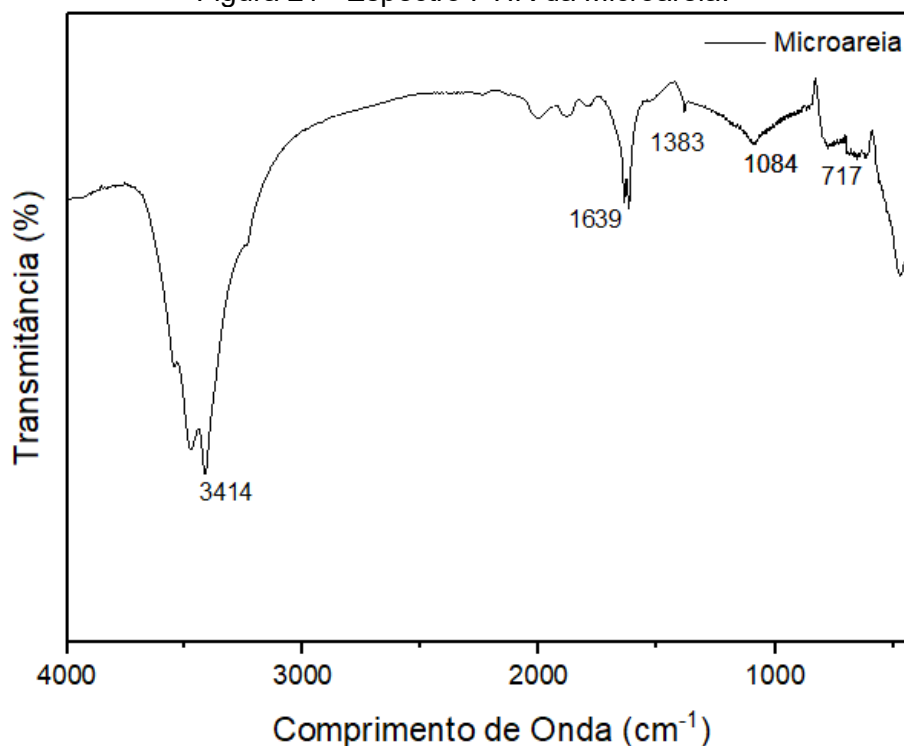


Fonte: Autoria própria, 2025.

5.2.3 Análise FTIR

Na amostra de microareia (Figura 21), o pico detectado em 1084 cm^{-1} foi atribuído à ligação Si-O-Si característica das partículas de areia. O pico encontrado em 1639 cm^{-1} corresponde ao estiramento H-O-H, os picos em torno de 717 cm^{-1} correspondem ao estiramento simétrico Si-O e por fim, o pico em 3414 cm^{-1} corresponde às vibrações de estiramento e angulares de hidroxilas e óxido de silício (Ferraresi *et al.*, 2012; Krishnan, *et al.*, 2022).

Figura 21 - Espectro FTIR da Microareia.



Fonte: Autoria própria, 2025.

A Figura 22 apresenta as análises de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) das biomassas individuais e do biolastro. A comparação dos espectros permite identificar as principais bandas funcionais de cada biomassa individualmente, além de evidenciar a preservação das bandas funcionais das biomassas individuais na formação do biolastro.

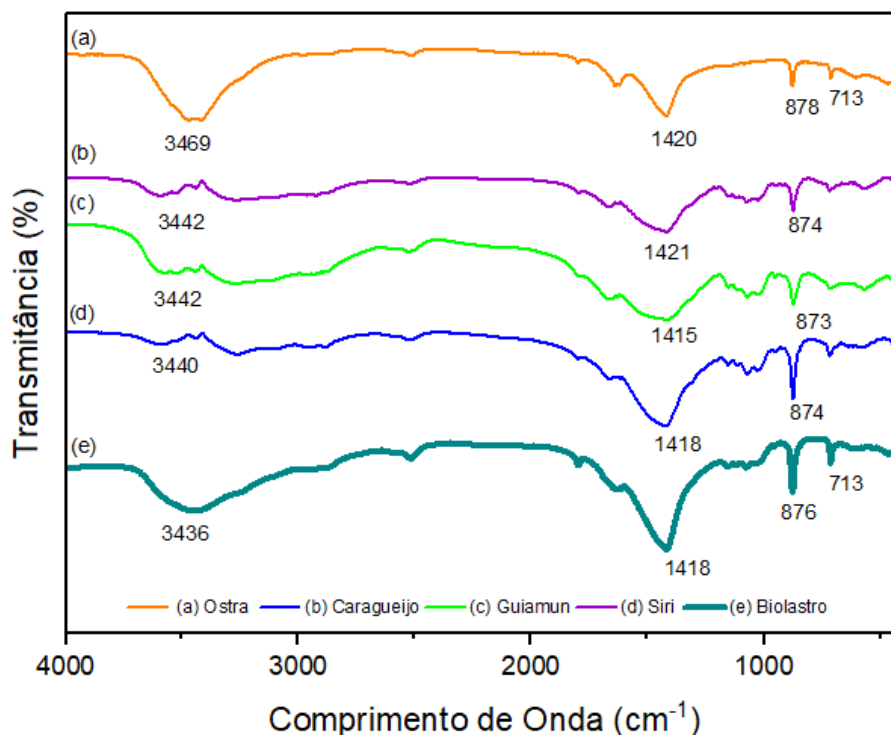
O espectro de infravermelho da biomassa do molusco (ostra) é apresentado na Figura 22 (a) e os modos vibracionais foram as seguintes: deformações angulares no plano δ_d (O-C-O) em 713 cm^{-1} ; deformações angulares fora do plano γ (CO_3) em 878 cm^{-1} e estiramento antissimétrico ν_{as} (C-O) em 1420 cm^{-1} , o que corresponde ao carbonato de cálcio (CaCO_3) na forma de calcita. (Silva *et al*, 2010; Nowl *et al*, 2024).

Os espectros de infravermelho das biomassas de crustáceos: caranguejo (Figura 22 (b)), guaíamum (Figura 22 (c)) e siri (Figura 22 (d)) apresentaram os modos vibracionais semelhantes entre si. Um estiramento antissimétrico ν_{as} (C-O) em 1421 cm^{-1} para o caranguejo, 1415 cm^{-1} para o guaíamum e 1418 cm^{-1} para o siri. E deformações angulares fora do plano γ (CO_3) em 874 cm^{-1} para o caranguejo, 873 cm^{-1} para o guaíamum e 874 cm^{-1} para o siri. Assim referindo-se a calcita (CaCO_3). (Silva *et al*, 2010; Nowl *et al*, 2024).

Ao se analisar o espectro de infravermelho do biolastro (Figura 22 (e)), nota-se modos vibracionais característicos do carbonato de cálcio (CaCO_3) na forma de calcita. Observam-se bandas em 713 cm^{-1} , atribuídas às deformações angulares no plano δ_d (O-C-O); em 876 cm^{-1} , referentes à deformação angular fora do plano γ (CO_3) e em 1419 cm^{-1} , associada ao estiramento antissimétrico ν_{as} (C-O) em 1419 cm^{-1} (Silva *et al*, 2010; Nowl *et al*, 2024).

