

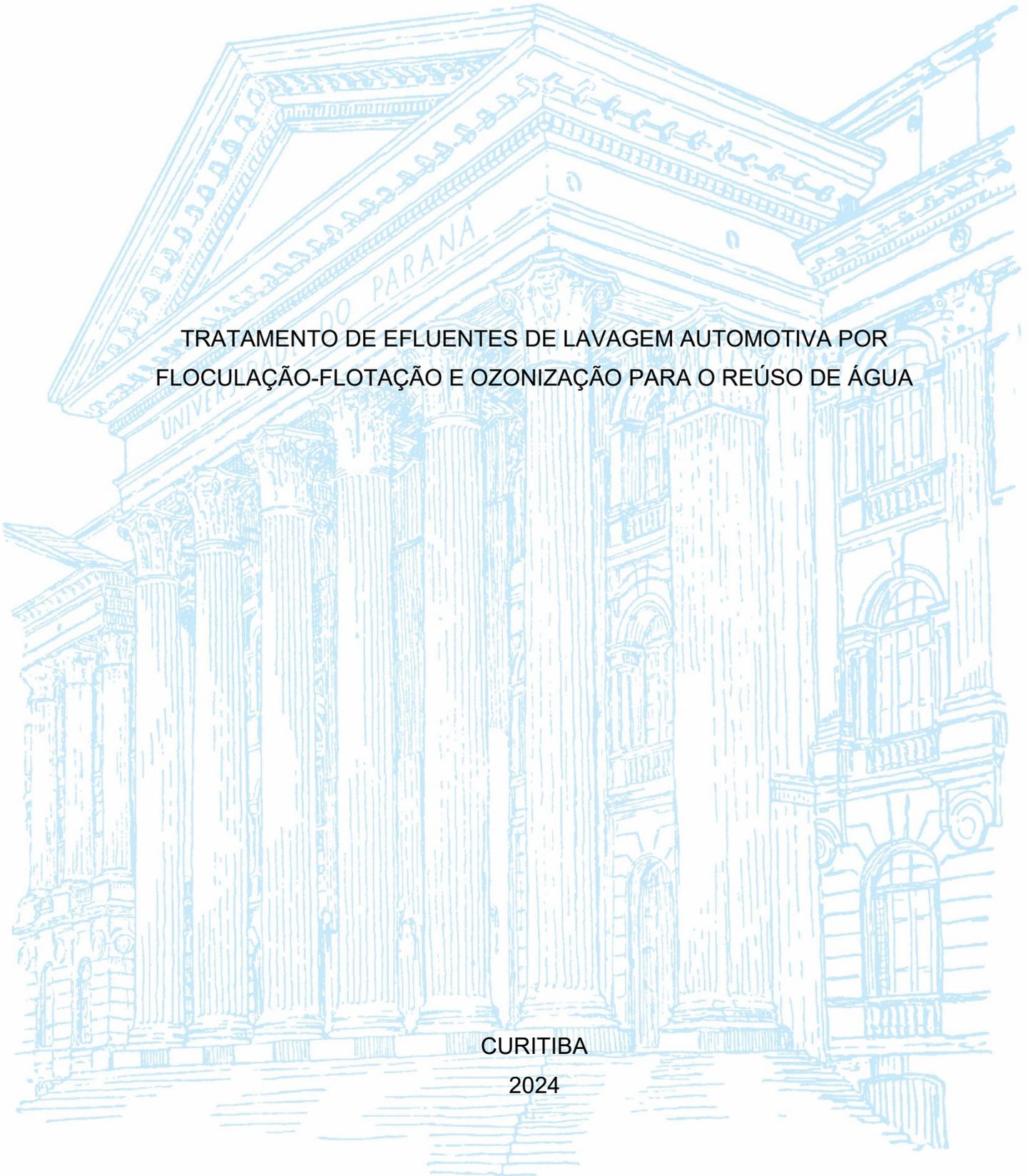
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MIRELLY LACERDA PINHEIRO

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM AUTOMOTIVA POR
FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO E OZONIZAÇÃO PARA O REÚSO DE ÁGUA

CURITIBA

2024



MIRELLY LACERDA PINHEIRO

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM AUTOMOTIVA POR
FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO E OZONIZAÇÃO PARA O REÚSO DE ÁGUA

Trabalho de Conclusão de Curso II apresentado
como requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental, Setor de
Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare

CURITIBA

2024



TERMO DE APROVAÇÃO DE PROJETO FINAL

MIRELLY LACERDA PINHEIRO

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM AUTOMOTIVA POR FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO E OZONIZAÇÃO PARA O REÚSO DE ÁGUA

Projeto Final de Curso, aprovado como requisito parcial para a obtenção do Diploma de Bacharel em Engenharia Ambiental no Curso de Graduação em Engenharia Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, com nota 95, pela seguinte banca examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br RAMIRO GONCALVES ETCHEPARE
Data: 12/12/2024 14:11:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientador(a): _____
Prof. Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare
Departamento de Hidráulica e Saneamento / UFPR

Documento assinado digitalmente
gov.br ANA FLAVIA LOCATELI GODOI
Data: 19/12/2024 18:23:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Membro(a) 1: _____
Prof. Dra. Ana Flávia Locatelli Godoi
Departamento de Engenharia Ambiental / UFPR

Documento assinado digitalmente
gov.br HELOISE GARCIA KNAPIK
Data: 20/12/2024 14:12:34-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Membro(a) 2: _____
Prof. Dra. Heloise Garcia Knapik
Departamento de Hidráulica e Saneamento / UFPR

Curitiba, 09 de dezembro de 2024

Este trabalho é dedicado à todas as conexões que me inspiraram a alcançar cada conquista.

AGRADECIMENTOS

Chegar ao fim desta jornada acadêmica é uma conquista que não teria sido possível sem o apoio e contribuição de diversas pessoas. Neste momento de gratidão, expresso meus sinceros votos de agradecimento.

Primeiramente, agradeço à Fonte da minha vida, Deus, que me sustentou e alicerçou durante toda a minha vida e jornada acadêmica, que me deu forças para continuar quando eu achava que já não conseguiria mais, e que me dá propósito todos os dias para seguir em frente.

Agradeço ao meu Orientador/Professor, Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare, pela paciência, compreensão, orientação e sabedoria compartilhada ao longo deste trabalho. Seus conselhos, dicas, orientações e *insights* foram fundamentais para o desenvolvimento e aprimoramento deste estudo. Obrigada pela confiança e por acreditar em mim.

À minha família, meu porto seguro, em especial à minha mãe, Márcia Lacerda, que sempre esteve ao meu lado, incentivando, apoiando e compreendendo os desafios deste percurso. Cada sacrifício dela é refletido nessa conquista, e por isso, dedico a ela todo o mérito.

Aos amigos que caminharam comigo durante essa trajetória, compartilhando não apenas risos, mas também momentos de laboratório, estudo, incentivo e superação, meu muito obrigada. Destaco aqui minhas companheiras desde o início ao fim da graduação Brenda e Roberta, meus parceiros de laboratório Nestor e Airton, e meus amigos queridos, Marcos Barros, Marcela e Thamyres. Suas amizades e parceria tornaram os dias mais leves e as dificuldades mais superáveis. Em nome deles agradeço a todos os amigos e colegas que somaram nessa trajetória.

À APEAM – Associação Paranaense dos Engenheiros Ambientais, gostaria de expressar minha sincera gratidão, cuja colaboração e expertise compartilhadas foram fundamentais para enriquecer meu entendimento sobre as questões ambientais e associativistas. Além disso, um agradecimento especial aos amigos excepcionais que tive a sorte de conhecer através desta Associação. Cito os nomes de Helder Rafael Nocko, Luiz Guilherme Grein Vieira, Mariana Gluck, Luiza Scarpim, Ian Ribeiro, e em nome deles todos os outros que trocaram comigo e me ensinaram nessa jornada. As trocas de conhecimento, experiências e amizades foram verdadeiros pilares de apoio, tornando esta caminhada não apenas educativa, mas também memorável. A APEAM

e seus membros desempenharam um papel crucial no meu desenvolvimento profissional e pessoal, e por isso, dedico parte do mérito desta conquista a essa valiosa comunidade.

À EnvEx Engenharia e Consultoria, minha segunda casa que, por meio de seus diretores Helder Nocko e André Luciano Malheiros, me acolheu com dedicação, ensinou com sabedoria, exortou com firmeza e me orientou na transição de estudante para profissional. Agradeço por me proporcionar uma formação sólida, fundamentada em princípios, valores, ética, excelência técnica e profissional, resiliência e, acima de tudo, no compromisso de tornar o mundo cada vez mais sustentável. Muito obrigada.

Ao Crea-PR e CreaJr-PR, que desempenharam um papel fundamental na minha trajetória acadêmica, agradeço pela oportunidade de atuar como Membro Dirigente, Coordenadora da Regional Curitiba e Coordenadora Estadual Adjunta no Programa CreaJr-PR. Essa parceria proporcionou não apenas conexões valiosas, mas também um aperfeiçoamento pessoal e profissional que transcende os limites acadêmicos, contribuindo significativamente para minha formação como Engenheira, Líder. Agradeço especialmente aos profissionais que fizeram parte dessa jornada: o Gerente da Regional Curitiba Eng. Agr. Eduardo Ramires, o Assessor do CreaJr-PR Eng. Eletric. André Pagani, o Ex-Presidente do Crea-PR Eng. Civ. Ricardo Rocha, o Presidente do Crea-PR Eng. Agr. Clodomir Ascari, o Gerente do DRI Claudemir Prattes, a Coordenadora Estadual do CreaJr-PR 2024 Isadora Artico, o Coordenador Estadual do CreaJr 2025 Mateus Pizzatto, a Coordenadora Adj. da Regional Curitiba 2023 Eng. Agr. Thauane Cordeiro, e todos os Coord. Regionais de 2024 do CreaJr-PR, e em nome deles estendo minha profunda gratidão aos que fazem e fizeram parte desse programa tão importante na formação de lideranças no Paraná e no Brasil.

Aos colegas de curso e professores, que compartilharam conhecimentos e experiências, contribuindo para o enriquecimento do aprendizado, expressei minha gratidão.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para o meu crescimento pessoal e acadêmico. Este é um marco que celebramos juntos.

Que este trabalho não seja apenas um ponto final, mas sim uma vírgula, indicando que novos capítulos estão por vir. Muito obrigada a todos que fizeram parte desta trajetória comigo.

"Os que semeiam com lágrimas colherão com alegria."

– Salmo 126:5

RESUMO

O tratamento de efluentes provenientes da lavagem automotiva é um desafio crescente devido aos altos volumes de resíduos líquidos gerados nesse processo e à sua descarga frequentemente inadequada nos corpos d'água, resultando em sérios impactos ambientais. Este estudo busca avaliar a eficácia de um sistema de tratamento de águas residuárias de lavagem de veículos utilizando tecnologias de coagulação-floculação-flotação e ozonização. Estudos recentes mostram que a integração de tecnologias, como ozonização, pode aumentar a eficiência na remoção de poluentes persistentes, como surfactantes aniônicos, DQO e sólidos dissolvidos totais (SDT) (Aboulhassan, 2023; Kaleta, 2013). A metodologia adotada inclui a coleta de amostras, realização de tratamento físico-químico com coagulante (cloreto de polialumínio), seguido por ozonização em escala de bancada. Os resultados preliminares de caracterização do efluente bruto revelam uma composição complexa de concentrações para os parâmetros analisados. A comparação desses dados com legislações ambientais evidencia desvios dos limites estabelecidos para parâmetros como turbidez, DQO e concentração de surfactantes, apontando para um impacto ambiental e necessidade de tratamento para mitigar esses efeitos adversos. Adicionalmente, os resultados iniciais demonstram que a integração de tratamentos híbridos pode melhorar a qualidade da água tratada, promovendo seu reúso sustentável para atividades urbanas não potáveis, como irrigação e lavagem de veículos. Este trabalho estabelece uma base para a implementação e avaliação futura do sistema proposto, visando apoiar a gestão sustentável dos efluentes da lavagem de veículos e a conservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: tratamento de efluentes; lavagem de veículos; tratamento integrado; ozonização.

ABSTRACT

The treatment of wastewater from car washing is an increasing challenge due to the high volumes of liquid waste generated in this process and its often inadequate discharge into water bodies, resulting in serious environmental impacts. This study aims to evaluate the effectiveness of a car wash wastewater treatment system using coagulation-flocculation-flotation and ozonation technologies. Recent studies indicate that integrating technologies such as ozonation can enhance the removal efficiency of persistent pollutants, including anionic surfactants, COD, and total dissolved solids (TDS) (Aboulhassan, 2023; Kaleta, 2013). The adopted methodology includes sample collection, physical-chemical treatment with a coagulant (poly-aluminum chloride), followed by bench-scale ozonation. Preliminary characterization results of raw wastewater reveal a complex composition with significant concentrations for the analyzed parameters. Comparing these data with environmental regulations highlights substantial deviations from established limits for parameters such as turbidity, COD, and surfactant concentration, indicating environmental impact and the need for treatment to mitigate these adverse effects. Additionally, initial results demonstrate that integrating hybrid treatments can improve the quality of treated water, promoting its sustainable reuse for non-potable urban activities such as irrigation and vehicle washing. This study lays the groundwork for the future implementation and evaluation of the proposed system, aiming to support the sustainable management of car wash effluents and the conservation of water resources.

Keywords: Effluent treatment; Vehicle washing; Integrated treatment; Ozonization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Coleta da amostra de efluente bruto no <i>lava car</i>	33
Figura 2 – Esquema das etapas do estudo em escala de laboratório.....	34
Figura 3 – Análise para caracterização do efluente bruto, para definição de sólidos (totais e suspensos)	37
Figura 4 – Análise para caracterização do efluente bruto, para definição de DQO...38	
Figura 5 – Modelo do equipamento Jar Test utilizado nos experimentos.....	39
Figura 6 - Equipamento <i>flotatest</i> utilizado no experimento, já com o efluente bruto	40
Figura 7 - Equipamento <i>flotatest</i> utilizado no experimento durante o tratamento físico-químico.....	41
Figura 8 - Gerador de ozônio por efeito corona da marca Phizolon.	43
Figura 9 -. Coluna de ozonização.....	43
Figura 10 - Aspecto visual da amostra 1 de efluente bruto	46
Figuras 11 - Aspecto visual da amostra 3 de efluente bruto	46
Figuras 12 - Aspecto visual da amostra 4 de efluente bruto	46
Figura 13 – Amostras após passarem pelo processo de ozonização.	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Capacidade de veículos e consumo de água de acordo com o tipo de técnica utilizada nas lavagens de veículos.....	13
Tabela 2 – Características de águas residuárias de lavagem de veículos.....	18
Tabela 3 – Parâmetros, respectivas unidades e método de análise	36
Tabela 4 - Parâmetros constantes de mistura na coagulação-floculação	39
Tabela 5 – Resultado da caracterização do efluente bruto por parâmetro das amostras 1 a 5	45
Tabela 6 – Limites legais de lançamento e reúso de água de acordo com legislações aplicáveis comparados com os resultados das análises do efluente bruto.	48
Tabela 7 - Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico das Amostras	51
Tabela 8 - Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 1.....	78
Tabela 9 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 2.....	78
Tabela 10 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 3.....	79
Tabela 11 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 4.....	79
Tabela 12 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 5.....	80

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHS	Departamento de Hidráulica e Saneamento
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
EUA	Estados Unidos da América
G	Gradiente de Mistura
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IAT	Instituto Água e Terra
JarTest	Equipamento de Teste de Jarros
L	Litros
LABEAM	Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto
LAS	Linear Alquil Benzeno Sulfonato de Sódio
m ³	Metros cúbicos
MF	Microfiltração
mg	Miligramas
NBR	Norma Brasileira
NF	Nanofiltração
OMS	Organização Mundial da Saúde
OR	Osmose Reversa
PAC	Cloreto de Polialumínio
pH	Potencial Hidrogeniônico
PR	Paraná
PUB	Public Utilities Board
PURAE	Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações
RPM	Rotações por Minuto
SAO	Caixa Separadora de Água e Óleo
SEDEST	Secretaria Estadual do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
T	Tempo de Mistura
UF	Ultrafiltração
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
U.S.	United States
µm	Micrômetros

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
1.1 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	8
1.2 OBJETIVOS	9
1.2.1 Objetivo Geral	9
1.2.2 Objetivos específicos.....	9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 LAVAGEM DE VEÍCULOS	11
2.1.1 Descrição da atividade e etapas do processo	11
2.1.2 Tipos de veículos e consumo de água	12
2.2 ASPECTOS AMBIENTAIS	13
2.2.1 Uso de produtos químicos	13
2.2.2 Geração de efluentes	14
2.3 DISPOSITIVOS DE CONTROLE AMBIENTAL	14
2.3.1 Separação de Água e Óleo	15
2.3.2 Tanques de Sedimentação.....	16
2.3.3 Filtros de Areia	17
2.4 EFLUENTES DE LAVAGEM DE VEÍCULOS	17
2.4.1 Características do Efluente de Lavagem de Veículos	17
2.5 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM DE VEÍCULOS	19
2.5.1 Tratamentos Físico-Químicos	20
2.5.2 Tratamento Biológico.....	23
2.5.3 Processos de Separação por Membrana	23
2.5.4 Adsorção em carvão ativado	25
2.5.5 Ozonização	26
2.5.6 Tratamentos Híbridos	27
2.6 REÚSO DE ÁGUA: REGULAMENTAÇÕES	29
2.7 LEGISLAÇÕES E NORMAS TÉCNICAS APLICÁVEIS PARA O EFLUENTE DE ESTUDO	31
3 METODOLOGIA	33
3.1 ETAPAS DO ESTUDO EXPERIMENTAL	33
3.2 LOCAL DO ESTUDO	34

3.3 TÉCNICAS E PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS	35
3.4 MÉTODOS E PROCEDIMENTOS DE ANÁLISE	36
3.4.1 Caracterização do Efluente Bruto.....	36
3.4.2 Tratamento Físico-Químico	38
3.4.3 Caracterização do Efluente Após Tratamento Físico Químico	41
3.4.4 Tratamento por Ozonização	41
3.4.5 Caracterização do Efluente Após Tratamento com Ozônio.....	43
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO	45
4.1.1 COMPARAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO COM AS LEGISLAÇÕES APLICÁVEIS	48
4.2 TRATAMENTO FÍSICO QUÍMICO – COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO 51	
4.3 TRATAMENTO OXIDATIVO – OZONIZAÇÃO.....	54
4.4 EFICIÊNCIA DO DOS PROCESSOS	57
4.5 COMPARAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO COM OS PADRÕES REGULATÓRIOS.....	59
5 CONCLUSÕES	64
6 TRABALHOS FUTUROS.....	66
7 REFERÊNCIAS.....	67
8 APÊNDICE I – TABELAS DE RESULTADOS DO TRATAMENTO FÍSICO- QUÍMICO E OXIDATIVO POR OZONIZAÇÃO	78

1 INTRODUÇÃO

A disposição de efluentes urbanos em cursos hídricos é uma das principais fontes de poluição da água e do meio ambiente. Devido às atividades urbanas, são geradas grandes quantidades de águas residuárias, que muitas vezes são lançados diretamente nos corpos d'água sem o devido tratamento. Isso tem sérios impactos na qualidade da água e dos recursos hídricos em geral, afetando diretamente a biodiversidade e a saúde humana.

Entre os tipos de efluentes urbanos produzidos estão aqueles que são gerados por meio do processo de lavagem de veículos, que utilizam grandes quantidades de água. Estes valores chegam a 130 L por automóvel (Etchepare, 2012), 500 L por caminhão (Rubio e Zaneti, 2009) e 300-500 L por ônibus (Rubio, Carissimi e Rosa, 2007; Rubio e Zaneti, 2009). Considerando uma lavagem mensal para automóveis e caminhões e uma lavagem semanal para ônibus, é estimado, no Brasil, um total de 7 milhões de metros cúbicos de água utilizados para esta finalidade por mês, equivalente ao consumo de uma cidade com 1,1 milhões de habitantes (Etchepare, 2012).

O emprego de produtos químicos, como detergentes, desengraxantes, xampus, ceras, entre outros, durante o processo de lavagem de veículos, resulta na produção de efluentes com concentrações relativamente elevadas de surfactantes, DQO, óleos, microrganismos, entre outros contaminantes (Espinoza-Montero, Martínez-Huitle e Loo-Urgilés, 2023). Diante desse cenário, faz-se imprescindível a instalação de sistemas de tratamento de águas residuárias em locais de lavagem de veículos, visando a redução na concentração de poluentes, tanto para fins de emissão ambientalmente adequada, de acordo com a legislação aplicável, como para o reúso de água.

1.1 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

No Brasil, poucas unidades realizam o tratamento adequado das águas residuais de lavagem de veículos. O método mais frequentemente empregado é o uso de caixas SAO (Separadora de Água e Óleo), que não são suficientes para a remoção de todos os contaminantes, especialmente aqueles dissolvidos, como tensoativos e carga orgânica total.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência de remoção de poluentes de um sistema de tratamento de águas residuais de lavagem de veículos em escala de bancada, utilizando tecnologias de coagulação-floculação-flotação e ozonização. O arranjo proposto combina tecnologias amplamente utilizadas no Brasil para o tratamento de água domiciliar, como coagulação-floculação, com a ozonização, uma técnica reconhecida internacionalmente, mas ainda pouco aplicada no país.

A pesquisa é especialmente relevante para países em desenvolvimento, como o Brasil, onde lacunas na legislação ambiental, acesso limitado a tecnologias avançadas e treinamento técnico insuficiente dificultam o tratamento eficaz das águas residuárias. Essa situação compromete a sustentabilidade e o acesso futuro aos recursos hídricos. Assim, o trabalho busca contribuir para a área de tratamento e recuperação de águas residuais, avaliando alternativas viáveis e acessíveis economicamente.

Os resultados obtidos serão comparados com os parâmetros estabelecidos pela legislação brasileira e estadual para descarte ou reúso de águas residuárias, verificando a viabilidade de aplicação prática das tecnologias estudadas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é aplicar e avaliar uma rota de tratamento para efluentes gerados pela lavagem de veículos, com base em experimentos conduzidos em escala laboratorial, combinando técnicas de coagulação, floculação, flotação e ozonização, visando a remoção de poluentes e diminuição de parâmetros específicos, como surfactantes, sólidos, demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e cor.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o efluente bruto, quanto à parâmetros químicos e físico-químicos;
- Aplicar em escala de laboratório e avaliar o desempenho do tratamento físico-químico integrado com a ozonização na remoção de poluentes presentes nos efluentes da lavagem de veículos.

- Verificar a conformidade do efluente tratado quanto aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental para reúso ou emissão em corpo receptor.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 LAVAGEM DE VEÍCULOS

2.1.1 DESCRIÇÃO DA ATIVIDADE E ETAPAS DO PROCESSO

Conforme discutido por Teixeira (2003) e Magalhães (2005), os estabelecimentos dedicados à lavagem de veículos operam com uma variedade de procedimentos, cada qual apresentando características e requisitos próprios. Esses métodos divergem na escolha de agentes químicos empregados, no volume de água consumido e na concentração de contaminantes presentes nos efluentes.

A categorização proposta por Teixeira (2003) e Magalhães (2005) abrange essencialmente três modos distintos de lavagem veicular:

- a) Lavagem em Túnel: Nesse método, o veículo percorre um túnel estrutural, passando pelas etapas de lavagem, enxágue, aplicação de cera e secagem simultaneamente. Durante a lavagem, é utilizada uma solução de detergente diluído em água para a remoção mecânica da sujeira, por meio de escovas e/ou jatos de água pressurizada. O enxágue é realizado com água limpa, seguido pela secagem por meio de jatos de ar. Os efluentes resultantes são coletados em uma vala localizada abaixo do equipamento. Em alguns sistemas, há uma separação entre os efluentes de lavagem e enxágue por meio de uma barreira na vala de coleta. Nos Estados Unidos, essa técnica é a mais amplamente adotada, em grande parte devido à prática predominante de reciclagem dos efluentes gerados pela lavagem e enxágue.
- b) Sistema “Rollover”: Esse sistema incorpora escovas cilíndricas que giram em torno de seu próprio eixo. Geralmente, há três escovas: duas percorrendo as laterais do veículo e uma na parte superior. O equipamento movimenta-se para frente e para trás, cobrindo toda a superfície do veículo. Durante a lavagem, o veículo permanece imóvel, e os efluentes resultantes são coletados em uma vala situada abaixo do sistema.
- c) Lavagem Manual: Nesse método, o veículo é lavado por meio de jatos alternados de alta pressão de água e ar, além de sabão. Normalmente, os efluentes são coletados em uma vala presente na rampa de lavagem. Esse tipo de lavagem é amplamente difundido no Brasil.

Neste trabalho, o foco recai sobre o tipo de lavagem manual, dado seu amplo uso no Brasil e sua relevância no contexto do estudo sobre o tratamento de efluentes gerados por essa atividade.

2.1.2 TIPOS DE VEÍCULOS E CONSUMO DE ÁGUA

O crescimento da demanda por veículos motorizados impulsionou o desenvolvimento global de instalações de lavagem, requerendo consideráveis volumes de água para a limpeza dos automóveis. Este aumento na procura por lavagens de carros foi destacado por Obura et al. (2023), refletindo a necessidade crescente desses serviços em diversas regiões do mundo.

Monney, Donkor e Buamah (2020) identificaram diferentes volumes médios de água necessários para lavar veículos de diversos tipos. De acordo com suas descobertas, o consumo médio varia significativamente, atingindo 158 L para carros de passeio, 197 L para SUVs/picapes, 370 L para ônibus/vans, 1.139 L para caminhões articulados e 1.405 L para motoniveladoras/carregadeiras.

As operações comerciais de lavagem de veículos adotam sistemas distintos, automatizados ou manuais, com consumo variando entre 150 e 350 L por veículo, conforme identificado por Mujumdar, Rajagolkar e Jadhav (2020) e Hu et al. (2022). Este intervalo expressivo evidencia a diversidade nos métodos de lavagem empregados e suas diferentes quantidades de demanda hídrica.

A análise de Brown (2002) em Phoenix, EUA, demonstra uma disparidade notável no consumo de água entre lavagens automatizadas em túneis (268 L por carro) e sistemas de autoatendimento (45 L por carro), alcançando uma diferença superior a 500%. Resultados semelhantes foram reportados por Al-Odwani, Ahmed e Bou-Hamad (2006) no Kuwait, indicando um consumo de 185 a 370 L por lavagem de carro com o tipo de lavagem interna.

Boussu et al. (2007), na Bélgica, apontaram que as lavagens automáticas, devido à sua alta capacidade, são as mais prevalentes, consumindo em média cerca de 400 L por lavagem. Isso destaca as variações significativas no uso de água, atribuídas aos diferentes equipamentos e procedimentos de lavagem empregados em distintas regiões do mundo.

A Tabela 1, adaptada da EPA (1980), apresenta a capacidade e o consumo de água associados a diferentes tipos de equipamentos utilizados em lavagens de

veículos. Esses dados reforçam a diversidade nos padrões de consumo hídrico conforme os diferentes métodos e sistemas de lavagem empregados.

Tabela 1 - Capacidade de veículos e consumo de água de acordo com o tipo de técnica utilizada nas lavagens de veículos

Tipo	Capacidade (veículos/dia)	Volume Consumido por Unidade (L/veículo)	Descarga (m³/dia)
Túnel	100-600 (média: 250)	262	75,7
Rollover	10-150 (média: 75)	112-168	11,4
Jato Manual	40-96 (média: 64)	Valores variáveis*	19,9

Fonte: adaptado de U.S. EPA (1980)

2.2 ASPECTOS AMBIENTAIS

2.2.1 USO DE PRODUTOS QUÍMICOS

A descarga de efluentes de lavagem de veículos apresenta preocupações ambientais consideráveis, especialmente em relação ao uso de produtos químicos. Monney, Donkor e Buamah (2020) e Tekere, Sibanda e Maphangwa (2016) apontam que a presença de graxa oleosa nos efluentes possui um potencial de obstruir a luz solar e restringir a reposição de oxigênio, afetando adversamente a fotossíntese nos corpos d'água. Essa ação, quando ocorre o descarte desses efluentes, pode gerar um filme de camada de óleo sobre a superfície da água, ocasionando danos ecológicos sérios nos sistemas aquáticos, conforme destacado por Kowsalya et al. (2020).

Além disso, a presença de metais pesados como Cromo (Cr), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Cádmio (Cd) associados às partes dos veículos representa uma preocupação adicional. Veréb et al. (2019) destaca que esses metais podem se acumular na cadeia alimentar, gerando efeitos genotóxicos e mutagênicos tanto em seres humanos quanto em animais.

O descarte inadequado de efluentes contendo altas concentrações de surfactante aniônico em cursos d'água é um fator preocupante, como apontado por Danha et al. (2014). Tal prática pode não apenas colocar em risco a sobrevivência de

espécies aquáticas, mas também induzir deficiência de oxigênio e contribuir para a eutrofização, desencadeando desequilíbrios no ecossistema aquático.

Assim, a gestão responsável e o tratamento adequado desses efluentes são essenciais para mitigar os impactos negativos dos produtos químicos presentes nos efluentes de lavagem de veículos, preservando a saúde dos ecossistemas aquáticos e a qualidade da água.

2.2.2 GERAÇÃO DE EFLUENTES

A geração de efluentes provenientes da lavagem de veículos constitui uma fonte significativa de poluentes que, se descartados sem tratamento adequado, podem desencadear problemas tanto para a saúde humana quanto para o meio ambiente, conforme alertado por Veréb et al. (2019).

Rai et al. (2020) e Obura et al. (2023) destacam os riscos ambientais associados ao descarte descontrolado de surfactantes sintéticos presentes nos efluentes de lavagem de veículos. A liberação desse excesso de surfactantes em corpos d'água pode acarretar na degradação dos habitats aquáticos, resultando em danos à biodiversidade. Adicionalmente, a introdução de detergentes que contêm fosfatos pode desencadear processos de eutrofização, causando desequilíbrios ecológicos nos ecossistemas aquáticos.

Diante desse cenário, torna-se imprescindível a implementação de sistemas eficazes de tratamento de efluentes para cumprir os padrões de reutilização local. Esta medida é crucial não apenas para mitigar os impactos negativos sobre o meio ambiente aquático, mas também para proteger a saúde pública dos efeitos adversos decorrentes da poluição resultante desses efluentes.

2.3 DISPOSITIVOS DE CONTROLE AMBIENTAL

Nos últimos anos, observou-se um crescimento no uso dos pequenos lavadores manuais de automóveis, equipados muitas vezes apenas com tanques de sedimentação e separadores de óleo. Esta prática consiste em um pré-tratamento dos efluentes, entretanto, em seguida, são descartados na rede de esgoto, conforme indicado por Veit et al. (2020), Monney et al. (2019), e Jönsson e Jönsson (1995).

Esses dispositivos de controle têm sido adotados para lidar com os efluentes da lavagem de veículos, visando minimizar seu impacto ambiental.

Alguns desses dispositivos de controle e processos de tratamento são detalhados nos itens a seguir.

2.3.1 SEPARAÇÃO DE ÁGUA E ÓLEO

Os separadores óleo/água, conforme mencionado por Obura et al. (2023), atuam na redução da quantidade de óleo nos efluentes, aproveitando a diferença de densidade entre a água e o óleo. Destacam-se os benefícios dessa separação nas etapas iniciais do tratamento para prevenir os impactos do óleo nas fases subsequentes dos processos, conforme discutido por Al-Odwani, Ahmed e Bou-Hamad (2007), Moazzem et al. (2018), Zaneti, Etchepare e Rubio (2011), Khan et al. (2020), e Ayub et al. (2019).

No Brasil, a legislação exige a presença de caixas separadoras de água e óleo (SAO) em estabelecimentos que lidam com derivados de petróleo, como é o caso dos lava-cars, visando mitigar a contaminação ambiental por esses resíduos, conforme estabelecido na Resolução Nº 273/2000 do CONAMA (Brasil, 2000).

A cobrança ambiental para o tratamento do efluente da lavagem de veículos pode variar entre diferentes estados e municípios, pois pode estar sujeita à legislação e regulamentação locais. Alguns estados ou municípios podem ter normas específicas que exigem condições diferenciadas para seu tratamento, enquanto outros podem isentar-se desta regulamentação, respondendo então à legislação federal.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2005; Brasil, 2011a) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água, com parâmetros específicos, incluindo metais pesados, surfactantes, óleos, graxas e outros compostos, e parâmetros como: pH, temperatura, turbidez, sólidos suspensos totais, DBO, DQO, entre outros. O descarte de efluentes de lavagem de veículos deve atender a esses parâmetros.

Em São Paulo, a Lei Municipal nº 16.160/2015 (São Paulo, 2015) criou o programa de reúso de água em postos de serviços e abastecimento de veículos e lava-rápidos. No Rio de Janeiro, a Lei Municipal nº 2.482/1996 estabelece a obrigatoriedade da implantação de caixas retentoras para estabelecimentos que

realizem a lavagem de veículos (Rio de Janeiro, 1996). Em Curitiba, a caixa separadora de água e óleo é exigida para todos estabelecimentos que desenvolvem atividades de lavagem de veículos e peças com uso de água, com descarte de águas residuárias (Curitiba, 2020).

A estrutura de um separador de areia e óleo é composta por um compartimento destinado a reduzir a velocidade do efluente oleoso, permitindo que a gravidade separe o óleo da água. Devido à densidade menor do óleo em relação à água, este naturalmente flutua na superfície. Essa desaceleração no fluxo do efluente faz com que os sólidos e outros materiais sedimentem no fundo da caixa (Costa, 2014).

Conforme Oliveira (1995) descreve, a presença de óleo em solução aquosa pode ser categorizada em quatro formas distintas: livre, disperso, emulsionado e solubilizado. O óleo livre refere-se a dispersões grosseiras constituídas por gotas com diâmetro superior a 150 μm , facilmente removíveis por processos convencionais de separação gravitacional. A presença de óleo disperso, geralmente com diâmetros de gotas entre 50 e 150 μm , também pode ser tratada por processos gravitacionais. No entanto, a eficiência de separação depende da distribuição dos diâmetros das gotas e da existência de agentes estabilizantes. Quanto ao óleo emulsionado, suas gotas possuem diâmetro inferior a 50 μm , tornando-se desafiadoras de separar por métodos gravitacionais. O tratamento usual requer processos mais avançados, como a centrifugação ou a flotação, frequentemente combinados com agentes químicos para viabilizar a remoção. O óleo solubilizado na água apresenta extrema complexidade na remoção. Nesses casos, são necessários métodos químicos especializados para seu efetivo tratamento.

A caixa separadora de água e óleo retém e separa os resíduos oleosos da água, no que se refere ao óleo livre, possibilitando o descarte do efluente na rede pública coletora de esgoto ou em galerias pluviais. Embora essa abordagem seja eficaz para minimizar os impactos ambientais causados pela disposição inadequada dos efluentes de lavagem de veículos, por se tratar de um tratamento puramente físico, há limitações na remoção de contaminantes, por exemplo, a fração de óleo quimicamente emulsionado na água não é removida por este sistema (Costa, 2014).

2.3.2 TANQUES DE SEDIMENTAÇÃO

Os tanques de sedimentação, como enfatizado por Obura et al. (2023), permitem a separação dos sólidos suspensos presentes nos efluentes, descartando-os como lodo. Tal prática nas fases iniciais do tratamento dos efluentes visa prevenir os impactos dos sólidos nas fases subsequentes dos processos, conforme defendido por Al-Odwani, Ahmed e Bou-Hamad (2007), Moazzem et al. (2018), Zaneti, Etchepare e Rubio (2011), Khan et al. (2020) e Ayub et al. (2019).

O tanque de sedimentação tem como propósito reter a água proveniente da lavagem do carro, permitindo que as partículas mais pesadas presentes no efluente se depositem no fundo do tanque. Esse processo é impulsionado pelo peso dessas partículas, levando-as a se assentar na direção da gravidade, conforme descrito por Al-Odwani, Ahmed e Bou-Hamad (2007).

2.3.3 FILTROS DE AREIA

A remoção de partículas não eliminadas na decantação sólida pode ser realizada por meio de filtros de areia, conforme destacado por Torkashvand et al. (2022).

O filtro de areia consiste em sistema que contém um leito de areia fina, geralmente sustentado por uma camada de brita, que são contidos em uma caixa com acessórios para escoar e coletar a água (Kubare e Haarhoff, 2010).

A água é inserida no sistema geralmente pela parte superior da caixa, acima da areia, fazendo com que a água cubra a areia em todos os momentos. Com o tempo, um biofilme se forma durante em volta das partículas de areia, a perda de carga aumenta e o desempenho melhora. Como o filtro é carregado periodicamente em um tempo determinado, uma parte da água carregada pode permanecer no filtro até a próxima carga (Ahammed e Davra, 2011).