Além disso, os picos de 3269 cm^{-1} e 3236 cm^{-1} , pode ser atribuído ao estiramento das ligações N-H e C-H no grupo acetil da α -quitina, respectivamente. Os picos a 1634 cm^{-1} e 1541 cm^{-1} pode ser atribuído à amida-I e a amida-II e da α -quitina, respectivamente (Nowl *et al*, 2024).

Figura 22 - Espectro FTIR das Biomassas e Biolastro.



Fonte: Autoria própria, 2025.

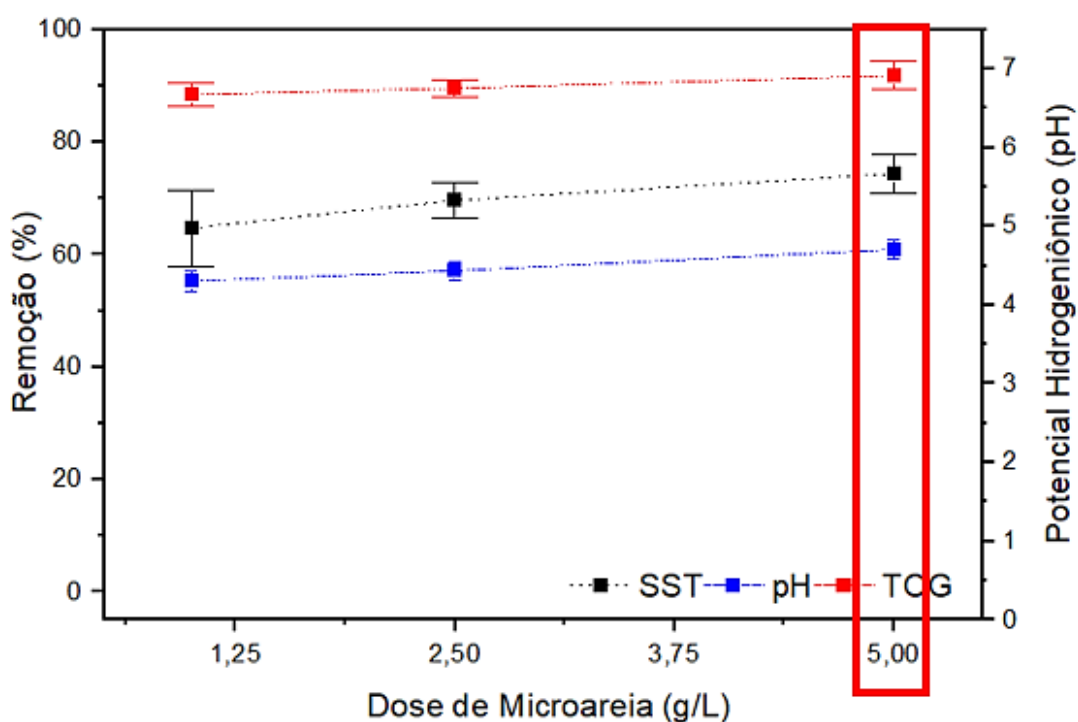
5.2.4 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Microareia

A coagulação lastreada com microareia foi realizada utilizando sulfato de alumínio na dosagem de $0,2\text{ g/L}$ e pH inicial aproximadamente $7,0$. As concentrações de microareia avaliadas foram de $1,0$; $2,5$ e $5,0\text{ g/L}$. Observou-se uma redução significativa no pH da amostra em comparação ao valor inicial de aproximadamente $7,0$. Os valores médios de pH após o tratamento foram de $4,30$; $4,44$ e $4,71$, respectivamente. Essa maior redução nos valores de pH's em relação ao tratamento

sem microareia foi devido à solubilização de componentes presentes na microareia, associado à hidrólise do coagulante (Zhao *et al.*, 2021).

A Figura 23 apresenta a remoção de SST e TOG pela coagulação lastreada e a variação de pH da água produzida em função da dosagem da microareia. Avaliando-se os resultados em termos de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e o Teor de Óleos e Graxas (TOG), observou-se que a concentração de 5,0 g/L de microareia foi a mais eficiente, promovendo a redução de 74,35% dos SST e de 91,77% do TOG, com relação à coagulação sem a utilização de lastro, houve melhora na remoção de SST (72,86%) e não apresentou aumento na remoção de TOG. A microareia não se mostrou um lastro eficiente na coagulação da água produzida (água + sólidos suspensos + óleos e graxas). Na literatura pesquisada não se encontrou estudos em tal sistema. Uma possível explicação seria que a presença de óleos e graxas interfira na ação de lastro das partículas de microareia, bom como os valores de pH abaixo do ideal, possivelmente resultantes da dissolução de componentes da microareia, o que pode prejudicar a hidrólise dos sais de alumínio e a coagulação. Cabe destacar que, a microareia é bastante utilizada como lastro no tratamento de água para fins de potabilidade (Desjardins *et al.*, 2002; Kumar *et al.*, 2016; Zafisah *et al.* 2020).

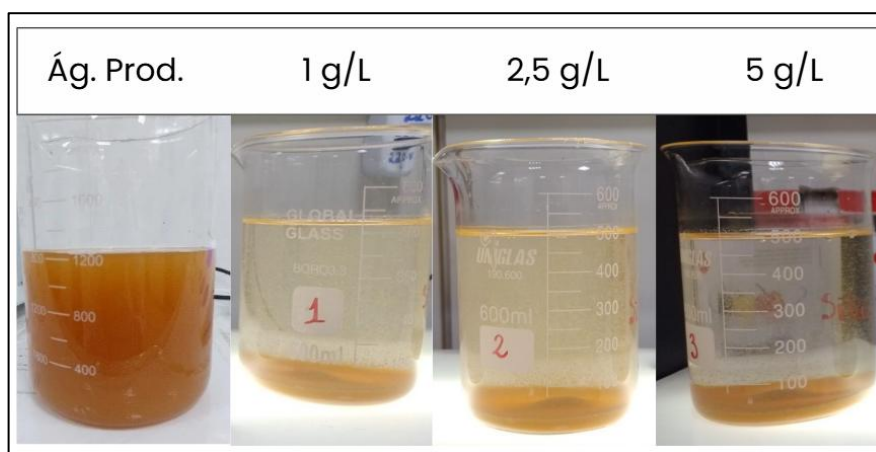
Figura 23 - Influência da dosagem de microareia na remoção de SST e TO G e variação de pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^\circ\text{C}$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

A concentração de 5 g/L de microareia resultou em uma remoção de 90,96% da turbidez da água produzida (Figura 24), evidenciando também que em relação à coagulação sem lastro (redução de 90,79%) não houve ganho considerável na remoção da turbidez.

Figura 24 - Turbidez do efluente tratado com microareia ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^\circ\text{C}$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

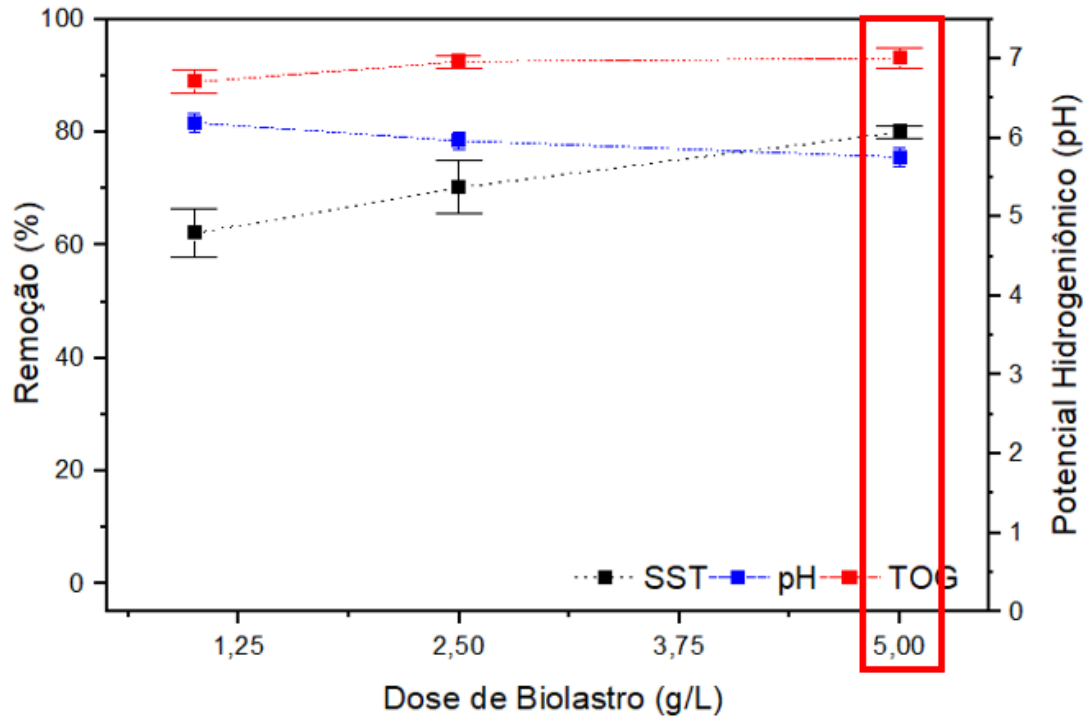
5.2.5 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Biolastro

A coagulação/floculação lastreada com biolastro foi conduzida utilizando sulfato de alumínio na concentração de 0,2 g/L e pH inicial de $\approx 7,0$. As doses de biolastro avaliadas foram de 1,0; 2,5 e 5,0 g/L. Observou-se uma redução no pH para 6,19; 5,96 e 5,75, respectivamente. Essa diminuição está relacionada à hidrólise do coagulante (Zhao *et al.*, 2021). No entanto, a queda relativamente discreta no pH pode ser atribuída à presença do biolastro, composto majoritariamente por carbonato de cálcio (CaCO_3), um material de caráter alcalino que atua como agente tampão, contribuindo para a estabilização do pH em valores próximos à neutralidade (Silva *et al.*, 2010).

Avaliando-se os resultados de remoção de SST e TOG (Figura 25), observou-se que a concentração de 5 g/L de biolastro apresentou o melhor desempenho, promovendo reduções de 80,04% ($(8,44 \pm 1,15) \times 10^1 \text{ mg/L}$) nos SST e 93,09% ($56,00 \pm 1,00 \text{ mg/L}$) no TOG. Em comparação ao tratamento sem lastreamento e com uso da microareia como lastro, o biolastro apresentou um desempenho melhor, principalmente na redução de SST, o que pode ser atribuído a valores de pH's mais elevados, favorecendo a uma maior hidrólise do sal de alumínio devido à presença de

carbonato de cálcio (tampão) presente no biolastro, o que favorece a formação de flocos mais densos e estáveis (Gamage *et al.* 2023).

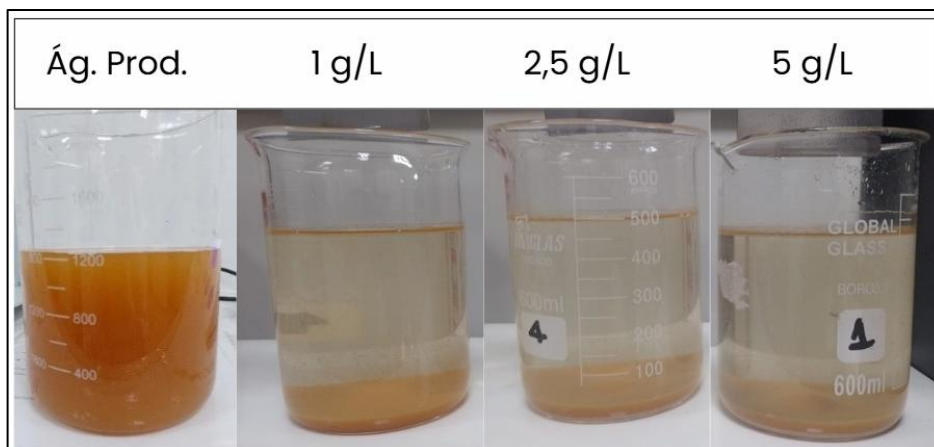
Figura 25 - Influência da dosagem de biolastro na remoção de SST e TOG e variação de pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^\circ\text{C}$).



Fonte: Autoria própria, 2025.

A utilização de 5 g/L de biolastro no processo de coagulação lastreada resultou em uma remoção de 92,47% da turbidez da água produzida (Figura 26), demonstrando a eficiência do lastreamento com esse material na intensificação do processo e na melhoria da performance do tratamento.

Figura 26 - Turbidez do efluente tratado com biolastro ($\text{pH}_{\text{inicial}} \approx 7,0$; $T \approx 21,0^\circ\text{C}$).

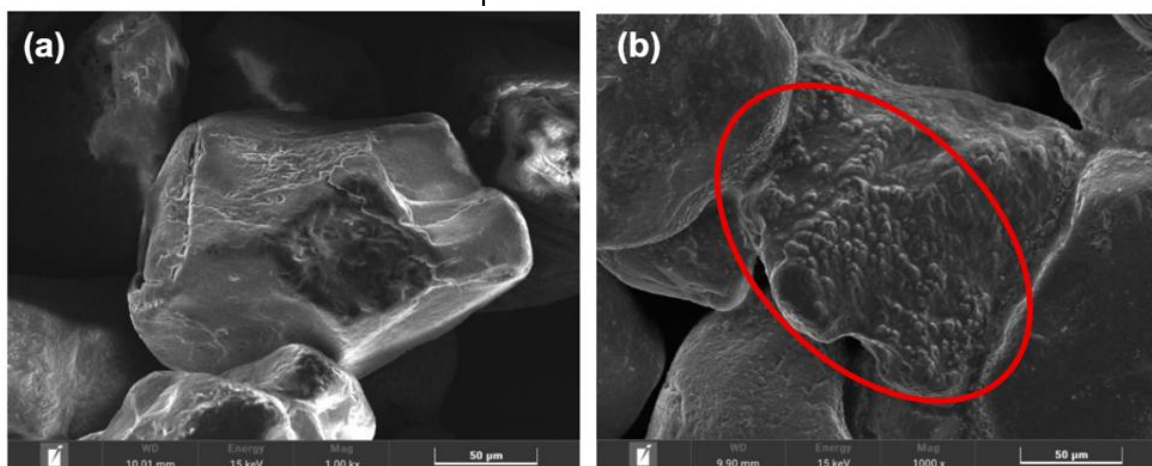


Fonte: Autoria própria, 2025.