2.4 EFLUENTES DE LAVAGEM DE VEÍCULOS

2.4.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DE LAVAGEM DE VEÍCULOS

2.4.1.1 Principais contaminantes

Os efluentes provenientes da lavagem de veículos apresentam uma variedade de componentes que podem representar riscos ambientais. Segundo a U.S. EPA (1999), esses efluentes são compostos principalmente por sabão, água de enxágue e cera. No entanto, além desses elementos, os efluentes são constituídos por uma diversidade de substâncias, incluindo graxa, óleo, resíduos de hidrocarbonetos, metais pesados, fosfatos, cloretos, detergentes, poeira, areia e cascalho, como identificado em estudos conduzidos por diversos pesquisadores (Hu et al., 2022; El-Ashtoukhy, Amin e Foaud, 2015; Kuan et al., 2022).

Esses resíduos também incluem surfactantes, matéria orgânica, óleos e graxas, resíduos de hidrocarbonetos de petróleo, metais pesados e partículas de poeira, como indicado por outras investigações (Priya e Jeyanthi, 2019; Tamiazzo et al., 2015). Destaca-se que surfactantes, sólidos suspensos e óleos e graxas são os principais poluentes identificados nesses efluentes de lavagem de veículos (Obura et al., 2023).

A presença de óleo na água pode variar em diferentes formas, desde livre, disperso, emulsionado até solúvel. As formas livres e dispersas podem ser efetivamente removidas por dispositivos separadores de óleo/água, fato atestado por Zaneti, Etchepare e Rubio (2011), que obtiveram uma concentração de óleo abaixo do limite de emissão de 10 mg/L estabelecido em sua pesquisa, mas a presença de detergentes pode levar à formação de emulsões estáveis, o que prejudica a eficácia desses dispositivos, como alertado por Páxeus (1996).

Além disso, evidências indicam que os detergentes utilizados durante as etapas de limpeza dos veículos podem ser os principais responsáveis pelo consumo de oxigênio nas águas residuárias da lavagem de automóveis (Boussu et al., 2007).

Dados compilados por Teixeira (2003), Magalhães (2005) e Etchepare (2012), baseados em informações da EPA (1980), demonstram os valores dos principais parâmetros presentes nos efluentes gerados por diferentes tipos de lavagem de veículos. A Tabela 2 apresenta estes dados, destacando variações de acordo com o método de lavagem utilizado.

Tabela 2 – Características de águas residuárias de lavagem de veículos

Parâmetros	Túnel		Rollover		Lavagem Manual	
	Média	Máxima	Média	Máxima	Média	Máxima
pH (mg/L)	8,7	9,0	7,7	7,7	7,4	8,3

DBO ₅ (mg/L)	42	147	20	132	69	220
DQO (mg/L)	178	517	135	254	238	1120
COT (mg/L)	31	169	31	173	79	160
SST (mg/L)	101	848	158	576	659	2970
Óleos e Graxas (mg/L)	20	239	9,4	188	90	404

Adaptado de U.S.EPA (1980) apud Magalhães (2005)

Para surfactantes, Etchepare (2012) encontrou em sua pesquisa um valor médio de 20 mg/L LAS, com uma amplitude entre 5 e 28 mg/L LAS referentes aos valores mínimo e máximo desse poluente no efluente de lavagem de veículos.

A complexidade e a diversidade dos contaminantes presentes nos efluentes da lavagem de veículos ressaltam a importância de estratégias eficazes de tratamento e controle desses resíduos para minimizar seus impactos negativos no meio ambiente.

2.5 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVAGEM DE VEÍCULOS

As preocupações ambientais em relação aos efluentes gerados pela lavagem de veículos impulsionaram o desenvolvimento de várias tecnologias de tratamento de água. Diversos métodos têm sido explorados visando à remoção eficaz de contaminantes e à conformidade com regulamentos ambientais (Kassa, Desta e Assefa, 2020).

As práticas de tratamento para as águas residuárias provenientes das estações de lavagem de veículos variam consideravelmente conforme a legislação e a viabilidade econômica. Em alguns países, os efluentes dessas estações são descartados diretamente no sistema de drenagem de águas pluviais ou escoam pelos esgotos das ruas, sem passar por tratamento algum (Ndi, 2018).

No Brasil, a legislação estabelece a obrigatoriedade para os estabelecimentos que realizam a lavagem de veículos da caixa separadora de água e óleo (SAO) (Brasil, 2000). Em Curitiba o efluente dos lava-cars e oficinas mecânicas devem passar primeiramente pelas caixas separadoras de areia e óleo e podem em seguida ser encaminhados para a galeria de águas pluviais ou para a rede de esgoto (Curitiba, 2020).

Porém, em países como Alemanha e Áustria, há a exigência de reciclar pelo menos 80% das águas residuárias provenientes dessas estações (Hu et al., 2022).

Dentro da atividade de lavagem de automóveis, há uma variedade de tecnologias empregadas para o tratamento de seus efluentes. Entre elas, destacam-se a coagulação/adsorção, a separação por membrana, processos eletroquímicos e métodos combinados que utilizam múltiplas tecnologias (Sarmadi et al., 2020).

Diversos métodos específicos foram propostos e testados para o tratamento desses efluentes. Entre eles estão a osmose reversa e nanofiltração (Brown, 2000; Boussu et al., 2007), ultrafiltração (Jönsson e Jönsson, 1995), adsorção de carvão ativado por ultrafiltração (Hamada e Miyazaki, 2004), oxidação eletroquímica (Panizza e Cerisola, 2010), tratamento biológico, floculação-sedimentação e floculação-flotação (Rubio, Carimissi e Rosa, 2007).

Esses métodos de tratamento apresentam alternativas viáveis para mitigar os efeitos ambientais dos efluentes da lavagem de veículos, cada um com seus próprios princípios e eficácias na remoção de contaminantes. Essa variedade reflete a busca contínua por soluções que atendam aos requisitos ambientais e promovam a sustentabilidade na indústria de lavagem de automóveis.

2.5.1 TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS

2.5.1.1 Coagulação-Floculação

A coagulação, no contexto do tratamento de efluentes oleosos, visa desestabilizar emulsões, unindo as gotículas de óleo para formar flocos. Esse processo de aglomeração das gotículas ocorre devido às forças de Van der Waals, e à formação da dupla camada elétrica que envolve as partículas, transformando impurezas que estão em suspensão fina, seja em estado coloidal ou solução, como argilas, substâncias húmicas, bactérias, protozoários e/ou plâncton, em partículas maiores (flocos). Essa transformação facilita a posterior remoção por sedimentação, filtração ou, em certos casos, por flotação. É interessante observar a técnica de coagulação e formação de flocos não se limita apenas ao tratamento de efluentes de lavagem de veículos, mas é aplicável também em processos de tratamento de esgotos sanitários e outras categorias de águas residuárias, muito utilizado no Brasil. Essa técnica tem sido essencial na remoção de uma variedade de impurezas, permitindo a transformação de partículas menores em agregados maiores, viabilizando sua posterior remoção dos corpos d'água. (Campos e Povinelli, 1987; Guimarães, 2013)

Quimicamente, o processo de coagulação pode ser definido como a desestabilização das partículas coloidais, ao passo que a floculação é a etapa subsequente de agregação física dos coloides previamente desestabilizados, resultando na formação de flocos. Esse processo de desestabilização das partículas é desencadeado pela adição de coagulantes, combinada com uma agitação do meio líquido, visando dispersar os produtos químicos e promover colisões entre as partículas presentes (Teixeira, 2003). A desestabilização ocorre principalmente pela compressão da dupla camada elétrica das partículas, promovendo sua aproximação e aglutinação. Essa abordagem visa à modificação das propriedades das partículas em suspensão, permitindo sua aglutinação e formação de agregados maiores, facilitando assim sua remoção dos efluentes.

Mendes (1989) explicou que a adição de sais de alumínio ou ferro (coagulantes) à água, sob condições específicas de dosagem e pH, resulta na formação de várias espécies hidrolisadas solúveis com carga positiva e alta capacidade de adsorção. A formação da dupla camada elétrica, combinada com a adsorção dessas espécies positivamente carregadas na superfície das partículas coloidais, desempenha um papel crucial na neutralização das cargas negativas das impurezas ou na desestabilização das partículas. Esse mecanismo de coagulação é descrito como "neutralização de cargas" ou "adsorção-desestabilização". Por outro lado, uma dosagem suficientemente alta de alumínio ou ferro, juntamente com um pH apropriado, resulta na rápida precipitação de quantidades significativas de hidróxido metálico a partir dos sais coagulantes. Isso leva à formação de flocos capazes de "capturar ou varrer" as partículas presentes no meio, um processo conhecido como "varredura".

A etapa de floculação é um processo físico essencial que mantém a água previamente coagulada em um estado de agitação controlada, permitindo a união das partículas dispersas em flocos maiores. Esses flocos são mais facilmente removidos nas fases subsequentes de clarificação, incluindo métodos como a flotação por ar dissolvido. Para garantir essa agregação eficiente das partículas, é crucial manter a água em agitação suave, gerada por turbinas mecânicas, ou submetê-la a um fluxo controlado (floculação hidráulica) por um período específico. Isso permite que os flocos formados sejam removidos de maneira mais eficaz mais tarde. A intensidade da agitação e o tempo de permanência durante esse processo são determinados por

meio de parâmetros como gradiente de velocidade (Gf) e tempo de floculação (Tf), como discutido por Magalhães (2005).

Estudos recentes mostram que a otimização das condições de pH e dosagens de coagulantes pode melhorar a eficiência desse processo. Park et al. (2021) identificaram em seu estudo que concentrações de coagulantes de 5% e floculantes de 0,1%, em pH 10, foram ideais para maximizar a remoção de surfactantes aniônicos. Por outro lado, outros estudos destacaram pH em torno de 7,5 a 8,5 como eficaz para processos físico-químicos. Aboulhassan et al. (2023) e Bhatti et al. (2011) relataram sucesso em tratamentos de efluentes utilizando pH ajustado para 7,5, enquanto Espinoza-Montero et al. (2023) e Etchepare et al. (2015) indicaram a faixa de 6 a 8 como adequada para floculação e flotação.

2.5.1.2 Flotação por Ar Dissolvido

A flotação por ar dissolvido é uma operação unitária estratégica empregada para separar partículas líquidas ou sólidas da fase líquida, conforme afirmado por Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001). Esse método de separação se concretiza ao introduzir bolhas minúsculas de ar na fase líquida, ocasionando o deslocamento das partículas em direção à superfície, mesmo aquelas que possuem densidade superior à do líquido, como discutido por Bratby (1983).

Uma vez na superfície, essas partículas podem ser coletadas e removidas por meio de diferentes dispositivos, como escumadeiras, rodos raspadores ou até por transbordamento, conforme destacado por Magalhães (2005). Zaneti, Etchepare e Rubio (2011) demonstraram que a flotação foi eficaz na redução do surfactante-MBAS (aniônico) em cerca de 40%, diminuindo a concentração de entrada de 21 mg/L para aproximadamente 12 mg/L.

É válido ressaltar que algumas alternativas para o tratamento de águas podem ser onerosas, demandando altos investimentos, gastos operacionais e de manutenção, além de necessitarem de grande área ou apresentarem eficiência limitada. No entanto, a flotação por ar dissolvido tem se destacado por suas vantagens e parece expandir seu potencial em relação a outras tecnologias disponíveis, conforme discutido por Zaneti, Etchepare e Rubio (2011).

2.5.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO

O tratamento biológico é uma abordagem que visa à degradação de compostos químicos por atividade biológica, reduzindo sua complexidade. Quando um substrato orgânico é completamente convertido, transforma-se em compostos inorgânicos, um processo conhecido como mineralização. Esses produtos resultantes são então liberados no ambiente pelos organismos, conforme definido por Alexander (1994).

Jönsson e Jönsson (1995) conduziram um estudo em Göteborg, Suécia, no ano de 1992, analisando efluentes de lavagem de veículos. Segundo suas descobertas, quando a razão DBO/DQO excede 0,5, considera-se que o efluente é facilmente biodegradável. No entanto, essa situação foi constatada em menos de 50% das amostras analisadas desses efluentes.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), a eficiência do tratamento biológico depende diretamente da composição do efluente e da adaptação dos microrganismos presentes no reator. Efluentes contendo surfactantes, comumente encontrados em resíduos da lavagem de veículos, podem atuar como inibidores do processo de biodegradação, reduzindo a eficácia de sistemas biológicos convencionais. Da mesma forma, estudos realizados por Metcalf e Eddy (2016) destacam que a presença de compostos recalcitrantes e toxicidade específica em efluentes oleosos pode comprometer o desempenho de reatores biológicos aeróbios e anaeróbios.

Apesar das limitações observadas, o tratamento biológico continua sendo uma alternativa fundamental para o gerenciamento de efluentes de lavagem de veículos. A combinação de diferentes abordagens, como pré-tratamentos físico-químicos seguidos de processos biológicos, pode aumentar a eficiência global do sistema, conforme discutido por Henze et al. (2008).

2.5.3 PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA

Os avanços na aplicação de processos de membranas no tratamento de águas residuárias provenientes da lavagem de veículos têm recebido destaque na literatura científica devido à sua eficácia na remoção de uma ampla gama de contaminantes. Esses processos combinam eficiência, compactidade e versatilidade,

sendo frequentemente utilizados em aplicações industriais e urbanas (Li et al., 2007; Boluarte et al., 2016; Pinto et al., 2017; Uçar, 2018).

Entre as tecnologias mais empregadas estão a Ultrafiltração (UF), a Nanofiltração (NF), a Osmose Reversa (OR) e, mais recentemente, a Microfiltração (MF). Cada uma dessas técnicas apresenta características específicas que as tornam adequadas para diferentes necessidades de tratamento. A Ultrafiltração (UF), por exemplo, é amplamente utilizada na remoção de turbidez, óleos, graxas e surfactantes. Estudos realizados por Xiarchos et al. (2003), Kowalska (2012) e Zhang, Li e Zhao (2022) apontam que a UF oferece um equilíbrio ideal entre eficiência de remoção e custo operacional. Contudo, sistemas que integram UF e NF ou UF e OR frequentemente enfrentam desafios associados à alta pressão necessária, que eleva os custos e limita a eficiência de fluxo, com valores frequentemente inferiores a 50 L/m² h (Kuan et al., 2022; Moazzem et al., 2018).

A Nanofiltração (NF) e a Osmose Reversa (OR) são especialmente eficazes na remoção de contaminantes dissolvidos, como metais pesados e sais, sendo recomendadas para o polimento final de efluentes tratados. No entanto, de acordo com Boussu et al. (2007) e Moazzem et al. (2018), essas tecnologias requerem uma gestão cuidadosa para evitar problemas de incrustação e *fouling*, que podem comprometer sua eficiência ao longo do tempo.

A Microfiltração (MF), por sua vez, é frequentemente utilizada como etapa preliminar para a remoção de sólidos suspensos e partículas maiores em águas residuárias de lavagem de veículos. Segundo Hu et al. (2022) e Pinto et al. (2017), a MF apresenta vantagens como baixos valores de pressão transmembrana e altos fluxos de permeado. Entretanto, sua eficácia é limitada pelo tamanho dos poros, que, embora favoreça a permeabilidade, aumenta o risco de bloqueio por partículas maiores (Pinto et al., 2017; Hamada e Miyazaki, 2004).

Estudos como o de Stephenson, Judd, Jefferson e Brindle (2007), destacam que os processos de membranas também podem ser aprimorados pela integração com outros métodos de tratamento, como processos biológicos. Essa abordagem híbrida não apenas melhora a eficiência geral do sistema, mas também reduz os custos operacionais e prolonga a vida útil das membranas.

Portanto, os processos de separação por membrana são uma opção viável para o tratamento de efluentes de lavagem de veículos, desde que adequadamente projetados e combinados com outras tecnologias. A seleção do tipo de membrana e

sua integração com etapas complementares devem considerar fatores como composição do efluente, custos e objetivos do tratamento.

2.5.4 ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO

O carvão ativado é amplamente reconhecido como um dos adsorventes mais eficientes no tratamento de águas e efluentes, devido à sua alta capacidade de remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos, incluindo micropoluentes persistentes, compostos organoclorados e metais pesados. Sua eficácia está diretamente relacionada às suas propriedades físicas e químicas, tais como área superficial específica, distribuição do tamanho dos poros, composição química da superfície e resistência mecânica (Silva, 2005; Marsh e Rodríguez-Reinoso, 2006).

O carvão ativado pode ser produzido a partir de diversas matérias-primas, como resíduos de madeira, carvão mineral, cascas de coco e outros subprodutos agrícolas, cada um resultando em características específicas que influenciam sua capacidade adsorptiva. Por exemplo, carbons provenientes de materiais vegetais geralmente possuem uma alta porosidade, favorecendo a adsorção de compostos orgânicos grandes, enquanto aqueles derivados de carvão mineral são mais eficazes para compostos inorgânicos devido à maior densidade de poros microporosos (Bansal e Goyal, 2005).

A adsorção ocorre em três níveis principais: microporos, mesoporos e macroporos. Os microporos são responsáveis pela maior parte da capacidade adsorptiva do carvão ativado, enquanto os mesoporos facilitam o transporte de moléculas maiores até os microporos. A seleção do tipo de carvão ativado depende da aplicação específica, como a remoção de cor, sabor e odor na água potável, ou a retenção de compostos tóxicos em efluentes industriais (Snoeyink e Jenkins, 1980; Dias et al., 2007).

Além disso, a funcionalização da superfície do carvão ativado pode aumentar sua seletividade para determinados contaminantes. Modificações químicas, como impregnação com metais ou oxidação superficial, têm sido amplamente estudadas para melhorar a eficiência adsorptiva em aplicações específicas, como a remoção de cátions metálicos ou compostos orgânicos recalcitrantes (Dias et al., 2007).

Estudos destacam que o uso de carvão ativado granular (CAG) e carvão ativado em pó (CAP) em sistemas de tratamento híbridos, integrados a processos

biológicos ou físico-químicos, tem demonstrado alta eficiência na remoção de compostos refratários em águas residuárias complexas, incluindo efluentes industriais e municipais (Marsh e Rodríguez-Reinoso, 2006).

Apesar de sua eficácia, o uso do carvão ativado enfrenta desafios, como o custo associado à regeneração e à disposição segura após a saturação. Métodos de regeneração térmica e química são amplamente utilizados, mas sua viabilidade econômica depende do contexto de aplicação (Bansal e Goyal, 2005).

Portanto, o carvão ativado pode ser uma possibilidade no tratamento de água e efluentes, especialmente quando combinado com outras tecnologias. Sua versatilidade e eficiência justificam seu uso em larga escala, apesar dos desafios associados ao custo e à regeneração.