5.2.6 Análise por microscopia eletrônica de varredura (MEV)

As Figuras 27(a) e 27(b), mostram o lastro de microareia antes e após o processo de coagulação/floculação. Na figura 27(a) o lastro apresenta uma superfície relativamente lisa, com bordas bem definidas e baixa rugosidade, característica de partículas minerais pouco modificadas e íntegras. Já na Figura 27(b) pode-se observar uma mudança: a superfície torna-se mais rugosa indicando o depósito de material (flocos de material coagulante, sólidos suspensos, óleo e graxa) na superfície e entre as partículas do lastro de microareia, provando uma mudança em sua textura, de acordo com o modelo proposto representado na Figura 8.

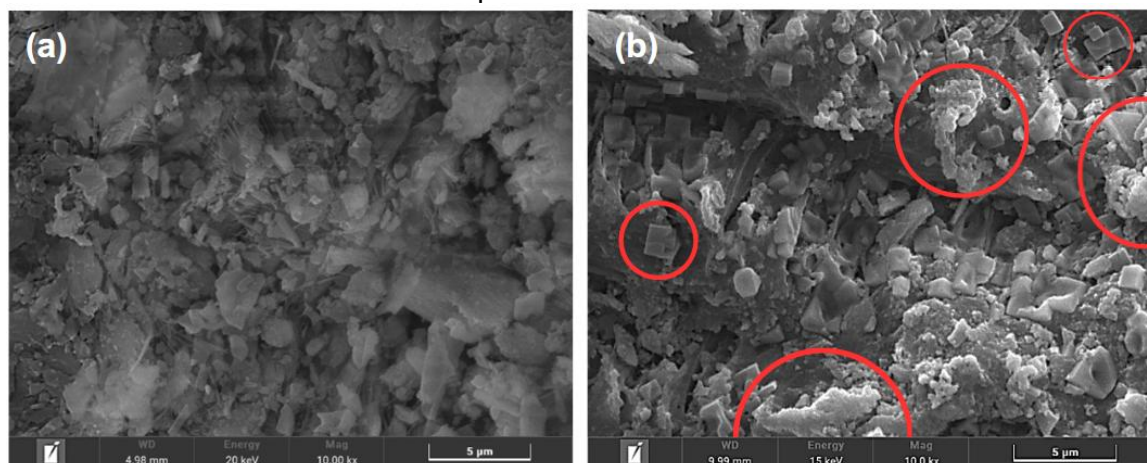
Figura 27 – Caracterização morfológica da microareia por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.



Fonte: Autoria própria, 2025.

As micrografias obtidas por MEV, com ampliações de até 5 µm (Figura 28(a) e 28(b)), permitem comparar a morfologia do biolastro antes e após o processo de coagulação/floculação. A análise da Figura 28(a) revela que o biolastro possui uma superfície heterogênea composta por partículas irregulares, com presença de estruturas fibrilares ou lamelares, onde fibras proteicas de quitina ficaram retidas entre as camadas intermediárias de calcita. Após o processo de coagulação (Figura 28(b)), é possível observar flocos e partículas preenchendo os espaços intersticiais acarretando a perda de nitidez das formas fibrilares, isso sugere o possível encapsulamento ou incorporação de material coagulado e floculado.

Figura 28 - Caracterização morfológica do biolastro por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.



Fonte: Autoria própria, 2025.

5.2.7 Espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES)

De acordo com a Resolução n° 430/2011 do CONAMA, os limites máximos permitidos para bário (Ba) e manganês (Mn), para o descarte de efluentes, são 5,0 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente. Na amostra de água produzida analisada, observou-se que, em seu estado *in natura*, as concentrações de Ba e Mn foram de $4,67 \pm 0,53$ mg/L e $1,23 \pm 0,20$ mg/L, respectivamente (Tabela 11).

Os resultados das análises dos sobrenadantes indicaram que as concentrações de Ba e Mn não foram influenciadas pela adição dos agentes de lastro. A concentração de Ba permaneceu abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011, demonstrando que nem a microareia nem o biolastro promoveram sua adsorção. Para o Mn, considerando a margem de erro, está bem próximo do valor permitido pela legislação ambiental vigente.

A inexistência do processo de adsorção para ambos os metais pode ser atribuída a diferentes fatores. No caso da microareia, seu caráter cristalino (Figura 19) e sua baixa porosidade (Figura 27(a)) dificultam a interação com os íons metálicos. Além disso, a deposição de flocos provenientes da etapa de coagulação que recobrem a superfície e ocupam os interstícios entre as partículas (Figura 27(b)) cria uma barreira física que impede a adsorção.

Para o biolastro, embora este material apresente uma natureza mais amorfa (Figura 20), maior porosidade (Figura 28(a)) e grupos funcionais ativos em sua

superfície (Figura 22) capazes de interagir com metais como Ba e Mn, a deposição de flocos (Figura 28(b)) também formou uma camada que bloqueou esses sítios ativos, limitando o processo de adsorção.

Por fim, destaca-se que as baixas concentrações de Ba e Mn na água produzida constituem outro fator limitante para o processo, já que a adsorção depende da transferência de massa e tende a ser menos eficiente quando o gradiente de concentração é reduzido.

Tabela 11 - Concentrações de Ba e Mn na AP em diferentes condições de tratamento.

	Ba (mg/L)	Mn(mg/L)
CONAMA n° 430/2011	5,0	1,0
<i>in natura</i>	4,67 ± 0,53	1,23 ± 0,20
Sulfato de Alumínio (0,2 g/L)	4,71 ± 0,32	1,22 ± 0,13
SA + Microareia (5g/L)	4,76 ± 0,49	1,29 ± 0,13
SA + Biolastro (5g/L)	4,63 ± 0,17	1,27 ± 0,16

Fonte: Autoria própria, 2025.

5.3 Resumo Processo de Coagulação

A Tabela 12 apresenta um comparativo da eficiência dos tratamentos convencionais e lastreados de coagulação/floculação, considerando os parâmetros de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e óleos e graxas (TOG). O tratamento convencional com sulfato de alumínio, na concentração de 0,2 g/L, promoveu reduções de 72,86% nos SST e 91,24% no TOG. A adição de microareia (5 g/L) resultou em um leve incremento na eficiência, alcançando 74,35% para SST e 91,77% para TOG. Já o uso de biolastro, também na concentração de 5 g/L, apresentou os melhores resultados, com remoção de 80,04% dos SST e 93,09% de TOG.

Tabela 12 - Comparativo de desempenho dos tratamentos aplicados à água produzida.

Tratamentos	SST	TOG
Sulfato de Alumínio (0,2 g/L)	72,86%	91,24%
SA + Microareia (5g/L)	74,35%	91,77%
SA + Biolastro (5g/L)	80,04%	93,09%

Fonte: Autoria própria, 2025.