2.5.5 OZONIZAÇÃO

O ozônio é gerado no local, geralmente a partir de oxigênio puro ou do ar ambiente, utilizando geradores de ozônio que empregam descargas elétricas de alta intensidade para dissociar moléculas de oxigênio (O_2) e recombiná-las como O_3 . Este gás, instável em condições normais, é então dissolvido na água por meio de sistemas de difusão ou injeção direta, iniciando reações de oxidação (Rakness, 2011). Em solução aquosa, o comportamento do ozônio varia conforme o pH: em condições ácidas, ele se dissocia em oxigênio molecular (O_2) e água; em meio alcalino, forma radicais hidroxila (OH), que são ainda mais reativos e eficazes na degradação de compostos recalcitrantes (Shriver e Atkins, 2008).

A ozonização apresenta diversas vantagens em relação a outros métodos de tratamento. É altamente eficiente na desinfecção de patógenos, remoção de matéria orgânica, cor, sabor e odor. Além disso, a reação do ozônio não gera subprodutos prejudiciais como os observados em processos baseados no uso de cloro, o que a torna uma alternativa ambientalmente mais segura (Lapolli et al., 2003). Essas características fazem da ozonização uma solução versátil e eficiente, amplamente empregada em Estações de Tratamento de Água (ETAs) para desinfecção, oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos, e preparação de água para reúso (Araujo, 2021; Rakness, 2011).

Estudos demonstram que a integração da ozonização com outros processos, como coagulação-floculação, aumenta significativamente a eficiência global do

tratamento. Araújo (2021) destaca que a pré-ozonização pode reduzir a dosagem de coagulantes, diminuindo custos operacionais e geração de lodo. Já Clem e Mendonça (2022) avaliaram sistemas combinados de membranas e ozonização, comprovando sua eficácia na remoção de turbidez, DQO e cor em águas residuárias, atendendo aos padrões internacionais de qualidade para reúso.

O ozônio pode ser introduzido em diferentes etapas do processo de tratamento, dependendo dos objetivos específicos: a) Pré-ozonização: Aplicada na água bruta antes da coagulação, reduz compostos orgânicos e melhora a formação de flocos; b) Ozonização intermediária: Realizada após a decantação e antes da filtração, é eficaz na remoção de compostos que não foram eliminados nas etapas anteriores; c) Pós-ozonização: Utilizada como desinfecção final para garantir a eliminação de patógenos remanescentes e estabilizar a qualidade da água tratada (Rakness, 2011).

Apesar de suas vantagens, a ozonização enfrenta desafios operacionais. A geração e aplicação do ozônio requerem equipamentos específicos, com custos iniciais relativamente elevados. Além disso, o ozônio possui uma meia-vida curta em água, exigindo que sua aplicação seja feita em locais próximos aos pontos de geração (Miller, 1978). Outro ponto crítico é o monitoramento rigoroso das concentrações residuais de ozônio na água tratada, pois exposições excessivas podem ser tóxicas (Rakness, 2011).

No Brasil, a utilização do ozônio é regulamentada pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde, que estabelece diretrizes para a qualidade da água para consumo humano (Brasil, 2011b). Essa normativa reforça a importância da ozonização como uma tecnologia segura e eficaz para o tratamento de água potável e de reúso. Além disso, a crescente necessidade de alternativas sustentáveis para a gestão de recursos hídricos coloca a ozonização como uma opção estratégica em processos de tratamento avançado.

Portanto, a ozonização representa uma solução tecnológica robusta para o tratamento de águas residuárias, combinando eficiência na remoção de poluentes com sustentabilidade ambiental. Sua integração com outros processos aumenta ainda mais sua aplicabilidade para atender aos desafios atuais da gestão de águas.

2.5.6 TRATAMENTOS HÍBRIDOS

Os sistemas híbridos têm se destacado como soluções eficazes na remoção de poluentes presentes nos efluentes de lavagem de veículos. A combinação de diferentes métodos de tratamento tem sido objeto de estudo, visando aprimorar a eficiência na recuperação e reutilização desses efluentes.

Em algumas pesquisas, sistemas híbridos têm sido propostos como alternativas viáveis. Por exemplo, Obura et al. (2023) sugerem um sistema híbrido que combina sedimentação com filtração de areia/cascalho para o tratamento de efluentes de lavagem de veículos. Essa abordagem mostra-se promissora para a recuperação desses efluentes, visando sua reutilização.

É visto que, no que concerne ao tratamento desses efluentes, a literatura destaca a relevância de métodos físico-químicos e processos avançados, a exemplo da ozonização. Sarmadi et al. (2020) também ressaltam que técnicas de coagulação/adsorção, separação por membrana e processos eletroquímicos têm se mostrado eficazes na redução de substâncias químicas presentes na água de lavagem de carros. Etchepare (2012) contribui para o debate ao apresentar a floculação-flotação, filtração em areia e polimento com hipoclorito de sódio e adsorção em carvão ativado como métodos integrados, demonstrando uma eficiência de até 91% na remoção de sólidos suspensos totais e 15% de surfactantes.

Além disso, a integração de processos físico-químicos com a ozonização pode ser explorada como uma estratégia eficaz, Etchepare et al. (2015) destacam a eficácia da combinação de flotação e ozonização, com redução de até 91% em sólidos suspensos e 15% em surfactantes, mostrando grande potencial para reúso da água tratada em aplicações urbanas.

A literatura enfatiza a viabilidade dos métodos integrados de tratamento, particularmente os que envolvem a ozonização, como uma abordagem altamente eficaz na busca por níveis ideais de remoção de contaminantes, como surfactantes, visando o aprimoramento da sustentabilidade ambiental na lavagem de veículos. Essas estratégias combinadas têm o propósito de otimizar não apenas o desempenho das técnicas biológicas, físico-químicas ou eletroquímicas, mas também de equilibrar considerações de consumo energético, custos, eficiências de remoção e viabilizar soluções acessíveis e aplicáveis (Espinoza-Montero, Martínez-Huitle e Loor-Urgilés, 2023).

2.5.6.1 Integração de Tratamento Físico-Químico e Ozonização

Os avanços na área de tratamento de efluentes de lavagem de veículos têm se concentrado na integração de tecnologias, especialmente a fusão entre métodos físico-químicos e a ozonização. Essa junção é de particular interesse devido à sua disponibilidade e produção localizada, até mesmo em regiões de baixa renda.

Os métodos tradicionais de tratamento de efluentes muitas vezes enfrentam dificuldades na eficiência de remoção de surfactantes, constituindo um desafio considerável (Etchepare, 2012). Esses compostos representam uma complexidade adicional devido à sua resistência à degradação nos processos convencionais, o que levanta a necessidade de abordagens mais eficazes para lidar com esses poluentes persistentes.

Espinoza-Montero, Martínez-Huitle e Loor-Urgilés (2023) destacam que a coagulação-floculação, embora seja um método convencionalmente empregado no Brasil, revela uma eficiência limitada na remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e surfactantes. Isso sugere que essa técnica pode ser mais apropriada como um estágio inicial em um sistema híbrido de tratamento. Em contrapartida, a ozonização tem evidenciado sua eficácia na eliminação de poluentes persistentes, especialmente surfactantes (Espinoza-Montero Martínez-Huitle e Loor-Urgilés, 2023; Bhatti et al., 2011; Etchepare et al., 2015).

Pesquisas têm demonstrado que após o pré-tratamento e o processo de coagulação, a aplicação de agentes oxidantes, como o ozônio, apresenta eficiência adequada para a reutilização dos efluentes tratados (Bhatti et al., 2011; Boluarte et al., 2016). Portanto, a integração de processos físico-químicos de tratamento com a ozonização pode ser considerada uma abordagem promissora para garantir que a água tratada proveniente dos efluentes da lavagem de veículos atenda aos padrões de qualidade necessários. Essa estratégia representa um avanço na busca por métodos mais eficazes e sustentáveis para o tratamento desses efluentes.

2.6 REÚSO DE ÁGUA: REGULAMENTAÇÕES

O reúso de água tem se tornado uma alternativa cada vez mais importante para garantir a disponibilidade desse recurso em diversas regiões do mundo, sendo uma prática cada vez mais incentivada por legislações nacionais e internacionais.

Com a crescente demanda por água e a escassez de fontes de abastecimento, o reúso de água surge como uma solução promissora e viável para suprir essa demanda.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) lançou em 1973 (WHO, 1973) um documento onde foram classificados os tipos de reúso em diferentes modalidades, de acordo com seus usos e finalidades. Essa definição engloba diversas aplicações do reúso de água, tais como irrigação de culturas agrícolas, recarga de aquíferos, usos industriais e até mesmo para consumo humano.

O reúso da água emergiu como uma alternativa de grande importância para garantir a disponibilidade de água em várias regiões do mundo. Em resposta à escassez e à contaminação dos recursos hídricos, muitos países têm promulgado legislações para regular e promover o reúso da água. Essa prática tem sido objeto de numerosos estudos, visando avaliar sua viabilidade técnica e econômica.

Países de diversas partes do mundo adotaram medidas regulatórias para o reúso da água, reconhecendo sua relevância. Exemplos notáveis incluem os Estados Unidos (EPA, 2012), Austrália (NHMRC e NRMCC, 2006), Israel (WATER AUTHORITY OF ISRAEL, 2021), Singapura (PUB, 2002) e a União Europeia (European Parliament and Council, 2000). A União Europeia, em particular, estabeleceu uma normativa geral, adaptada por cada país membro às suas condições locais específicas. Essas iniciativas regulatórias refletem um movimento global em direção ao reúso da água como uma solução para enfrentar os desafios relacionados à água em todo o mundo.

No Brasil, a legislação concernente ao reúso da água é predominantemente regulamentada por dois marcos legais fundamentais: a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997)) e a Lei de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007 (Brasil, 2007)). A Política Nacional de Recursos Hídricos define que a gestão dos recursos hídricos deve ser conduzida de maneira integrada e descentralizada, promovendo o uso múltiplo e sustentável da água. Por sua vez, a Lei de Saneamento Básico estabelece diretrizes nacionais para o saneamento, exigindo que os prestadores de serviços adotem tecnologias e práticas visando à eficiência no uso da água. Isso inclui explicitamente o reúso da água para fins não potáveis. Além desses dispositivos legais amplos, o país conta com regulamentações específicas, como a Resolução nº 54/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)

(Brasil, 2005), que delinea modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água.

Essas legislações e normativas são pilares essenciais no panorama regulatório brasileiro, visando não apenas garantir a disponibilidade dos recursos hídricos, mas também promover o uso responsável e sustentável da água, abordando a questão do reúso como uma estratégia fundamental para a conservação desse recurso.

No estado do Paraná, uma legislação entrou em vigor em 2023, trazendo avanços no que diz respeito ao reúso da água. A Resolução 122/2023, emitida pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/PR), um órgão então deliberativo ligado ao Instituto Água e Terra (IAT), estabelece diretrizes e regulamentações para o reúso da água em diversas esferas, incluindo seu aproveitamento nos âmbitos urbano, agrícola, florestal, ambiental e industrial (Paraná, 2023).

Essa resolução representa um marco importante no estado, já que delinea procedimentos e diretrizes específicas para a implementação e gestão do reúso da água em diferentes setores. Ao abranger várias finalidades, como uso urbano, agrícola e industrial, a regulamentação visa promover não apenas a conservação e uso eficiente da água, mas também sua aplicação sustentável em diversas atividades, contribuindo assim para a preservação dos recursos hídricos e o desenvolvimento socioeconômico do Paraná.

Em Curitiba, não há legislação específica sobre reúso de água de forma geral, mas pode-se citar a generalizada Lei Municipal nº 15.852/2021 (Curitiba, 2021), que dispõe sobre a Política Municipal de Proteção, Conservação e Recuperação do Meio Ambiente e dá outras providências e a Lei nº 10.785/2003 que cria no Município de Curitiba o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE (Curitiba, 2003), que estabelece que as novas edificações devem ter sistemas de captação e reúso de água pluvial, além de incentivar o uso de água de reúso para fins não potáveis, como irrigação de jardins e descarga de sanitários.

2.7 LEGISLAÇÕES E NORMAS TÉCNICAS APLICÁVEIS PARA O EFLUENTE DE ESTUDO

No Brasil, a legislação referente ao efluente da lavagem de veículos abrange normas nos âmbitos federal, estadual e municipal, definindo diretrizes e exigências para estabelecimentos que realizam esta atividade.

A Resolução nº 430/2011 do CONAMA (Brasil, 2011a) define condições de lançamento de efluentes, com parâmetros para pH, temperatura, materiais sedimentáveis e óleos e graxas. Enquanto que a ABNT NBR 13969:1997 em seu item 5.6 relata a possibilidade do reúso de esgoto doméstico tratado, para usos como lavagem de veículos, irrigação de jardins e descargas sanitárias, com parâmetros de qualidade para cada finalidade. A Resolução nº 273/2000 do CONAMA (Brasil, 2000) determina a obrigatoriedade da SAO em locais que lidam com derivados de petróleo, incluindo *lava-cars*.

No âmbito estadual, a Orientação Técnica nº 006/2005 do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) isenta os serviços de lavagem de veículos leves do licenciamento ambiental, delegando a concessão de alvará de funcionamento aos municípios. Por outro lado, os estabelecimentos que lavam veículos pesados, como caminhões e tratores, requerem licenciamento pelo IAT (Paraná, 2005).

A Resolução nº 021/2011 da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) (Paraná, 2011) determina a obrigatoriedade de sistemas de tratamento primário em postos de lavagem, exigindo separação de material sedimentável e óleos/graxas. Além disso, estabelece limites para DBO e DQO a serem respeitados. Apesar disso, a legislação estadual apresenta valores menos restritivos que a federal, o que pode gerar contradições.

Além disso, a Resolução SEDEST n. 03/2020, de 22 de janeiro de 2020 (Paraná, 2020), dispõe sobre o Licenciamento Ambiental, estabelece condições e critérios para Posto Revendedor, Posto de Abastecimento, Instalação de Sistema Retalhista de Combustível (TRR), Posto Flutuante, Base de Distribuição de Combustíveis e dá outras providências, nas quais são enquadrados também os *lava-cars*.

Recentemente, a Resolução Estadual 122/2023 do CERH do Paraná (Paraná, 2023) permitiu o uso de água de reúso para atividades urbanas não potáveis, incluindo a lavagem de veículos, expandindo as possibilidades de reutilização de água tratada.

A nível municipal, em Curitiba, como já citado, a caixa separadora de água e óleo é exigida para todos estabelecimentos que desenvolvem atividades de lavagem de veículos e peças com uso de água, com descarte de águas residuárias (Curitiba, 2020).

3 METODOLOGIA

Para a condução deste trabalho, foi adotada uma abordagem experimental que incluiu a coleta de amostras (vide Figura 1) de efluentes em um lava-car situado em Curitiba.



Figura 1 – Coleta da amostra de efluente bruto no *lava car*

3.1 ETAPAS DO ESTUDO EXPERIMENTAL

O estudo foi dividido em cinco etapas, que envolvem: 1) a caracterização do efluente bruto; 2) tratamento físico-químico; 3) caracterização do efluente após tratamento físico-químico; 4) ozonização em nível de bancada; e 5) caracterização do efluente após ozonização (Figura 2).

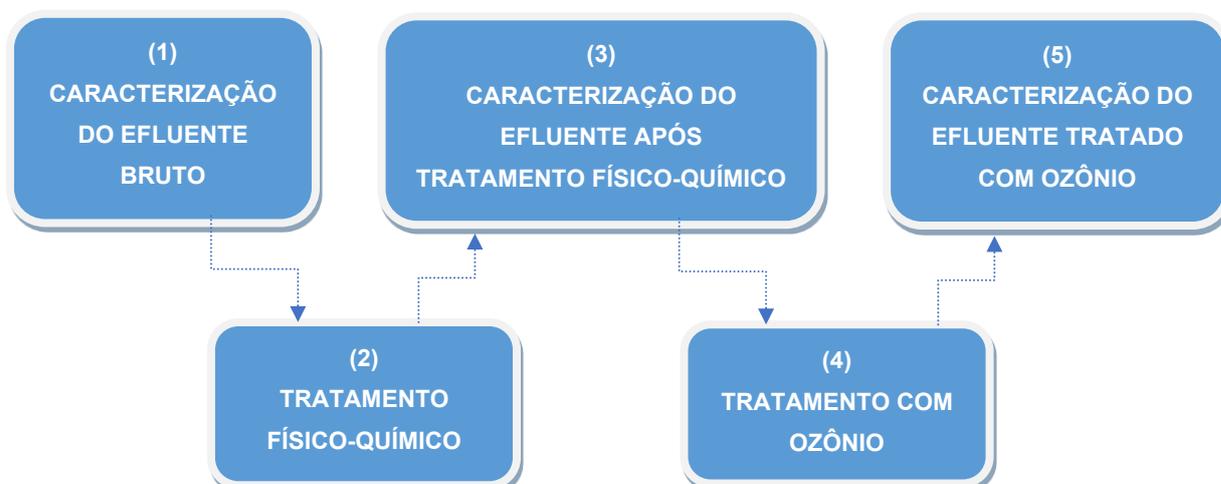


Figura 2 – Esquema das etapas do estudo em escala de laboratório

3.2 LOCAL DO ESTUDO

A fim de preservar a confidencialidade e o respeito à privacidade do estabelecimento envolvido, optou-se por não divulgar o nome específico do *lava car* participante deste estudo. No entanto, é importante salientar que a escolha deste estabelecimento em Curitiba foi impulsionada pela iniciativa própria da empresa. Ao identificar dificuldades em atender aos limites para os parâmetros surfactantes e DQO no efluente tratado, a empresa procurou a colaboração da universidade em busca de soluções alternativas. O estabelecimento fica em zona urbana de Curitiba, no bairro Cabral, e atende de 10 a 20 veículos por dia.

A fim de preservar a confidencialidade e o respeito à privacidade do estabelecimento envolvido, optou-se por não divulgar o nome específico do lava-car participante deste estudo. O estabelecimento, localizado no bairro Cabral, em Curitiba, funciona conjuntamente como revenda de veículos e oficina mecânica. A empresa atende de 10 a 20 veículos por dia e utiliza a técnica de lavagem manual para a limpeza dos automóveis. A fim de entender as características do efluente coletado, são registrados pelos operadores da lavagem quantidade e as características dos veículos submetidos à lavagem, como tamanho do veículo em pequeno, médio ou grande, e grau de sujidade, como baixo (poeira), médio ou muito sujo (impregnado de barro, por exemplo).

O processo de lavagem inclui as seguintes etapas:

- **Pré-lavagem:** Aplicação de detergentes e produtos químicos sobre a superfície do veículo e aguardo de alguns minutos para a ação do produto.
- **Lavagem manual:** Remoção manual de sujidades persistentes, se necessário.
- **Enxágue:** Remoção dos resíduos dos produtos químicos aplicados.
- **Acabamento:** Aplicação de polidores e nova lavagem para finalização do serviço.