Diante dos resultados obtidos, constatou-se que o tratamento da água produzida por meio do processo de coagulação/floculação, utilizando sulfato de

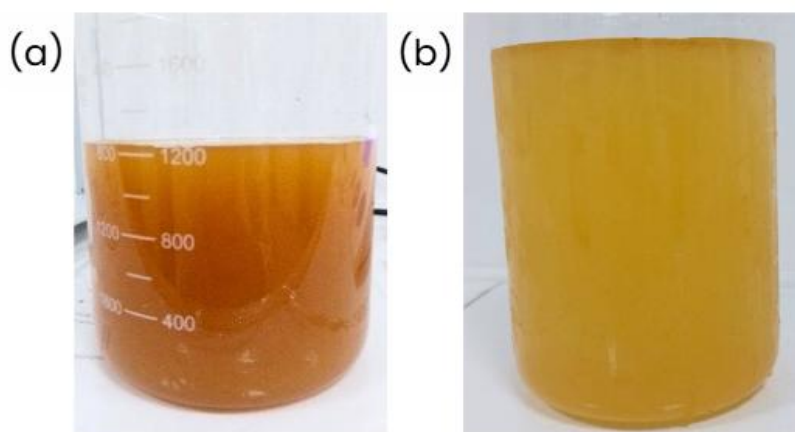
alumínio, mostrou-se eficiente na remoção de contaminantes, com desempenho pouco melhor quando associado a materiais de lastreamento, como microareia e principalmente biolastro.

5.4 Resultados da coagulação da AP com o pré tratamento por sedimentação

Considerando os resultados previamente obtidos nos ensaios com sulfato de alumínio SA (0,2g/L), com SA (0,2g/L) + Microareia (5g/L) e SA (0,2g/L) + Biolastro (5g/L), buscou-se nesta etapa aprofundar a análise sob condições experimentais otimizadas.

A amostra de água produzida com sedimentação natural (APSN) apresentou turbidez de $130,07 \pm 0,4$ NTU, correspondendo a uma remoção de 46,98% em relação à amostra de AP (Figura 29). Nos ensaios com coagulante, a amostra tratada com SA, SA + Microareia e SA + Biolastro, quando comparadas à APSN, representaram remoções de 33,52%, 65,76% e 95,55%, respectivamente (Tabela 13). Esses resultados mostram que o uso de material lastreado potencializa a eficiência do processo de coagulação, sendo o biolastro o agente mais eficaz na redução da turbidez da água produzida.

Figura 29 – Aspecto visual da AP: (a) amostra *in Natura* e (b) amostra após sedimentação natural.



Fonte: Autoria própria, 2025.

Em relação ao SST, a amostra de APSN apresentou uma remoção de 73,06% em relação à amostra de AP. Quando comparadas à APSN, os resultados dos testes com SA resultaram em remoções de 19,10%, SA + Microareia removeu 32,17% e SA + Biolastro removeu 33,90%. O resultado demonstra que o pré-tratamento por

sedimentação removeu um percentual significativo dos sólidos suspensos totais, enquanto a utilização do coagulante e dos lastros contribuíram para melhorar a eficiência do processo nessas condições específicas.

Para o TOG, a APSN apresentou uma remoção de 1,89% em relação à amostra de AP. Os resultados dos testes com SA, SA + Microareia e SA + Biolastro, quando comparados à APSN, indicam remoções de 91,32%, 92,12% e 93,71%, respectivamente (Tabela 13). Pode-se observar que a etapa de pré-tratamento por sedimentação exerceu pouca influência na remoção dos óleos e graxas, indicando que óleos e graxas permaneceram na forma emulsionada em pequenas gotículas estabilizadas, apresentando uma remoção de 1,89%.

Tabela 13 - Desempenho dos tratamentos aplicados à água produzida após pré-tratamento de sedimentação.

Tratamentos	SST	Remoção	TOG	Remoção
AP	423,04 ± 5,65	-	810,33 ± 4,04	-
APSN	113,96 ± 4,71	73,06%	795,0 ± 7,94	1,89%
APSN SA (0,2 g/L)	92,19 ± 0,72	19,10%	69,0 ± 4,58	91,32%
APSN SA + Microareia (5g/L)	77,30 ± 0,69	32,17%	62,67 ± 4,51	92,12%
APSN SA + Biolastro (5g/L)	75,33 ± 0,24	33,90%	50,0 ± 7,55	93,71%

Fonte: Autoria própria, 2025.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os resultados obtidos demonstram que a água produzida analisada apresenta concentrações elevadas de SST e TOG, ultrapassando os limites estabelecidos pela legislação ambiental e exigindo tratamentos eficazes antes do descarte.

Entre os coagulantes testados (sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio), destacou-se o sulfato de alumínio na dosagem de 0,2 g/L, que alcançou as maiores taxas de remoção (72,86% para SST e 91,24% para TOG) e se mostrou o mais vantajoso economicamente (25,22 USD kg [SST]⁻¹). O cloreto férrico, por sua vez, apresentou o pior desempenho e o maior custo.

A técnica de coagulação lastreada com microareia (5 g/L) apresentou desempenho semelhante ao processo convencional em termos de remoção de SST e TOG para o tratamento da água produzida avaliada neste estudo. No entanto, o uso do biolastro (5 g/L), resultou em um desempenho ligeiramente superior, um aumento de 7,23% na remoção de SST e 1,85% na remoção do TOG.

Esses resultados demonstram o potencial do material de origem biológica como substituto de lastros minerais, contribuindo para a valorização de resíduos de crustáceos e moluscos que causa impactos ambientais quando descartado de forma inadequada (mau cheiro, e proliferação de ratos e moscas), e a redução ou eliminação do uso da areia, que quando extraída da natureza causa grandes impactos ambientais.

A análise de metais revelou que no sistema estudado não houve adsorção de Bário (Ba) e Manganês (Mn) pelo biolastro, porém o biolastro surge como uma alternativa tecnicamente viável e ambientalmente segura para substituir a microareia em sistemas de coagulação/floculação lastreada, sendo uma solução mais sustentável.