Os produtos químicos utilizados no lava-car incluem:

- Detergente Limpador Alcalino *DABOA – Ultra Base*: Indicado para remoção de incrustações orgânicas;
- Detergente Limpador Ácido *INTERBOA*: Utilizado para limpeza de superfícies metálicas, incluindo chassis e rodas;
- Detergente Automotivo *DABOA – Det Shamp*: Específico para limpeza de superfícies pintadas, como a lataria dos veículos;
- *Flotador Universal*: Limpador de uso geral;
- *Metal Polish*: Polidor e protetor para metais;
- *NC Cut*: Polidor automotivo para corte e refino;
- *NC Polish*: Polidor automotivo para acabamento;
- *NC Technologic – Massa de Polir*: Massa de polir utilizada no acabamento final;
- Tira Cola: Produto específico para remoção de adesivos e resíduos de cola.

O estudo experimental em escala de bancada foi realizado no Laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto (LABEAM), pertencente ao Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), localizado no Centro Politécnico, município de Curitiba, Paraná.

3.3 TÉCNICAS E PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS

As cinco amostras de efluentes foram coletadas em conformidade com as diretrizes da ABNT NBR 9.898 - "Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores", assegurando a aderência a padrões reconhecidos para uma coleta criteriosa e representativa. As amostras foram obtidas

diretamente na saída da caixa separadora de água e óleo (SAO), utilizando-se bombonas plásticas de transporte, previamente higienizadas, com capacidade suficiente para conter os volumes coletados.

As amostras foram realizadas em diferentes dias, contemplando volumes específicos para cada coleta:

- Amostra 1: 07/06/2024: 40 litros
- Amostra 2: 03/07/2024: 40 litros
- Amostra 3: 07/08/2024: 40 litros
- Amostra 4: 23/08/2024: 80 litros
- Amostra 5: 15/10/2024: 80 litros

3.4 MÉTODOS E PROCEDIMENTOS DE ANÁLISE

3.4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

Esta etapa incluiu a caracterização da amostra de efluente bruto coletada no *lava-car* em Curitiba, abrangendo os seguintes parâmetros: pH, turbidez, cor, condutividade, sólidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, DQO do efluente bruto, DQO do efluente filtrado e surfactantes aniônicos.

Tabela 3 – Parâmetros, respectivas unidades e método de análise

Parâmetro	Unidade	Método de Análise
pH	-	Standard methods – 4500 H ⁺
Turbidez	UNT	Standard methods – 2130 B
Cor	uC	Standard methods - 2120 E
Condutividade	uS/cm	Standard methods - 2510 B
Sólidos Totais (ST)	mg/L	Standard methods – 2540 B
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	Standard methods – 2540 D
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/L	Diferença: ST – SST
DQO do Efluente Bruto	mg O ₂ /L	Standard methods – 5220 D

DQO do Efluente Filtrado	mg O ₂ /L	Standard methods – 5220 D
Surfactantes Aniônicos	mg/L LAS	ABNT NBR 10.738

Cada parâmetro foi caracterizado de acordo com os parâmetros e métodos descritos na **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Todas as análises – exceto as de surfactantes que foram encaminhadas para laboratório externo devido à complexidade de realização das análises e grande quantidade de insumos e tempo necessários – foram realizadas no LABEAM, como é ilustrado nas fotos da Figura 3 e Figura 4, que mostram o processo de determinação dos parâmetros sólidos (totais e suspensos) e DQO. Importante destacar que a aluna teve treinamento e que desempenha as atividades sob o acompanhamento e supervisão de alunos de mestrado e doutorado do PPGERHA, conforme protocolos do LABEAM para utilização do laboratório por alunos de graduação.



Figura 3 – Análise para caracterização do efluente bruto, para definição de sólidos (totais e suspensos)



Figura 4 – Análise para caracterização do efluente bruto, para definição de DQO.

3.4.2 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

Os ensaios de tratamento físico-químico, composto pelas etapas de coagulação, floculação e flotação, foram realizados utilizando um equipamento FlotaTest (Figura 5), da marca Nova Ética, modelo JAR.217, equipado com 6 jarros com capacidade de 2000 ml, com sistema de agitação mecânica de 10 a 600 RPM e controle de velocidade dos agitadores. Nesta etapa, foi avaliado o efeito do pH de coagulação e a concentração do coagulante, para otimização do processo, seguido pelo tratamento do efluente. O parâmetro de resposta utilizado para otimização das condições experimentais foi a turbidez, com análises das águas bruta e tratadas em duplicata. Para a coagulação, foram utilizados os coagulantes: o Cloreto de Polialumínio (PAC) das marcas Ambientaly, com os lotes 2702232L02 e 2402232L08 fornecidos pela Sanepar, e Cloroquímica, lote 3434. Além disso, utilizou-se também o coagulante orgânico Tanfloc SH, da marca Tanac. O ajuste do pH do meio foi realizado utilizando hidróxido de sódio (NaOH) para correções alcalinas e ácido clorídrico (HCl) para ajustes ácidos, garantindo as condições ideais para o tratamento.



Figura 5 – Modelo do equipamento Jar Test utilizado nos experimentos
Fonte: LaNA – UFG (2023)

Os estudos sobre tratamento físico-químico envolveram a avaliação dos impactos de diferentes parâmetros de processo na redução da turbidez da água bruta, focando nos seguintes aspectos: i) Influência do pH no processo de coagulação; ii) tipo de coagulante; iii) Variação da concentração do coagulante; iv) presença de polímero. Para isso, na coagulação-floculação, foram mantidos constantes o gradiente de velocidade (G), os tempos de agitação rápida e lenta. Essa etapa teve como objetivo promover a floculação por varredura, neutralizar as cargas das partículas suspensas e facilitar a formação de flocos. As condições são descritas na **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Tabela 4 - Parâmetros constantes de mistura na coagulação-floculação

Mistura	Gradiente de Velocidade	Tempo
Rápida	600 RPM – 1200 s ⁻¹	60 segundos
Lenta	60 RPM – 50 s ⁻¹	300 segundos

Os experimentos foram conduzidos sob condições controladas de pH (6,5, 7,5 e 8,5) e pressão de saturação da flotação (5 bar), com variação da concentração de coagulante (PAC, cloreto de polialumínio) de 400 a 1400 mg/L, e de Tanfloc SH de 100 a 350 mg/L, com taxa de recirculação de ar saturado de 20% na etapa de flotação, aplicados a amostras de efluentes coletadas em um lava-car de Curitiba.

Para realização dos experimentos, foi realizado o planejamento fatorial 2^2 com duplicata no ponto central. Este planejamento fatorial é uma metodologia estatística usada para avaliar os efeitos de dois fatores independentes, cada um com dois níveis, sobre uma variável de resposta, permitindo analisar tanto os efeitos principais quanto sua interação. Com a inclusão de replicações no ponto central (níveis intermediários dos fatores), é possível verificar a linearidade dos efeitos e a presença de curvatura, que indica comportamento não linear na região estudada. Essa abordagem também melhora a precisão do modelo ao fornecer uma estimativa da variabilidade experimental (Montgomery, 2013).

Nos experimentos deste trabalho, para cada amostra e tipo de coagulante utilizado, foram avaliados três valores de pH (6,5, 7,5 e 8,5) e três concentrações de coagulante. As concentrações de coagulante utilizadas no planejamento foram definidas para cada amostra baseadas em um teste inicial no flotatest com seis concentrações, sendo que as melhores concentrações deste teste eram utilizadas no planejamento fatorial. Para cada fator (pH e concentração de coagulante), os níveis baixos e altos foram definidos como 6,5 e 8,5 para o pH, e o menor e maior valor para o coagulante. O ponto central, representado pelo pH 7,5 e concentração de coagulante da mediana, foi replicado. Isso resultou em quatro combinações de tratamentos (níveis baixo e alto dos fatores), realizados em duplicata, e mais duas duplicatas no ponto central, totalizando 10 experimentos por batelada.



Figura 6 - Equipamento *flotatest* utilizado no experimento, já com o efluente bruto

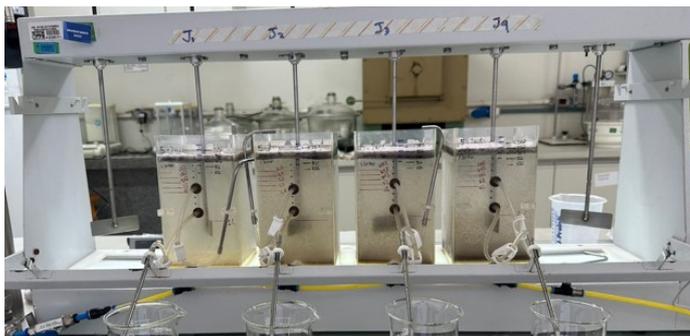


Figura 7 - Equipamento *flotatest* utilizado no experimento durante o tratamento físico-químico

3.4.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE APÓS TRATAMENTO FÍSICO QUÍMICO

Após o tratamento físico-químico, o efluente foi caracterizado novamente para avaliar a eficácia do processo. Foram realizadas análises dos parâmetros físico-químicos semelhantes aos realizados anteriormente na caracterização do efluente bruto, incluindo pH, turbidez, cor, condutividade, sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e surfactantes aniônicos.

3.4.4 TRATAMENTO POR OZONIZAÇÃO

Finalizado o tratamento físico-químico, o efluente foi submetido à polimento com ozonização, uma etapa crucial para a degradação de compostos remanescentes do efluente tratado. O sistema de ozonização foi baseado no trabalho de Oenning Junior (s.d.) e é composto por um gerador da marca Philozon (Figura 8) que opera por efeito corona associado a uma coluna de vidro com capacidade de 1 L equipada com uma pedra porosa para injeção do gás (Figura 9).

O efeito corona é um fenômeno físico-químico que ocorre em torno de condutores submetidos a altos campos elétricos, quando o potencial elétrico excede a rigidez dielétrica do meio, geralmente o ar. Esse campo intenso provoca a ionização das moléculas do meio, gerando uma descarga elétrica parcial acompanhada pela formação de íons, radicais livres e ozônio (Shriver e Atkins, 2008). No contexto químico, o efeito corona é importante por sua capacidade de produzir espécies reativas, como radicais livres, essenciais para reações químicas controladas.

Na química, o efeito corona tem relevância em processos como descargas elétricas em gases, onde ocorre a geração de espécies altamente reativas, essenciais

para reações químicas em ambientes controlados. Por exemplo, na geração de ozônio (O_3) a partir de oxigênio molecular (O_2), o efeito corona promove a dissociação do oxigênio em átomos livres (O), que subsequentemente reagem formando ozônio. Esse processo é amplamente utilizado em tratamentos de água e efluentes, devido à capacidade oxidativa do ozônio para degradar compostos orgânicos e inorgânicos persistentes (Rakness, 2011).

Cerca de 200 a 300 mL do efluente foi colocado na uma coluna de vidro para o processo de ozonização. O gás ozônio gerado foi conduzido por uma tubulação até a base da coluna, onde foi liberado através de uma pedra porosa. Este dispositivo promove o borbulhamento uniforme do gás no interior do efluente, aumentando sua dispersão e interação com os compostos presentes

Devido à alta concentração de surfactantes presente no efluente, o borbulhamento de ozônio gerou uma quantidade excessiva de espuma, ocasionando uma intercorrência operacional. A espuma formou-se em volumes superiores à capacidade da coluna de ozonização, resultando em transbordamento. Para mitigar esse problema e evitar a perda de amostras, foi acoplada uma bomba peristáltica ao sistema, permitindo o retorno do material transbordado para a coluna, assegurando a continuidade do processo sem desperdício.

A calibração do equipamento para definição da quantidade de ozônio dissolvido na amostra foi realizada por Oenning Junior (s.d.), utilizando o método colorimétrico com o reagente índigo, conforme descrito em Standard Methods (2017). Nesse procedimento, o reagente, que apresenta coloração azul, reage especificamente com o ozônio, resultando em uma perda proporcional de intensidade da cor. A quantificação foi feita por meio da leitura de absorbância a 600 nm, utilizando um espectrofotômetro (Oenning Junior, s.d.).

O efluente foi ozonizado em duas diferentes condições, durante 10 e 30 minutos, com concentração de O_3 dissolvido de aproximadamente $1,35 \text{ mg.O}_3.\text{L}^{-1}$.



Figura 8 - Gerador de ozônio por efeito corona da marca Phizolon.



Figura 9 -. Coluna de ozonização.

3.4.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE APÓS TRATAMENTO COM OZÔNIO

Após o tratamento por ozonização, o efluente foi caracterizado novamente para avaliar a eficácia desse processo. Foram realizadas análises dos mesmos parâmetros

físico-químicos da etapa descrita no item 3.3.3., ou seja, pH, turbidez, cor, condutividade, sólidos totais, sólidos suspensos totais, DQO e surfactantes aniônicos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

Na Tabela 5 estão apresentados os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos realizadas para caracterizar o efluente bruto proveniente da lavagem de veículos das amostras 1 a 5.

Tabela 5 – Resultado da caracterização do efluente bruto por parâmetro das amostras 1 a 5

Parâmetro	Amostra 1 07/06/24	Amostra 2 03/07/24	Amostra 3 07/08/24	Amostra 4 23/08/24	Amostra 5 15/10/24
pH	3,5	3,1	4,5	4,7	4,5
Turbidez (UNT)	545,7	385,0	199,0	192,0	210,0
Cor (uC)	456,2	468,0	221,1	297,2	395,2
Condutividade (μS/cm)	658,0	673,0	381,0	430,1	453,9
Sólidos Totais (ST) (mg/L)	921,3	860,0	596,0	600,0	429,3
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	682,7	229,3	528,0	469,3	122,0
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	238,6	630,7	68,0	130,7	307,3
DQO Efluente Bruto (mg O₂/L)	745,4	972,6	763,7	837,9	682,2
DQO Efluente Filtrado (Dissolvida) (mg O₂/L)	677,4	917,4	695,9	788,9	483,5
Surfactantes aniônicos (mg/L LAS)	3,7	1,0	193,5	173,5	197,2

O aspecto visual das amostras brutas 1, 3 e 4 coletadas é mostrado nas figuras 10 a 12.

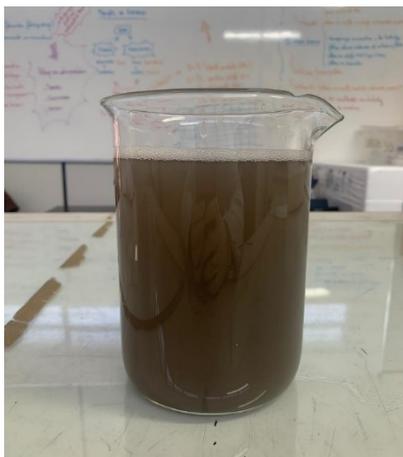
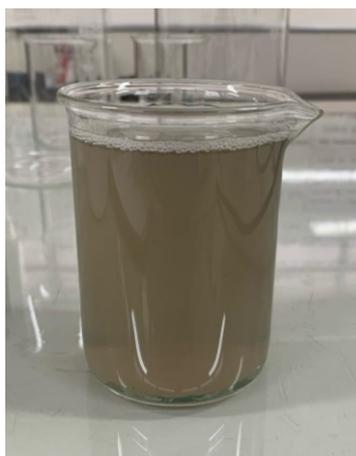


Figura 10 - Aspecto visual da amostra 1 de efluente bruto



Figuras 11 - Aspecto visual da amostra 3 de efluente bruto



Figuras 12 - Aspecto visual da amostra 4 de efluente bruto

A análise dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 5 revela importantes informações sobre as características do efluente bruto oriundo da lavagem de veículos, conforme as cinco amostras coletadas.

O pH das amostras apresentou valores predominantemente ácidos, variando de 3,1 a 4,7, indicando a necessidade de ajuste em etapas posteriores de tratamento, de modo a chegar em valores ótimos para coagulação e floculação.

A turbidez teve uma redução significativa ao longo das amostras, com valores variando de 545,7 UNT (Amostra 1) para 192,0 UNT (Amostra 4), sugerindo alterações no tipo ou quantidade de partículas em suspensão nas diferentes amostras.

A cor seguiu um comportamento semelhante à turbidez, com uma diminuição nas amostras intermediárias (221,1 uC na Amostra 3) e um aumento posterior (395,2 uC na Amostra 5), indicando flutuações no efluente.

Os sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT), evidenciaram grande variabilidade nos materiais dissolvidos e em suspensão ao longo do tempo.

A demanda química de oxigênio (DQO), tanto no efluente bruto quanto no filtrado, foi consistentemente elevada, atingindo até 972,6 mg O₂/L (DQO bruta na Amostra 2), indicando alta carga orgânica total. A DQO dissolvida também foi expressiva, variando de 483,5 mg O₂/L (Amostra 5) a 917,4 mg O₂/L (Amostra 2), demonstrando a necessidade de remoção eficiente de compostos orgânicos dissolvidos, que não são geralmente removidos com eficiência nos processos físico-químicos tradicionais. Essa tendência pode estar ligada à presença de abundantes poluentes orgânicos carbonáceos, como hidrocarbonetos de petróleo, surfactantes, matéria orgânica e graxa de óleo em resíduos de lavagem de veículos, causando alto DQO. (Rai et al., 2020; Lau, Ismail e Firdaus, 2013).

Observa-se também que a DQO do Efluente Filtrado corresponde a 70 a 94% do valor da DQO do Efluente Bruto. Isso significa que a maior parte da DQO deste tipo de efluente encontra-se dissolvida, o que indica que os tratamentos convencionais realizados nos *lava-car*, não serão capazes de diminuir esse parâmetro com eficiência.

Os surfactantes aniônicos apresentaram concentrações significativamente mais altas nas amostras 3, 4 e 5, atingindo até 197,2 mg/L LAS, em contraste com as concentrações muito baixas observadas nas amostras 1 e 2 (3,7 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente). Essa discrepância pode estar relacionada ao laboratório responsável pelas análises das amostras 1 e 2, cujos resultados diferiram substancialmente do esperado, considerando os valores típicos obtidos pelo próprio *lava-car* em seu programa de automonitoramento. Para garantir maior confiabilidade

e consistência nos dados, a análise das amostras 3, 4 e 5 foi realizada por um laboratório diferente, cujos resultados foram mais compatíveis com os padrões esperados.

A presença de surfactantes aniônicos em uma concentração elevada evidencia e confirma a utilização de substâncias tensoativas, como detergentes, desengraxantes, sabões, produtos de limpeza ácidos ou alcalinos, bem como polidores e ceras no processo de lavagem de veículos.