Como perspectiva futura, recomenda-se investigar o uso do resíduo de crustáceos e moluscos, como material de lastro no processo de coagulação lastreada de água e esgoto.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. J.; GZAR, H. A.; RAHI, M. N. (2021). Oilfield-produced water characteristics and treatment technologies: a mini review. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, Volume 1058, 1st Conference on Science and Technology for Early Career Researchers and Postgraduate Students (STEPS 2020) 20th-22nd December 2020, Erbil, Iraq. IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng. 1058012063. DOI:10.1088/1757-899X/1058/1/012063
- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6502:1995 — **Rochas e solos: terminologia**. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.
- ABUHASEL, K.; KCHAOU, M.; ALQURAISH, M.; MUNUSAMY, Y.; JENG, Y.T. (2021). Oily Wastewater Treatment: Overview of Conventional and Modern Methods, Challenges, and Future Opportunities. **Water**, 2021, 13, 980. DOI : <https://doi.org/10.3390/w13070980>
- AL-GHOUTI, M.A.; AL-KAABI, M.; ASHFAQ, M.Y.; DA'NA, D. (2019). Produced water characteristics, treatment and reuse: a review. **J. Water Proc. Eng.**, 28 (2019), pp. 222-239. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.001>
- AL-QODAH, Z.; Y. AL-QUDAH AND E. ASSIREY. (2020). Combined biological wastewater treatment with electrocoagulation as a post-polishing process: A review. **Sep. Sci. Technol.**, 2020, 55, 2334 —2352. DOI: 10.1080/01496395.2019.1626891
- AMAKIRI, K. T.; OGOLO, N. A.; ANGELIS-DIMAKIS, A; ALBERT, O. (2023). Physicochemical assessment and treatment of produced water: A case study in Niger delta Nigeria. **Petroleum Research**, v. 8, n. 1, p. 87–95, 1 mar. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ptlrs.2022.05.003>
- AMAKIRI, K. T.; CANON, A. R.; MOLINARI, M.; ANGELIS-DIMAKIS, A. (2022). Review of oilfield produced water treatment technologies. **Chemosphere**. Volume 298, July 2022, 134064. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134064>
- ANP – AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEL. (2025). **Plano de Desenvolvimento Aprovado Decisão de Diretoria nº 0193/2025, de 10/04/2025. – Tartaruga, 2025**. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/exploracao-e-producao-de-oleo-e-gas/desenvolvimento-e-producao/pd/tartaruga.pdf>
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (2017) **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 23. Ed.** Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Banho residual e efluente líquido — Determinação do teor de óleos e graxas totais, minerais e vegetais**. NBR 13348:2016.
- BADAWI, A.K.; SALAMA, R.S.; MOSTAFA, M.M.M. (2023). Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: a review of recent developments. **RSC Adv.** 2023 jun. DOI: 26;13(28):19335-19355.
- BAHRODIN, M.B., ZAIDI, N.S., HUSSEIN, N., SILLANPÄÄ, M., PRASETYO, D.D., SYAFIUDIN, A. (2021). Recent advances on coagulation-based treatment of wastewater:

transition from chemical to natural coagulant. **Curr Pollut Rep** 7, 379–391. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00191-7>

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2007). **Resolução CONAMA nº 393, de 8 de agosto de 2007**. Publicada no DOU nº 153, de 9 de agosto de 2007, Seção 1, páginas 72-73. Dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, e dá outras providências.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2011). **Resolução CONAMA nº 430 de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005.

CHAITRA, H. (2017). Removal of Total Suspended Solids and Turbidity by Actiflo Process Using Microsand. **IJRET: International Journal of Research in Engineering and Technology**. eISSN: 2319-1163 | pISSN: 2321-7308. Volume: 06 Issue: 08 | Aug-2017. DOI: 10.15623/ijret.2017.0608020

CHENG, MQ; Liu, M; Chang, LR, *et al.* (2023) Overview of structure, function and integrated utilization of marine shell. **Sci Total Environ** 2023, 870: 161950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161950>.

CUI, HONGMEI AND HUANG, XING AND YU, ZHONGCHEN AND CHEN, PING AND CAO, XIAOLING. (2020). Application progress of enhanced coagulation in water treatment. **RSC Adv.**, 2020. Volume 10, issue 34. 20231-20244. The Royal Society of Chemistry. DOI: <http://dx.doi.org/10.1039/D0RA02979C>

DAS, N.; OJHA, N. AND MANDAL, S. K. (2021). Wastewater treatment using plant-derived bioflocculants: green chemistry approach for safe environment. **Water Sci. Technol.**, 2021, 83, 1797 —1812. DOI: 10.2166/wst.2021.100

DAS, NAMITA; HIMADRI RAJPUT; ASHRAF ALY HASSAN AND SANDEEP KUMAR. (2023). Application of Different Coagulants and Cost Evaluation for the Treatment of Oil and Gas Produced Water. **Water** 15, no. 3: 464. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15030464>

DESJARDINS, C.; KOUDJONOU, B.; DESJARDINS, R. (2002). **Laboratory study of ballasted flocculation**. *Water Res.*, 2002, 30, 744 —754. DOI : [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00256-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00256-1)

EL-TAWEEL, REEM M.; NORA MOHAMED, KHLOOD A. ALREFAEY, SH HUSIEN, A.B. ABDEL-AZIZ, ALYAA I. SALIM, NAGWAN G. MOSTAFA, LOBNA A. SAID, IRENE SAMY FAHIM, AHMED G. RADWAN. (2023). A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**. Volume 6, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2023.100358>

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Matriz energética e elétrica**. 2022. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>. Acesso em: 6 de jun. de 2025.

FENG, L.; LI, X.; LU, W.; LIU, Z.; XU, C.; CHEN, Y.; ZHENG, H. (2020). Preparation of a graft modified flocculant based on chitosan by ultrasonic initiation and its synergistic effect with kaolin for the improvement of acid blue 83 (AB 83) removal. **Int. J. Biol. Macromol.** 2020, 150, 617–630. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.02.076>

FERRARESI, T. M.; SILVA, W. T. L.; MATIN-NETO, L.; SILVEIRA, P. M.; MADARI, B. E. (2012). Espectroscopia de infravermelho na determinação da textura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG**, v. 36, p. 1769–1777, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600010>

GALDINO, C.J.S.; MAIA, A.D.M.; MEIRA, H.M.; SOUZA, T.C.; AMORIM, J.D.P.; ALMEIDA, F.C.G.; COSTA, A.F.S.; SARUBBO, L.A. (2020). Use of a bacterial cellulose filter for the removal of oil from wastewater. **Process Biochem.** 2020, 91, 288–296. DOI: 10.1016/j.procbio.2019.12.020

GAMAGE, A., JAYASINGHE, N., THIVIYA, P., WASANA, M. L. D., MERAH, O., MADHUJITH, T., & KODURU, J. R. (2023). Recent Application Prospects of Chitosan Based Composites for the Metal Contaminated Wastewater Treatment. **Polymers**, 15(6), 1453. DOI: <https://doi.org/10.3390/polym15061453>

GASPERI, JOHNNY; BASTIEN, LABORIE; ROCHER, VINCENT . (2012). Treatment of combined sewer overflows by ballasted flocculation: Removal study of a large broad spectrum of pollutants. **Chemical Engineering Journal**. Volumes 211–212, 15 November 2012, Pages 293–301. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.025>

GETAHUN, M., ASAITHAMBI, P., BEFEKADU, A., & ALEMAYEHU, E. (2024). Chemical oxygen demand removal from wet coffee processing wastewater using indigenous natural coagulants: Optimization through response surface methodology. **Desalination and Water Treatment**, 317, 100217. DOI : <https://doi.org/10.1016/J.DWT.2024.100217>

GREGORY, JOHN; DUAN, JINMING. (2001). Hydrolyzing Metal Salts as Coagulants. **Pure Appl. Chem.**, Vol. 73, No. 12, pp. 2017–2026, 2001. DOI: 10.1351/pac200173122017

HE, WEIPENG; LUO, JIACHENG; JIN-GUO, HUANG; TANG, CHEN; YANG, ZHEN. (2024). Two-stage injection of polymer and microsand during ballasted flocculation for treating kaolin waters with or without humic acid: Floc evolutionary characteristics, performance and mechanisms. **Water Research** 259 (2024) 121846. ISSN 1879-2448. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121846