Os valores são consistentes com estudos anteriores, que apontam a dificuldade de remoção desses contaminantes usando métodos convencionais de tratamento, como separadores de óleo e sedimentação simples (Etchepare et al., 2015; Sarmadi, 2021).

Esses resultados refletem a complexidade do efluente gerado pela lavagem de veículos, evidenciando a necessidade de tratamentos específicos para a redução de sólidos, cor, turbidez, carga orgânica total e surfactantes. A variabilidade entre as amostras reforça a importância de uma abordagem dinâmica e adaptável para o tratamento deste efluente.

4.1.1 COMPARAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO COM AS LEGISLAÇÕES APLICÁVEIS

Para a análise comparativa, serão empregados os limites estabelecidos nas legislações pertinentes como referência. Esses parâmetros legais serão utilizados como critérios para avaliar a conformidade dos resultados obtidos na caracterização do efluente proveniente da lavagem de veículos. Esta abordagem permitirá uma avaliação precisa do alinhamento ou possíveis desvios em relação aos padrões regulatórios estabelecidos, facilitando a identificação de potenciais impactos ambientais e a tomada de medidas adequadas para garantir a conformidade com as normativas vigentes.

Os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos para caracterização do efluente bruto da lavagem de veículos e a comparação com a legislação aplicável são apresentados na Tabela 6 abaixo:

Tabela 6 – Limites legais de lançamento e reúso de água de acordo com legislações aplicáveis comparados com os resultados das análises do efluente bruto.

Parâmetro	Legislação	Finalidade	Limite	Amostra
-----------	------------	------------	--------	---------

				1	2	3	4	5
pH	Res. CONAMA 357/2005	Lançamento	6,0 a 9,0	3,5	3,1	4,5	4,7	4,5
	Res. CERH 122/2023	Reúso Irrestrito e Restrito não potável para fins urbanos	6,0 a 9,0					
	Res. SEDEST 003/2020	Lançamento	5,0 e 9,0					
Turbidez	Res. CONAMA 357/2005	Lançamento	40 UNT	545,7	385,0	199,0	192,0	210,0
Condutividade	Res. CERH 122/2023	Reúso Agrícola e Florestal	3200 mS/cm	658,0	673,0	381,0	430,1	453,9
Sólidos Totais (ST)	-	-	-	921,3	860,0	596,0	600,0	429,3
Sólidos Suspensos Totais (SST)	-	-	-	682,7	229,3	528,0	469,3	122,0
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	Res. CONAMA 357/2005	Lançamento	500 mg/L	238,6	630,7	68,0	130,7	307,3
DQO Total	Res. SEDEST 003/2020	Lançamento	300 mg/L	745,4	972,6	763,7	837,9	682,2
	Res. SEMA n° 021/2011	Lançamento	300 mg/L					
DQO Efluente Filtrado (Dissolvida)	-	-	-	677,4	917,4	695,9	788,9	483,5
Surfactantes aniônicos	Res. CERH 122/2023	Reúso Agrícola e Florestal	0,5 mg/L LAS	3,7	1,0	193,5	173,5	197,2
	Res. SEMA n° 021/2011	Lançamento	2,0 mg/L LAS					
	Res. SEDEST 003/2020	Lançamento	2,0 mg/L					

A análise comparativa entre os resultados da caracterização do efluente gerado na lavagem de veículos e os parâmetros estabelecidos pela legislação vigente permite avaliar a conformidade do efluente em relação aos padrões regulatórios aplicáveis, fornecendo um diagnóstico sobre sua adequação ambiental.

É importante ressaltar que alguns parâmetros listados na caracterização do efluente proveniente da lavagem de veículos não possuem referências específicas em legislação vigente para comparação direta. Parâmetros como sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais fixos (STF) podem não ter critérios específicos estabelecidos em normativas regulatórias aplicáveis ao contexto, o que demandaria uma avaliação criteriosa com base em padrões técnicos ou outros referenciais reconhecidos para sua análise e interpretação.

A comparação entre os resultados da Tabela 5 e os limites estabelecidos pelas legislações aplicáveis, apresentados na Tabela 6, revela a necessidade de adequação dos parâmetros do efluente bruto para atendimento às normas de lançamento e reúso.

Os valores de pH das amostras (variando de 3,1 a 4,7) estão abaixo do limite mínimo exigido pelas Resoluções CONAMA 357/2005, CERH 122/2023 e SEDEST 003/2020, que estabelecem faixas entre 5,0 a 9,0 ou 6,0 a 9,0. Isso indica a necessidade de neutralização do efluente antes do descarte ou reúso, a fim de evitar impactos ambientais e atender aos padrões regulamentares.

Os valores de turbidez das amostras (192,0 a 545,7 UNT) excedem significativamente o limite de 40 UNT estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para lançamento. Esses dados refletem alta concentração de partículas em suspensão, evidenciando a necessidade de remoção mais eficiente, como a aplicação de processos de coagulação-floculação e flotação.

Embora não exista um limite específico para cor nas legislações apresentadas, os valores elevados (221,1 a 468,0 uC) indicam a presença de substâncias que afetam a qualidade visual e estética da água. O tratamento oxidativo com ozônio pode ser uma solução complementar para reduzir esses valores.

Embora não existam limites específicos nas legislações avaliadas, os sólidos suspensos totais (122,0 a 682,7 mg/L) representam uma fração significativa dos sólidos totais (429,3 a 921,3 mg/L). A redução de SST é fundamental para melhorar a qualidade do efluente e reduzir a turbidez, especialmente para fins de reúso.

Os SDT variaram de 68,0 a 630,7 mg/L, com a Amostra 2 excedendo o limite de 500 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para lançamento. Isso indica a necessidade de processos que visem à remoção de sólidos dissolvidos, como tratamento por oxidação avançada.

Os valores de DQO total (682,2 a 972,6 mg O₂/L) excedem amplamente o limite de 300 mg O₂/L estabelecido pelas Resoluções SEDEST 003/2020 e SEMA 021/2011 para lançamento. Isso reflete uma elevada carga orgânica total no efluente, exigindo tratamento mais eficaz para atender às exigências legais. O uso de processos oxidativos, como ozonização, é essencial para reduzir a carga orgânica total dissolvida.

As concentrações de surfactantes aniônicos nas amostras 3, 4 e 5 (173,5 a 197,2 mg/L LAS) estão significativamente acima dos limites de 2,0 mg/L (para lançamento) e 0,5 mg/L (para reúso agrícola e florestal), estabelecidos pelas Resoluções SEDEST 003/2020, SEMA 021/2011 e CERH 122/2023. Este resultado reforça a necessidade de tratamentos específicos para a remoção de surfactantes, como oxidação.

De modo geral, os parâmetros do efluente bruto analisado não atenderam aos limites estabelecidos para lançamento ou reúso, destacando-se os desafios na redução de turbidez, DQO, sólidos suspensos e surfactantes aniônicos. Intervenções como coagulação-floculação-flotação e processos oxidativos utilizando ozônio são alternativas possíveis para alcançar a conformidade legal e minimizar impactos ambientais.

4.2 TRATAMENTO FÍSICO QUÍMICO – COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO

As amostras foram submetidas ao tratamento físico-químico de coagulação/floculação/flotação em diversas combinações de parâmetros, sendo que os melhores para cada amostra são apresentados a seguir na Tabela 8.

Tabela 7 - Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico das Amostras

PARÂMETROS	Amostra				
	1	2	3	4	5
Concentração de PAC (ppm)	1375	800	800	600	600
pH	6,76	7,3	6,9	6,1	7,2
Turbidez (UNT)	16	5,3	11,8	19,8	6,9
Cor (uC)	11,2	12,0	5,1	92,5	107,6
Condutividade (µS.cm-1)	975	904,0	705,0	637,0	705,3

DQO (mg.O₂.L-1)	339,74	495,3	330,6	497,6	245,1
DQO Filtrada (Dissolvida) (mg.O₂.L-1)	224,65	495,6	323,1	406,7	198,9
Sólidos Totais (mg.L-1)	583,33	756,0	464,0	570,6	346,7
Sólidos Suspensos (mg.L- 1)	572,67	40,0	434,7	472,0	24,0
Sólidos Dissolvidos (mg.L- 1)	10,67	716,0	29,3	98,6	322,7
Surfactantes (mg.L-1)	0,70	0,5	38,6	51,2	42,6

Nota: n.a. – Não Analisado

Além dos resultados apresentados na Tabela 8, que destacam as melhores condições de tratamento físico-químico para cada amostra, outras combinações de parâmetros testadas e seus respectivos resultados encontram-se disponíveis no Apêndice I. Essa complementação fornece uma visão mais abrangente das condições avaliadas, permitindo uma análise comparativa detalhada e subsidiando futuras otimizações no processo de tratamento.

Os resultados dos testes de coagulação/floculação/flotação demonstraram uma significativa melhora nos parâmetros avaliados em relação ao efluente bruto, evidenciando a eficácia do tratamento físico-químico.

A turbidez, um indicador de partículas em suspensão, apresentou uma redução expressiva em todas as amostras após o tratamento. Na Amostra 1, por exemplo, o valor inicial de 545,7 UNT foi reduzido para 16,0 UNT na condição ótima (1375 ppm de PAC). Reduções semelhantes foram observadas nas demais amostras, como na Amostra 2, que passou de 385,0 UNT no estado bruto para 5,3 UNT na melhor condição de tratamento. Esses resultados indicam a alta eficiência dos processos de coagulação/floculação na remoção de sólidos suspensos.

A cor também foi significativamente reduzida. Na Amostra 1, o valor inicial de 456,2 uC caiu para 11,2 uC, enquanto na Amostra 3, a cor foi reduzida de 221,1 uC para 4,4 uC.

A demanda química de oxigênio (DQO), um indicador de matéria orgânica no efluente, mostrou reduções variáveis dependendo da amostra e da condição de tratamento. Na Amostra 1, a DQO inicial de 745,4 mg O₂/L foi reduzida para 339,74 mg O₂/L, correspondendo a uma redução de aproximadamente 54,4%. Resultados

semelhantes foram observados na Amostra 3, com uma redução de 763,7 mg O₂/L para 341,1 mg O₂/L. Isso destaca o potencial do processo de flotação para remoção de matéria orgânica.

Os sólidos totais (ST), suspensos (SST) e dissolvidos (SDT) apresentaram reduções consideráveis, particularmente no caso dos sólidos suspensos, que são mais diretamente impactados pelo processo de coagulação/flotação. Na Amostra 1, os SST foram reduzidos de 682,7 mg/L para 572,67 mg/L, enquanto os SDT apresentaram variações menores ou aumentos em algumas condições, indicando que a remoção de sólidos suspensos foi predominante.

Os surfactantes aniônicos, quando analisados, apresentaram reduções notáveis. Na Amostra 1, os valores iniciais de 3,7 mg/L foram reduzidos para 0,7 mg/L após o tratamento, evidenciando a remoção de substâncias específicas que interferem na qualidade do efluente.

Os surfactantes aniônicos, quando analisados, apresentaram reduções notáveis. Na Amostra 1, os valores iniciais de 3,7 mg/L foram reduzidos para 0,7 mg/L após o tratamento.

O pH do efluente tratado foi ajustado para valores próximos à neutralidade, o que é desejável para a maioria dos processos de descarte ou reutilização de efluentes. A condutividade, no entanto, apresentou variações dependendo da concentração de coagulantes utilizados, refletindo a introdução de íons durante o tratamento.

As análises dos resultados obtidos com os coagulantes PAC e Tanfloc demonstram diferenças significativas em seus desempenhos no tratamento físico-químico da amostra 5. O PAC apresentou melhor eficiência na redução da turbidez, com valores entre 6,9 e 9,3 UNT, destacando-se na concentração de 600 ppm, enquanto o Tanfloc obteve turbidez entre 8,4 e 10,0 UNT, mostrando-se ligeiramente menos eficiente nesse parâmetro. Em relação à cor, o Tanfloc foi superior, alcançando valores residuais entre 91,0 e 92,2 uC, enquanto o PAC apresentou valores mais altos, variando de 105,9 a 109,5 uC.

No que diz respeito à Demanda Química de Oxigênio (DQO), o PAC foi mais eficiente, reduzindo a DQO para valores entre 183,6 mg/L (1000 ppm) e 245,1 mg/L (600 ppm), enquanto o Tanfloc apresentou valores residuais mais altos, entre 239,2 mg/L e 248,3 mg/L.

Quanto aos sólidos, o PAC mostrou melhor remoção de sólidos suspensos, com valores variando entre 10,0 mg/L e 24,0 mg/L, mas aumentou significativamente

os sólidos dissolvidos (446,7 mg/L em 1000 ppm). Em contrapartida, o Tanfloc teve melhor desempenho na redução de sólidos dissolvidos, com valores entre 208,4 mg/L e 289,4 mg/L, e menores concentrações de sólidos totais, variando entre 240,0 mg/L e 308,7 mg/L. No entanto, a remoção de surfactantes foi mais eficaz com o PAC, que alcançou valores residuais de até 38,1 mg/L, enquanto o Tanfloc obteve concentrações residuais mais altas, entre 52,3 mg/L e 63,8 mg/L.

De maneira geral, o PAC apresentou melhor desempenho na redução de turbidez, DQO, sólidos suspensos e surfactantes, sendo mais indicado para remoção de matéria orgânica e contaminantes específicos. Por outro lado, o Tanfloc destacou-se na redução de sólidos dissolvidos

Os resultados obtidos confirmam que o processo de coagulação/floculação/flotação é altamente eficiente na remoção de turbidez, cor, matéria orgânica e sólidos suspensos, melhorando significativamente a qualidade do efluente tratado em comparação ao efluente bruto.

4.3 TRATAMENTO OXIDATIVO – OZONIZAÇÃO

As amostras que demonstraram as melhores condições de tratamento físico-químico foram submetidas ao tratamento oxidativo por ozonização. Os resultados das análises após este processo são mostrados na Tabela 9.

Tabela 8 – Resultados das análises das amostras com as melhores condições dos processos de tratamento físico-químico e sua respectiva ozonização

Parâmetro	Amostra									
	1		2		3		4		5	
Tratamento	F/Q	OZ	F/Q	OZ	F/Q	OZ	F/Q	OZ	F/Q	OZ
Conc. PAC (ppm)	1375		800		800		600		600	
pH	6,76	5,09	7,3	5,0	6,9	5,4	6,1	5,4	7,2	5,0
Turbidez (UNT)	16	11,8	5,3	7,0	11,8	11,2	19,8	30,1	6,9	2,5
Cor (uC)	11,2	2,1	12,0	7,5	5,1	22,0	92,5	29,4	107,6	1,0
Condutividade de ($\mu\text{S/cm}$)	975	848,0	904,0	1159	705,0	685,1	637,0	642,2	705,3	700
Sólidos Totais (ST) (mg/L)	583,33	404,0	756,0	404	464,0	350,0	570,6	324,0	346,7	268,0
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	572,67	404,0	40,0	n.a.	434,7	335,0	472,0	372	24,0	12,0
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	10,67	0,0	716,0	n.a.	29,3	15,0	98,6	52,0	322,7	256,0
DQO Efluente Bruto (mg O_2/L)	339,74	224,9	495,3	n.a.	330,6	238,8	497,6	348,2	245,1	132,7
DQO Efluente Filtrado (Dissolvida) (mg O_2/L)	224,65	224,9	495,6	n.a.	323,1	233,4	406,7	345,5	198,9	127,1
Surfactantes aniônicos (mg/L LAS)	0,70	< 0,7	0,5	0,1	38,6	2,4	51,2	9,3	42,6	1,71

Nota: n.a. – Não Analisado. F/Q – Físico-Químico. OZ – Ozonização.



Figura 13 – Amostras após passarem pelo processo de ozonização.

Os resultados apresentados na Tabela 12 e ilustrados na Figura 13 mostram o desempenho do processo de ozonização aplicado a diferentes amostras previamente tratadas por processos físico-químicos utilizando PAC ou Tanfloc. A análise dos parâmetros avaliados evidencia a eficácia do tratamento oxidativo com ozônio na melhoria de alguns aspectos das características do efluente, embora com variações entre as amostras.

A ozonização contribuiu significativamente para a redução da turbidez e cor em todas as amostras. A Amostra 5, especialmente nas condições tratadas com PAC (1000 ppm) e Tanfloc (250 mg/L), apresentou os melhores resultados, alcançando valores de turbidez de 1,3 UNT e 6,3 UNT, respectivamente, e cor residual de 1,7 uC no caso do Tanfloc. Esses resultados indicam uma remoção muito eficiente de partículas em suspensão e cor, com destaque para a aplicação do PAC na Amostra 5.

Os sólidos totais (ST) apresentaram maior redução nas amostras tratadas com Tanfloc, com valores de 240,0 mg/L e 298,7 mg/L, enquanto as amostras tratadas com PAC variaram entre 205,3 mg/L e 404,0 mg/L, dependendo da concentração e das condições iniciais. Nos sólidos dissolvidos (SDT), o PAC demonstrou maior impacto em algumas amostras, como na Amostra 3 (52,0 mg/L), enquanto o Tanfloc mostrou melhor controle na Amostra 5 (216,4 mg/L). Esses resultados refletem a eficiência do Tanfloc na remoção de compostos dissolvidos, mas também indicam que o PAC pode ser mais adequado em cenários de alta concentração de sólidos suspensos.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi consideravelmente reduzida após a ozonização, com destaque para a Amostra 5 tratada com PAC (1000 ppm), que apresentou DQO residual de 121,4 mg/L no efluente bruto e 114,7 mg/L no efluente filtrado. Por outro lado, amostras com Tanfloc obtiveram valores um pouco mais elevados, como 170,5 mg/L e 167,2 mg/L no efluente bruto.

A ozonização eliminou praticamente todos os surfactantes aniônicos nas amostras 1, 2 e 3. Na Amostra 1, o valor foi reduzido para <0,07 mg/L, enquanto na Amostra 2 o valor final foi de 0,1 mg/L. Na Amostra 3, os surfactantes foram reduzidos para 1,6 mg/L, atendendo ao limite regulatório de 2,0 mg/L para lançamento. No entanto, a Amostra 4 ainda apresentou valor final de 4,3 mg/L, e na Amostra 5, o valor residual variou entre 1,71 mg/L e 3,83 mg/L, dependendo da concentração de PAC ou Tanfloc. Esses resultados destacam que a eficácia na oxidação de surfactantes depende das condições específicas de cada amostra e do coagulante utilizado no pré-tratamento.

De forma geral, os resultados demonstram que a ozonização é uma etapa altamente eficaz para o polimento do efluente, complementando os processos físico-químicos e melhorando parâmetros como turbidez, cor e DQO. A escolha do coagulante e das condições operacionais no pré-tratamento influencia diretamente os resultados do processo oxidativo por ozonização. O PAC mostrou-se mais eficiente na remoção de matéria orgânica e surfactantes aniônicos em amostras mais contaminadas, enquanto o Tanfloc teve melhor desempenho na redução de sólidos dissolvidos. Assim, a seleção do coagulante e o controle das condições do tratamento são essenciais para potencializar os benefícios da ozonização.

4.4 EFICIÊNCIA DO DOS PROCESSOS

A análise das amostras submetidas ao processo de ozonização em comparação com as respectivas amostras brutas demonstra a eficiência da integração do tratamento físico-químico com o oxidativo utilizando ozônio na remoção de turbidez, cor, DQO e sólidos.

Na remoção de turbidez, a eficiência foi superior a 95% em várias amostras, com destaque para a Amostra 5, que apresentou redução de 210,0 UNT no efluente bruto para 1,3 UNT após a ozonização, correspondendo a 99,4% de remoção. A Amostra 1 também apresentou resultados expressivos, com uma redução de 545,7

UNT para 11,8 UNT, equivalente a 97,8%. Por outro lado, a Amostra 4 mostrou eficiência menor, reduzindo de 192,0 UNT para 30,1 UNT (84,3%), sugerindo a necessidade de maior ajuste no tratamento físico-químico para alcançar melhores resultados.

Em relação à cor, os resultados foram igualmente satisfatórios. As Amostras 1 e 5 obtiveram remoções de 99,5%, com os valores caindo de 456,2 uC para 2,1 uC e de 395,2 uC para 2,1 uC, respectivamente. Na Amostra 3, a cor foi reduzida de 221,1 uC para 24,3 uC, com uma remoção de 89,0%. A Amostra 4 apresentou uma redução considerável de 297,2 uC para 29,4 uC, correspondendo a 90,1% de remoção.

No caso da Demanda Química de Oxigênio (DQO), o processo de ozonização também se mostrou eficaz, com destaque para a Amostra 5, que apresentou a maior eficiência, reduzindo de 682,2 mg/L no efluente bruto para 121,4 mg/L após o tratamento, representando 82,2% de remoção. A Amostra 1 também apresentou boa redução, com eficiência de 69,8%, diminuindo de 745,4 mg/L para 224,9 mg/L. Na Amostra 2, a DQO foi reduzida para 224,9 mg/L, ficando abaixo do limite de 300 mg/L para lançamento, enquanto a Amostra 4 teve a menor eficiência, reduzindo de 837,9 mg/L para 348,2 mg/L (58,5%), destacando a necessidade de melhorias no processo para efluentes com DQO elevada.

A remoção de sólidos totais foi menos expressiva em comparação com os outros parâmetros. A maior eficiência foi observada na Amostra 1, com uma redução de 56,1%, passando de 921,3 mg/L para 404,0 mg/L. Na Amostra 5, a redução foi de apenas 20,2%, de 429,3 mg/L para 342,7 mg/L. Esses resultados sugerem que os sólidos totais são mais resistentes ao processo de ozonização, possivelmente devido à natureza física do parâmetro, que é menos afetado pela oxidação química.

Os surfactantes aniônicos foram amplamente reduzidos após o processo de ozonização. Na Amostra 1, os valores foram eliminados quase completamente, reduzindo de 3,7 mg/L para <0,07 mg/L, correspondendo a 98,1% de remoção. A Amostra 4 apresentou valores reduzidos de 173,5 mg/L para 4,3 mg/L após ozonização. Na Amostra 5, o valor inicial de 197,2 mg/L foi reduzido para 1,71 mg/L, alcançando 99,1% de remoção, atendendo ao limite regulatório de 2,0 mg/L.

A ozonização se destacou como uma etapa altamente eficaz no polimento do efluente, especialmente na remoção de turbidez, cor, matéria orgânica e surfactantes. Os resultados reforçam a relevância desse processo como complemento aos tratamentos físico-químicos, permitindo atender aos padrões regulatórios para

lançamento e potencializando o reúso em aplicações não potáveis. Esses dados evidenciam a importância de ajustar as condições operacionais e a escolha do coagulante para otimizar a eficiência do sistema integrado.

4.5 COMPARAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO COM OS PADRÕES REGULATÓRIOS

Os tratamentos físico-químico e oxidativo com ozônio foram avaliados com base nos parâmetros de qualidade estabelecidos pelas legislações aplicáveis (Tabela 6). A análise comparativa dos resultados demonstra que o tratamento físico-químico foi suficiente para atender a alguns parâmetros regulatórios, enquanto a ozonização se mostra necessária em outros casos.

Após o tratamento físico-químico, os valores de pH de todas as amostras ficaram dentro dos limites legais (5,0 a 9,0) estabelecidos pela Resolução SEDEST 03/2020 para lançamento. Por exemplo, na Amostra 1, o pH foi ajustado de 3,5 para 6,76 após o tratamento físico-químico. A ozonização resultou em redução do pH, mas os valores permaneceram em conformidade.

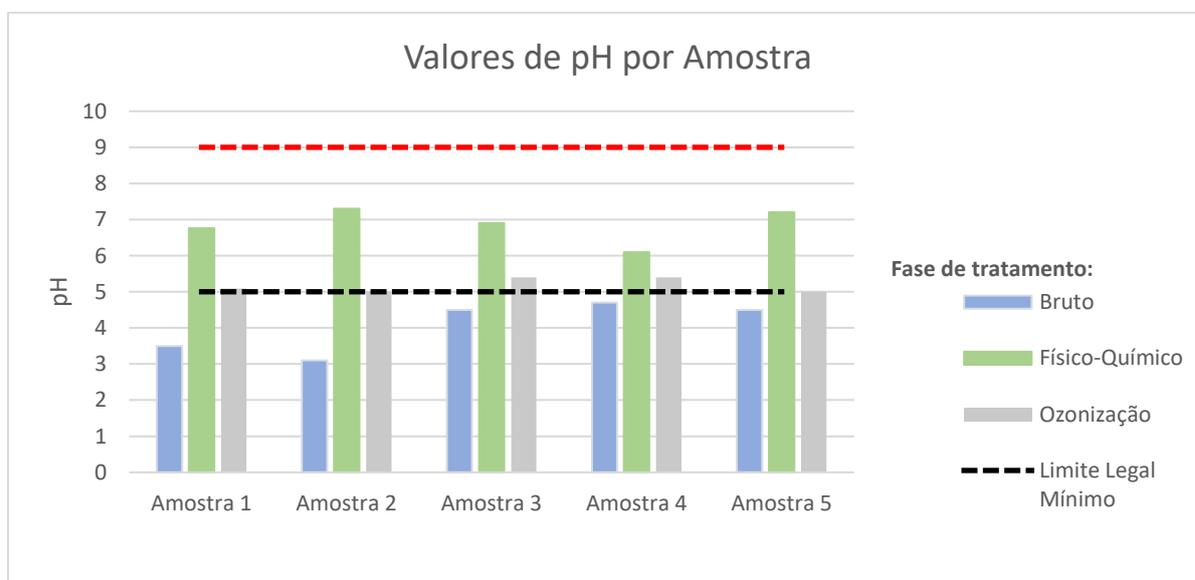


Figura 14– Distribuição dos valores medidos para o parâmetro pH nas amostras, comparados aos limites estabelecidos pela legislação vigente

A turbidez foi reduzida de forma significativa no tratamento físico-químico, atendendo ao limite de 40 UNT estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para lançamento. Por exemplo, na Amostra 2, o valor caiu de 385,0 UNT no efluente bruto

para 5,3 UNT após o tratamento físico-químico, o que já é suficiente para atender à norma.

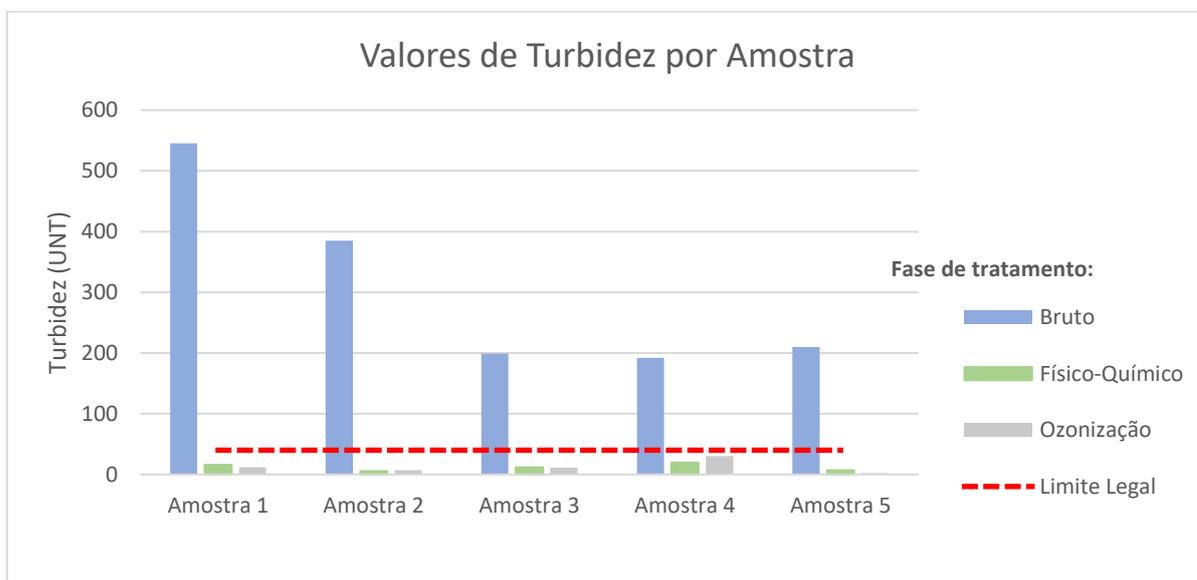


Figura 15 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro Turbidez nas amostras, comparados ao limite estabelecido pela legislação vigente

Apesar de não estar presente nas regulamentações citadas, a remoção de cor foi eficiente tanto no tratamento físico-químico quanto na ozonização. Em algumas amostras, o tratamento físico-químico sozinho não foi suficiente para alcançar níveis extremamente baixos. Por exemplo, na Amostra 3, a cor foi reduzida de 221,1 uC no bruto para 4,4 uC após o tratamento físico-químico, já melhorando a estética do efluente. No entanto, a ozonização potencializou a remoção, alcançando valores tão baixos quanto 2,1 uC na Amostra 1.

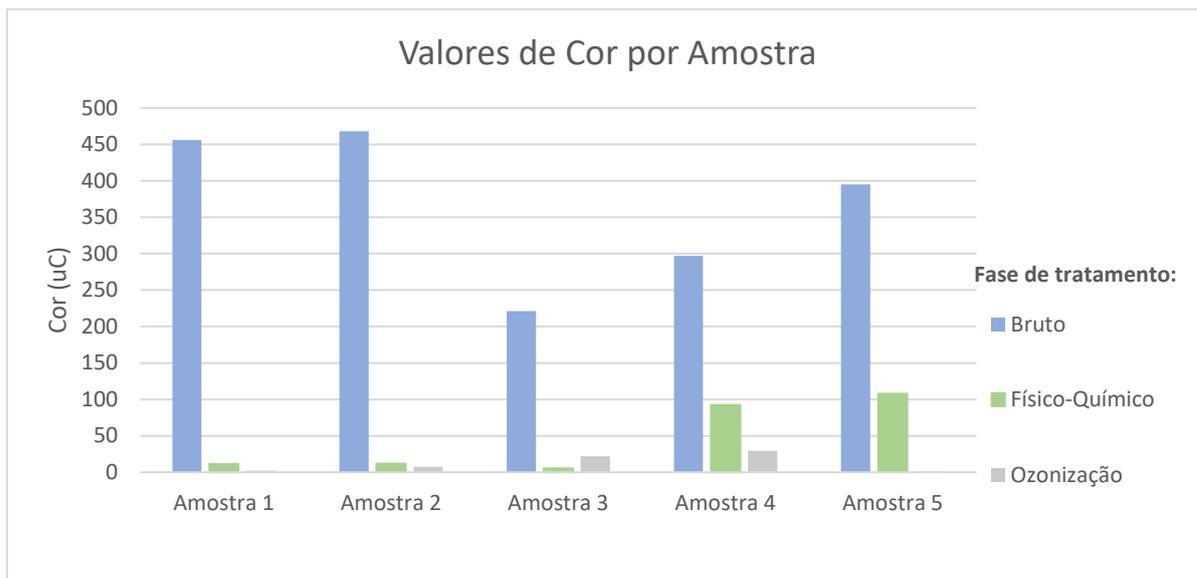


Figura 16 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro Cor nas amostras.

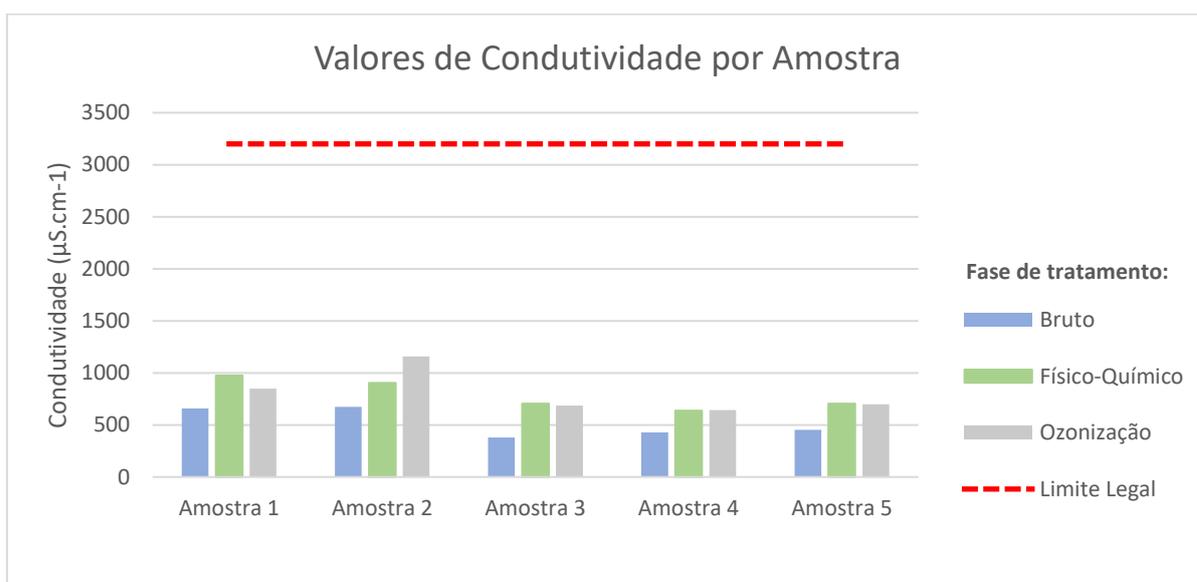


Figura 17 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro Condutividade nas amostras, comparados ao limite estabelecido pela legislação vigente

A DQO é um parâmetro crítico, com limite legal de 300 mg O₂/L para lançamento, conforme Resoluções SEDEST 003/2020 e SEMA 021/2011. Em muitas amostras, o tratamento físico-químico foi insuficiente para atingir esse limite. Na Amostra 1, por exemplo, a DQO foi reduzida de 745,4 mg O₂/L no bruto para 307,68 mg O₂/L após o tratamento físico-químico, ainda acima do limite. A ozonização, porém, foi fundamental para alcançar conformidade, reduzindo a DQO para 224,9 mg O₂/L na mesma amostra. Na Amostra 5, a ozonização reduziu a DQO de 682,2 mg/L no bruto para 121,4 mg/L, alcançando eficiência de 82,2%.

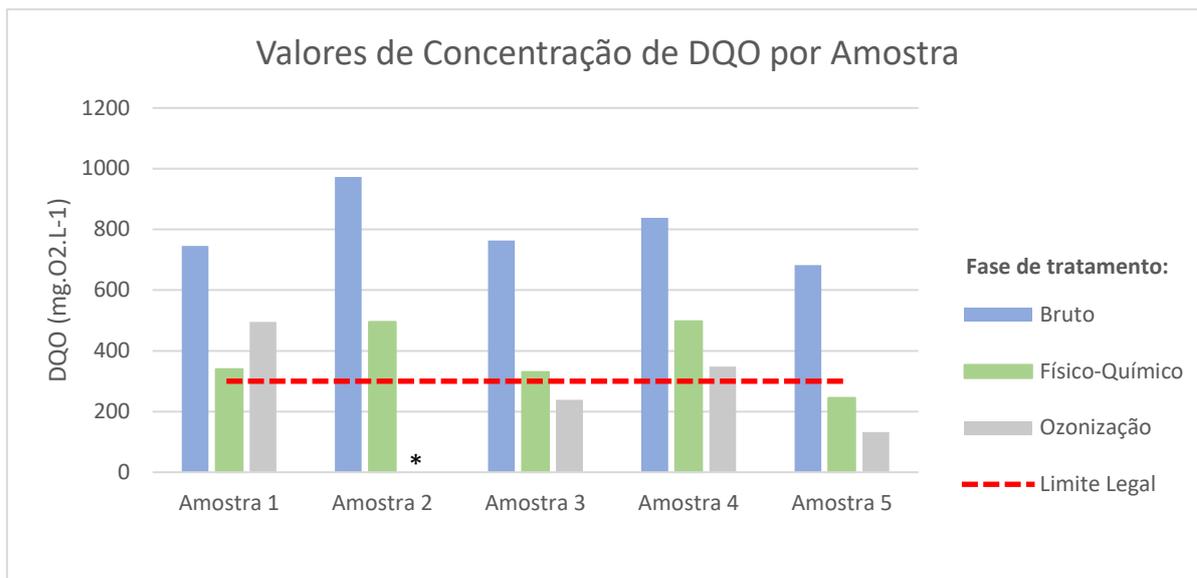


Figura 18 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro DQO nas amostras, comparados ao limite estabelecido pela legislação vigente

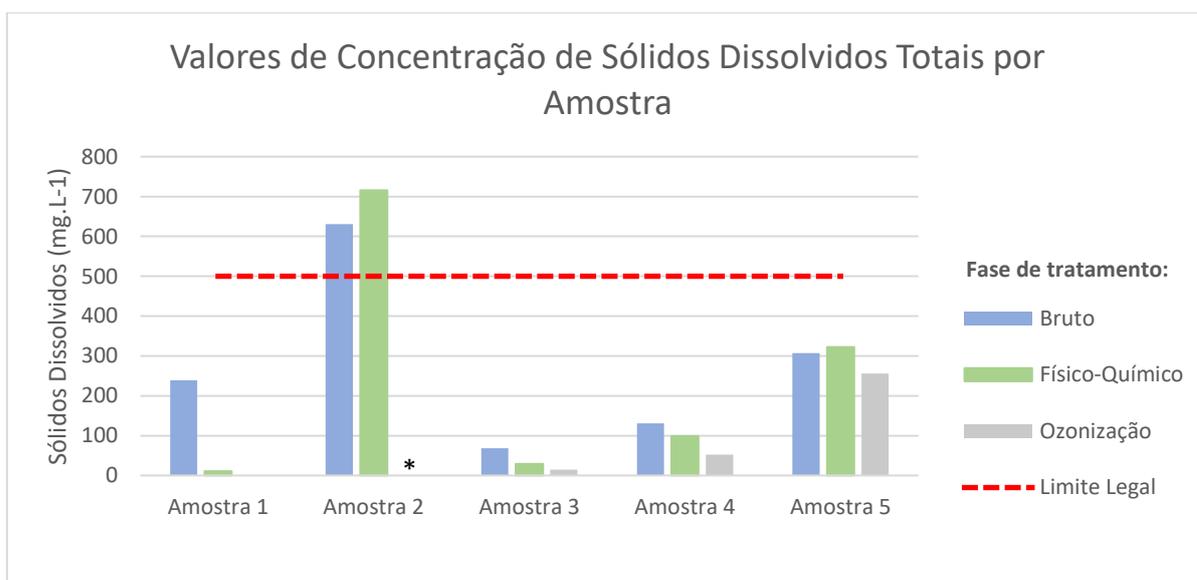


Figura 19 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais nas amostras, comparados ao limite estabelecido pela legislação vigente

Os surfactantes aniônicos, cujo limite para lançamento é 2,0 mg/L LAS (Resoluções SEDEST 003/2020 e SEMA 021/2011), foram efetivamente removidos pelo tratamento de ozonização, que foi necessário para alcançar os limites. Na Amostra 3, os valores foram reduzidos de 193,5 mg/L no bruto para 2,4 mg/L, ficando próximo ao limite. Na Amostra 5, os valores foram reduzidos de 197,2 mg/L para 1,71 mg/L, cumprindo os padrões regulatórios.