HE, WEIPENG; XIE, ZHOULONG; LU, WENJING; HUANG, MAOLIN; MA, JINGWEI. (2019). Comparative analysis on floc growth behaviors during ballasted flocculation by using aluminum sulphate (AS) and polyaluminum chloride (PACl) as coagulants. **Separation and Purification Technology**, 213(), 176–185. DOI:10.1016/j.seppur.2018.12.043

HOU, J.; AYDEMIR, B.E.; DUMANLI, A.G. (2021). Understanding the structural diversity of chitins as a versatile biomaterial. **Philos. Trans. R. Soc. Math. Phys. Eng. Sci.** 2021, 379, 20200331. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsta.2020.0331>

JI, X., LI, Z., WANG, M., YUAN, Z., & JIN, L. (2024). Response Surface Methodology Approach to Optimize Parameters for Coagulation Process Using Polyaluminum Chloride (PAC). **Water**, 16(11), 1470. <https://doi.org/10.3390/w16111470>

JIANG, X., LI, Y., TANG, X., JIANG, J., HE, Q., XIONG, Z., ZHENG, H. (2021). Biopolymer-based flocculants: a review of recent technologies. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 28, 46934–46963. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15299-y>

KRISHNAN, M. R.; OMAR, H.; ALDAWSARI, Y.; AL SHIKH ZIEN, B.; KATTASH, T.; LI, W.; ALSHARAEH, E. H. (2022). Insight into thermo-mechanical enhancement of polymer nanocomposites coated microsand proppants for hydraulic fracturing. **Heliyon**, v. 8, n. 12, p. e12282, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12282>

KUMAR, S., GHOSH, N. C., & KAZMI, A. A. (2016). Ballasted sand flocculation for water, wastewater and CSO treatment. **Environmental Technology Reviews**, 5(1), 57–67. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1207715>

KURNIAWAN, S.B., IMRON, M.F., CHIK, C.E.N.C.E., OWODUNNI, A.A., AHMAD, A., ALNAWAJHA, M.M., RAHIM, N.F.M., SAID, N.S.M., ABDULLAH, S.R.S., KASAN, N.A., ISMAIL, S., OTHMAN, A.R., HASAN, H.A. (2022). What compound inside biocoagulants/bioflocculants is contributing the most to the coagulation and flocculation processes? *Sci. Total Environ.* 806, 150902. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150902>

KURNIAWAN, S.B.; ABDULLAH, S.R.S.; IMRON, M.F.; SAID, N.S.M.; ISMAIL, N.'.; HASAN, H.A.; OTHMAN, A.R.; PURWANTI, I.F. (2020). Challenges and Opportunities of Biocoagulant/Bioflocculant Application for Drinking Water and Wastewater Treatment and Its Potential for Sludge Recovery. **Int. J. Environ. Res. Public Health** 2020, 17, 9312. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17249312>

LAKSHMI, D. S.; RAVINDRAN, L.; MAIDA MARY, P. J.; RATHIKA, G.; SREEKALA, M. S.; MUNISAMY, S. (2024). Valorization of crustacean shells: Preparation, characterization, and chemical modification of nano-chitin biopolymer membrane for application in water purification. **Waste and Biomass Valorization**, v. 15, n. 11, p. 6067–6090, juin. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02601-5>

LEE, W-H., KIM, J-O. (2023). Enhanced ballasted flocculation process using magnetitebased ballast materials and a vortex flash mixer for drinking water treatment in response to both flood and dry seasons. **Chem. Eng. J.** 474, 145589. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.145589>

LIBÂNIO, MARCELO. (2010). **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. 3ª Edição.** Campinas, SP; Editora Átomo, 2010.

LIU, Y.; LU, H.; LI, Y.; XU, H.; PAN, Z.; DAI, P.; WANG, H.; YANG, Q. (2021). A Review of Treatment Technologies for Produced Water in Offshore Oil and Gas Fields. **Science of The Total Environment** (2021), p. 145485. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145485>

M. BENDIXEN, J. BEST, C. HACKNEY, L.L. IVERSEN. Time is running out for sand. **Nature**, 571 (2019), pp. 29-31, 10.1038/d41586-019-02042-4

MACCZAK, P., KACZMAREK, H., & ZIEGLER-BOROWSKA, M. (2023). Application of Chitosan and Its Derivatives as Bioflocculants for Iron and Turbidity Removal from Filter Backwash Water. **Water**, 15(16), 2913. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15162913>

MEDEIROS, A. D. M. D., SILVA JUNIOR, C. J. G. D., AMORIM, J. D. P. D., DURVAL, I. J. B., COSTA, A. F. D. S., & SARUBBO, L. A. (2022). Oily Wastewater Treatment: Methods, Challenges, and Trends. **Processes**, 10(4), 743. <https://doi.org/10.3390/pr10040743>

MOHAN, K.; MURALISANKAR, T.; JAYAKUMAR, R.; RAJEEV GANDHI, C. A study on structural comparisons of α -chitin extracted from marine crustacean shell waste. **Carbohydrate Polymer Technologies and Applications**, v. 2, p. 100037, dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.carpta.2021.100037>

MURUJEW, O.; GEOFFROY, J.; FOURNIE, E.; GIOACCHINI, E.S.; WILSON, A. ; VALE, P.; JEFFERSON, B.; PIDOU, M. (2020). The impact of polymer selection and dose on the incorporation of ballasting agents onto wastewater aggregates. **Water Res.**, 170 (2020), Article, 115346. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115346>

NOWL, MAHIN SAIF; PRAVEEN, LAKKIMSETTI LAKSHMI; AMBILI, V.; SINGH, SANDEEP; SAMAD, UBAIR ABDUS; SEIKH, ASIFUL HOSSAIN; DUTTA, SAIKAT; MANDAL, SAUMEN. (2024). A comparative analysis of crustacean exoskeletons: structural, microstructural, morphological, and UV absorption studies. **Materials Research Express**, v. 11, n. 8, 085405, ago. 2024. DOI: 10.1088/2053-1591/ad6bf0.

OKORO, O. (2021). Ballasted Flocculation for the Removal of Trace Petroleum Hydrocarbons from Surface Water [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. **PolyPublie**. DOI: <https://publications.polymtl.ca/6651/>

OLIVEIRA, LIDIANE SANTANA ; ANGULO, SERGIO CIRELLI ; JOHN ; VANDERLEY M. (2024) .Quantifying the informal sand market and its consequences: The case of Brazil. **Environmental Development**. Volume 51, September 2024, 101032. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2024.101032>

PRODUCED WATER SOCIETY (PWS). (2020). Global Hydrocarbon Production', **Produced Water Society**. <https://www.producedwatersociety.com/>

QASIM, M., PARK, S., KIM, J.-O. (2020). The role of ballast specific gravity and velocity gradient in ballasted flocculation. **J. Hazard. Mater.** 399, 122970. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122970>

RABAH, A. A.; OMER, M. B. (2012). Polyaluminum chloride as oil-water emulsions destabilizer. **Journal of Petroleum and Gas Exploration Research**, v. 2, n. 7, p. 135–138, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/258104840_Polyaluminum_chloride_as_oil-water_emulsions_destabilizer

RAJBONGSHI, A.; GOGOI, S.B. (2024). A review on oilfield produced water and its treatment technologies. **Pet. Res.** 2024, 9, 640–656. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ptlrs.2024.06.003>

SANG, Y., LU, T., LU, X., WANG, S., SHAO, X., HAN, Y., LI, L. (2022). Pilot-scale microsandballasted flocculation of wastewater: turbidity removal, parameters optimization, and mechanism analysis. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 29, 32161–32170. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18453-8>

SANTANA & ARAGÃO JÚNIOR (2023). Aproveitamento De Resíduos Da Mariscagem E Da Maricultura: Revisão Sistemática Da Literatura Com Meta-Análise. **HOLOS**, Ano 39, v.4, e10110, 2023. DOI: 10.15628/holos.2023.10110.

SANZA, J.; GUERREROA, L.; ORTEGAA, J.M.; FERRERB, C.; MIGUEL B, D.; MARTINEZC, F. (2007). Application of the new solution ACTIDisc® on secondary effluent reclamation in Castellón de la Plana. **Desalination** 204 (2007) 189–197. 0011-9164/07/\$– See front matter © 2007 Published by Elsevier B.V. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.539>

SARAIVA, ALAN GURGEL; PEREIRA, KLEITON LUIZ SOUSA. Ações de sustentabilidade do descarte e utilização de conchas de mariscos na comunidade pesqueira do distrito de Livramento, Santa Rita (PB). **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 189–200, 2019. DOI: 10.34024/revbea.2019.v14.2710.

SARAVANAN, A.; SENTHIL KUMAR, P.; YUVARAJ, D.; JEEVANANTHAM, S.; AISHWARIA, P.; GNANASRI, P. B.; GOPINATH, M.; RANGASAMY, G. A review on extraction of polysaccharides from crustacean wastes and their environmental applications.

Environmental Research, v. 221, p. 115306, 15 mar. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115306>

SARITHA, V., SRINIVAS, N. & SRIKANTH VUPPALA, N.V. (2017). Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. **Appl Water Sci** 7, 451–460 (2017). <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0262-y>

SATHTHASIVAM, J.; OGUNBIYI, O.; LAWLER, J.; LIU, Z. (2024). An eco-friendly approach to separate emulsified oil from water using all natural materials of chitosan and beach sand. **Cleaner Materials**; Volume 13, September 2024, 100270. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100270>

SATHTHASIVAM, JAYAPRAKASH; OGUNBIYI, OLUWASEUN; LAWLER, JENNY; AL-REWAILY, RADEE; LIU, ZHAOYANG. (2022). Evaluating dissolved air flotation for oil/water separation using a hybridized coagulant of ferric chloride and chitosan. **Journal of Water Process Engineering**, Volume 47, 2022, 102836, ISSN 2214-7144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102836>.

SILVA, DENYO; DEBACHER, NITO ANGELO; CASTILHOS JUNIOR, ARMANDO BORGES DE; ROHERS, FABIO. (2010) Caracterização Físico-Química E Microestrutural De Conchas De Moluscos Bivalves Provenientes De Cultivos Da Região Litorânea Da Ilha De Santa Catarina. **Quim. Nova**, Vol. 33, No. 5, 1053-1058, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000500009>

SOUZA, JOSY SUYANE DE BRITO. Tratamento de água produzida utilizando microemulsão formulada a partir de tensoativos de origem vegetal. (2023). Tese (doutorado) – **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química - Universidade Federal da Bahia** - Escola Politécnica, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/37955/1/TESE%20FINAL%20J%C3%94SY.pdf>

TURNER T. AND YILDIZ. ,Y. (2024). Treatment of Vegetable Oil Industry Wastewaters with Coagulation-flocculation Methods. **DUJE**, vol. 15, no. 2, pp. 533–540, 2024. DOI: 10.24012/dumf.1472338.

USEPA. U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1996). Development Document for Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Coastal Subcategory of the Oil and Gas Extraction Point Source Category. **EPA** Number: 821R96023. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/o_g_coastal_dd_1996.pdf

WALLS, J.; ROGEL, G.; QUAYE, G.; OBIOMAH, V.; YURUKCU, M. (2024). Recent Advances in Technology for Produced Water in the Oil and Gas Industry. **Preprints** 2024, 2024041817. <https://doi.org/10.20944/preprints202404.1817.v1>

YOUNG, JAMES C.; EDWARDS, FINDLAY G. (2003). Factors Affecting Ballasted Flocculation Reactions. **Water Environment Research**. Volume 75, Issue 3. May, 2003. Pages 195-284. DOI: <https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.2175/106143003X141051>

ZAFISAH, N. S.; ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; JOHNSON, D. J. (2020). Interaction between ballasting agent and flocs in ballasted flocculation for the removal of suspended solids in water. **J. Water Process Eng.**, 33 (2020), pp. 1-6. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101028>

ZHANG, H.; GAO, C.; ZHANG, H.; SONG, N.; CAO, Q. (2024). Recent advances on the treatment of oilfield-produced water by advanced oxidation processes: A review. 2024. **Water Reuse** Vol 00 No 0,1. <https://doi.org/10.2166/wrd.2024.003>

ZHANG, M.; LI, H.; WANG, C.; WANG, Z.; LIU, D.; YANG, T.; DENG, Z.; YUAN, G. (2022). Performance Enhancement of the Poplar Wood Composites Biomimetic Mineralized by CaCO₃. **ACS Omega** 2022, 7 (33), 29465– 29474, DOI: 10.1021/acsomega.2c03960.

ZHAO SU, XING LI, YAN YANG, ZHOU ZHI, YAN WU. (2013). Ballasted Flocculation of Micro-Sand/Magnetic Powder for Landscape Water Treatment. **Advanced Materials Research**; Volume 777; ISSN 56-59. DOI: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.777.56>

ZHAO, C.; ZHOU, J.; YAN, Y.; YANG, L.; XING, G.; LI, H.; WU, P.; WANG, M.; ZHENG, H. (2021). Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: A review. **Science of The Total Environment**, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142795

ZHAO, D., HUANG, W.-C., GUO, N., ZHANG, S., XUE, C., & MAO, X. (2019). Two-Step Separation of Chitin from Shrimp Shells Using Citric Acid and Deep Eutectic Solvents with the Assistance of Microwave. **Polymers**, 11(3), 409. DOI: <https://doi.org/10.3390/polym11030409>

ZHAO, Y.; CHANG, C.; JI, H.; LI, Z. (2024). Challenges of petroleum wastewater treatment and development trends of advanced treatment technologies: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 12, 2024, 113767. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113767>

ZIJIAN REN, MENG JIANG , DINGJIANG CHEN, YADONG YU, FEI LI , MING XU , STEFAN BRINGEZU, BING ZHU. Stocks and flows of sand, gravel, and crushed stone in China (1978–2018): Evidence of the peaking and structural transformation of supply and demand. **Resources, Conservation and Recycling**. Volume 180, May 2022, 106173. DOI : <https://doi-org.ez20.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.resconrec.2022.106173>