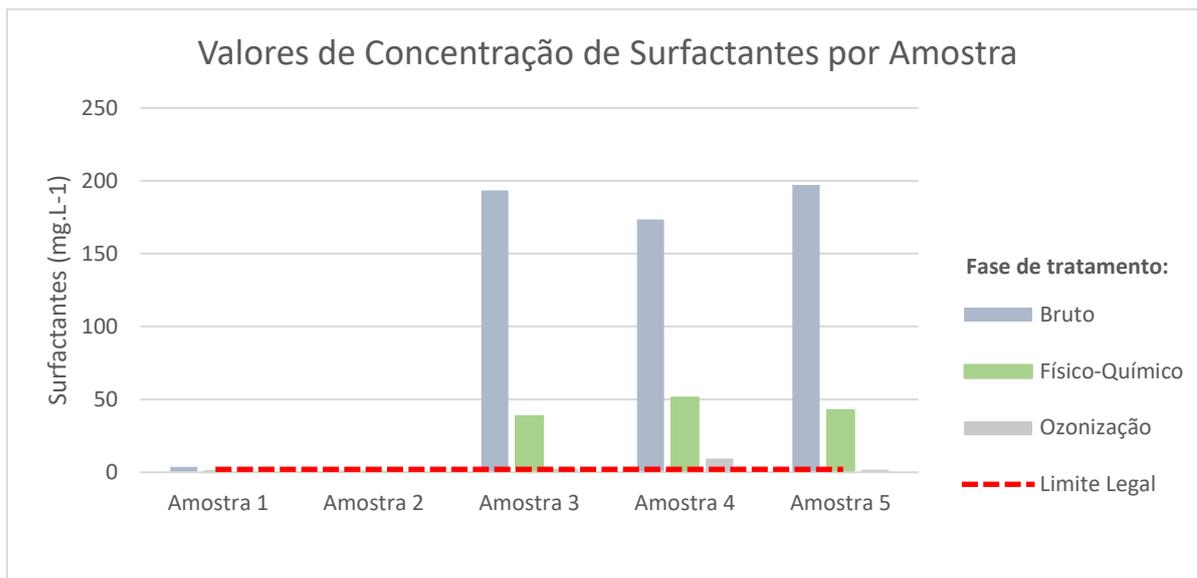


Figura 20 – Distribuição dos valores medidos para o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais nas amostras, comparados ao limite estabelecido pela legislação vigente

Embora os sólidos suspensos fossem amplamente reduzidos pelo tratamento físico-químico, os sólidos dissolvidos mostraram maior resistência. A ozonização teve menor impacto nesses parâmetros, destacando a necessidade de combinar métodos adicionais, como filtração em areia, carvão ativado ou separação por membranas, dependendo do tipo de sólido predominante.

Os resultados demonstram a relevância da integração entre tratamentos físico-químicos e oxidativos por ozonização para atender aos padrões regulatórios e melhorar a qualidade final do efluente, especialmente em parâmetros críticos como DQO e surfactantes.

5 CONCLUSÕES

A caracterização dos efluentes provenientes da lavagem de veículos evidenciou alta complexidade química e físico-química, com parâmetros como turbidez, cor, DQO e surfactantes aniônicos frequentemente excedendo os limites regulatórios. Esses resultados reforçaram a necessidade de um tratamento eficiente para a adequação dos efluentes tanto ao descarte em corpos receptores quanto ao reúso. O estudo mostrou que os efluentes possuem uma variabilidade significativa, destacando a importância de sistemas de tratamento robustos e adaptáveis às condições específicas.

A aplicação do tratamento físico-químico mostrou-se eficiente na redução de turbidez, cor e sólidos suspensos, atingindo, em muitas amostras, os padrões legais de lançamento e reúso. No entanto, a remoção de compostos orgânicos dissolvidos e surfactantes aniônicos foi limitada em casos de contaminação inicial elevada, destacando a necessidade de uma etapa complementar. A integração com a ozonização foi essencial para atender aos padrões regulatórios em parâmetros como DQO e surfactantes, especialmente em amostras mais complexas, demonstrando a eficácia do sistema híbrido no polimento do efluente.

Os resultados evidenciaram que o tratamento físico-químico foi suficiente para atender aos padrões de turbidez (40 UNT) e pH (6,0 a 9,0) em todas as amostras avaliadas. Contudo, para a conformidade em parâmetros mais exigentes, como DQO (300 mg O₂/L) e surfactantes aniônicos (2,0 mg/L LAS), a ozonização desempenhou um papel crucial. A integração desses tratamentos possibilitou a adequação do efluente tratado tanto para descarte em corpos receptores quanto para reúso em atividades não potáveis.

O tratamento integrado apresentou resultados promissores quanto à viabilização do reúso da água tratada, especialmente em aplicações não potáveis. A redução significativa de parâmetros críticos como turbidez, cor e DQO possibilita a utilização do efluente em atividades urbanas e industriais, contribuindo para a conservação de recursos hídricos e a redução do impacto ambiental associado à lavagem de veículos. Esse cenário reforça a importância de tecnologias híbridas como solução sustentável para o setor.

Os resultados deste trabalho destacam o potencial das tecnologias híbridas, combinando coagulação-floculação e ozonização, como abordagem eficaz para o tratamento de efluentes de lavagem de veículos. Recomenda-se a ampliação de estudos que explorem o custo-benefício dessas tecnologias em diferentes contextos, considerando aspectos econômicos, ambientais e sociais. Além disso, futuras pesquisas podem avaliar a viabilidade de implementação em larga escala, bem como a possibilidade de integração com outras etapas de tratamento, como filtração em areia, carvão ativado ou separação por membranas, para otimização dos resultados.

6 TRABALHOS FUTUROS

Como continuidade deste trabalho, serão desenvolvidas etapas que visam refinar o sistema de tratamento proposto, ampliar sua viabilidade em diferentes contextos e disseminar as práticas desenvolvidas.

A otimização do processo será realizada por meio da realização de novos experimentos em laboratório para refinar os parâmetros operacionais, como dosagens de coagulantes, tempos de ozonização e ajustes de pH. Essa otimização buscará aumentar ainda mais a eficiência na remoção de poluentes, especialmente compostos orgânicos dissolvidos e surfactantes aniônicos, além de identificar oportunidades para reduzir os custos operacionais e energéticos do sistema.

Também deve ser conduzido um **estudo** de viabilidade econômica, avaliando os custos associados à implementação e operação do sistema em escala real. Essa análise incluirá levantamentos detalhados do consumo de reagentes, energia elétrica e manutenção, além de considerar os benefícios econômicos do reúso da água tratada. O objetivo é criar um modelo econômico que demonstre a viabilidade do sistema para diferentes tipos de unidades de lavagem de veículos.

Em paralelo, será elaborado um projeto em escala real, para a implementação do sistema de tratamento em um lava-car, permitindo avaliar sua eficácia sob condições reais de operação. Durante esta etapa, será feito um monitoramento contínuo de parâmetros físico-químicos e econômicos, buscando validar os resultados obtidos em escala laboratorial e ajustar o sistema para maior robustez diante de variações na qualidade do efluente e no volume tratado.

Adicionalmente, será explorada a integração do sistema híbrido com outras tecnologias complementares, como filtração, adsorção por carvão ativado, processos biológicos e/ou outros, para tratar compostos recalcitrantes e melhorar a qualidade final do efluente. Essa etapa permitirá ampliar ainda mais o potencial de reúso.

Por fim, os resultados serão amplamente disseminados por meio da publicação em revistas científicas, apresentação em eventos técnicos e produção de materiais informativos voltados ao setor, promovendo a adoção de práticas eficazes no setor de lavagem de veículos.

7 REFERÊNCIAS

AHAMMED, M.M. DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. *Desalination*. v. 276. n. 1-3. p. 287-293, 2011.

ALEXANDER, M. Biodegradation and biodeterioration. Academic Press, Inc, Ithaca, New York, 302 p. 1994.

AL-ODWANI, A. AHMED, M. BOU-HAMAD, S. Carwash water reclamation in Kuwait. v. 206. n. 1-3. p. 17-28, 2007.

ANDREOLI, C.V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lodos de Esgotos. Tratamento e Disposição Final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná –SANEPAR. v. 6. 484 p. 2001.

ARAÚJO, G. R. A. de. Integração da ozonização com processos físico-químicos no tratamento de água bruta para abastecimento. 2021. 166 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

AYUB, S. et al. Performance evaluation of agro-based adsorbents for the removal of cadmium from wastewater. *Desalination and Water Treatment*. v. 142. p. 293-299, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10738: Água - Determinação de surfactantes aniônicos pelo método espectrofotométrico do azul-de-metileno - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1989.

BANSAL, R. C.; GOYAL, M. Activated Carbon Adsorption. Boca Raton: CRC Press, 2005.

BHATTI, Z. A. et al. Chemical oxidation of carwash industry wastewater as an effort to decrease water pollution. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C*, v. 36, n. 9–11, p. 465–469, 2011.

BOLUARTE, I.A.R. et al. Reuse of car wash wastewater by chemical coagulation and membrane bioreactor treatment processes. *International Biodeterioration & Biodegradation*. v. 113. p. 44-48, 2016.

BOUSSU, K. et al. Applicability of nanofiltration in the carwash industry. v. 54. n. 2. p. 139-146, 2007.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan.1997.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 273, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a instalação de sistemas de armazenamento de derivados de petróleo e outros combustíveis. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 nov. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 17 mar, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF, 28 nov. 2005.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 8 jan. 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de maio 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, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF, 13 mai. 2011a.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 12 dez, 2011b.

BRATBY, J. R. Aplicação de Flotação a Ar Dissolvido no Tratamento de Água e Esgoto. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú. Anais, 1983.

BROWN, C. Water use in the professional car wash industry. International Car Wash Association. 1ed. Washington, 2002.

CAMPOS, J.R. (Coordenador). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro. ABES, 464 p. 1999.

CAMPOS, J. P.; POVINELLI, J. Coagulação e Floculação. Técnicas de Abastecimento de Água. São Paulo, CETESB, 2V. 1987. p.91-120.

CLEM, V. MENDONÇA, H. V. de. Ozone reactor combined with ultrafiltration membrane: A new tertiary wastewater treatment system for reuse purpose. Journal of Environmental Management, [s.l.], v. 315, p. 115166, 2022.

COSTA, P.R.F. Tratamento eletroquímico de efluente proveniente de caixas separadoras de água e óleo de postos revendedores de combustíveis. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Petróleo) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte Centro de Tecnologia, Natal, 2014.

CURITIBA. Lei nº 10.785 de 18 de setembro de 2003. Cria no Município de Curitiba, o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações - PURAE. Curitiba, PR, 18 set. 2003.

CURITIBA. Secretaria Municipal do Meio Ambiente. Relação de Documentos Adicionais por Tipo de Atividade para Licenciamento Ambiental. 2020.

CURITIBA. Lei 15.852 de 01 de julho de 2021. Dispõe sobre a política municipal de proteção, conservação e recuperação do meio ambiente e dá outras providências. Curitiba, PR, 01 jul. 2021.

DANHA, C. et al. Potential Impact of Wash Bay Effluent on the Water Quality of a Subtropical River. Journal of Water Resource and Protection. v. 6. n. 11, 2014.

DIAS, J. M. et al. Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: A review. Journal of Environmental Management, v. 85, p. 833-846, 2007.

EL-ASHTOUKHY, E-S.Z. AMIN, N.K. FOAUD, Y.O. Treatment of real wastewater produced from Mobil car wash station using electrocoagulation technique. Environmental Monitoring and Assessment. v. 187. n. 828, 2015.

ESPINOZA-MONTERO, P.J.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; LOOR-URGILÉS, L.D. Technologies employed for carwash wastewater recovery. *Journal of Cleaner Production*, v 401, 2023.

EPA. Development Document for Effluent Limitations guidelines and standards for the auto and other laundries point source category. EPA 820-B-80-100, Office of Water and Waste Management, Washington, D.C, 1980.

EPA. The Class V Underground Injection Control Study. EPA/816-h-99-014d. vol4, Office of Water, Washington, D.C., 1999.

EPA. Guidelines for Water Reuse (EPA/600/R-12/618). US Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management, Washington, DC, 2012.

ESPINOZA-MONTERO, P.J.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; LOOR-URGILÉS, L.D. Technologies employed for carwash wastewater recovery. *Journal of Cleaner Production*, v 401, 2023.

ETCHEPARE, R. G. Integração de processos no tratamento de efluentes de lavagem de veículos para reciclagem de água. 2012. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre(RS), 2012.

ETCHEPARE, R.; ZANETI, R.; AZEVEDO, A.; RUBIO, J. Application of flocculation–flotation followed by ozonation in vehicle wash wastewater treatment/disinfection and water reclamation. *Desalination and Water Treatment*, v. 56, n. 7, p. 1728-1736, 2015.

EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and OF the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327, 1-72, 2000.

GUIMARÃES, P.S. Tratamento de águas residuárias oriundas da purificação do biodiesel por coagulação empregando sulfato de alumínio e quitosana: avaliação preliminar. 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

HAMADA, T. MIYAZAKI, Y. Reuse of carwash water with a cellulose acetate ultrafiltration membrane aided by flocculation and activated carbon treatments. *Desalination*. v. 169, n. 3. p. 257-267, 2004.

HARIF, S.; ABOULHASSAN, M. A.; BAMMOU, L.; BAICHA, Zakarya; FERNÁNDEZ, F. J. H. Improving the removal of anionic surfactant in cardboard

industry wastewater by coagulation/flocculation: process optimization with response surface methodology. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 234, n. 477, 2023.

HENZE, M. et al. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. London: IWA Publishing, 2008.

HU, C. et al. A Study of Car Wash Wastewater Treatment by Cyclo-Flow Filtration. *Water*. v. 14. n. 9, 2022.

JIN, X.; WEI, Y.; HU, S.; LI, K.; XU, L.; SHANG, Y.; ZONG, Y.; SHI, X.; XU, L.; BAI, X.; JIN, P.; WANG, X. C. Significance of ozonation on surfactant-polymer flooding produced water coagulation: water quality deterioration inhibition, high-standard reinjection and mechanism. *Separation and Purification Technology*, v. 328, p. 125035, 2024.

JÖNSSON, C. JÖNSSON, A. The influence of degreasing agents used at car washes on the performance of ultrafiltration membranes. *Desalination*. v. 100. n. 1-3. p. 115-123, 1995.

KALETA, Jadwiga; ELEKTOROWICZ, Maria. The removal of anionic surfactants from water in coagulation process. *Environmental Technology*, v. 34, n. 8, p. 999–1005, 2013.

KASSA, B.A. DESTA, A.F. ASSEFA, F. Evaluating the efficacy of household filters used for the removal of bacterial contaminants from drinking water. *African Journal of Microbiology Research*. v. 14. n. 6. p. 273-279, 2020.

KHAN, N.A. et al. Recent trends in disposal and treatment technologies of emerging-pollutants - A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. v. 122. 115744, 2020.

KHANI, M.R. et al. Rapid and high purification of olive mill wastewater (OMV) with the combination electrocoagulation-catalytic sonoperoxone processes. *Journal of Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 97, p. 47-53, 2019.

KOWALSKA, I. Separation of Anionic Surfactants in a Sequential Ultrafiltration – Ion Exchange Purification System. *Polish Journal of Environmental Studies*. v. 21. n. 3. p. 677-684, 2012.

KOWSALYA, E. et al. Treatment of Carwash Waste Water and Its Reuse to Manage Water Supply. *International Journal of Recent Technology and Engineering*. v.8. n. 5, 2020.

KUAN, W-H. et al. A Review of On-Site Carwash Wastewater Treatment. *Sustainability*. v. 14. n. 10. 5764, 2022.

KUBARE, M. HAARHAOFF, J. Rational design of domestic biosand filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*. v. 59. n. 1. p. 1-15, 2010.

LAPOLLI, F. R. et al. Desinfecção de efluentes sanitários por meio da ozonização. In: ABES. *Desinfecção de Efluentes Sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

LAU, W.J. ISMAIL, A.F. FIRDAUS, S. Car wash industry in Malaysia: Treatment of car wash effluent using ultrafiltration and nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*. v. 104. p. 26-31, 2013.

LI, T. et al. Reuse of carwash wastewater with hollow fiber membrane aided by enhanced coagulation and activated carbon treatments. *Water Science & Technology*. v. 56. n. 12. p. 111-118, 2007.

MAGALHÃES, A. F. R. Proposição, Implantação, partida e ajustes de reatores biológicos e físico-químicos para tratamento e reciclagem de efluentes de lavadores de veículos em escala real. 2005. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MARSH, H.; RODRÍGUEZ-REINOSO, F. *Activated Carbon*. Amsterdam: Elsevier, 2006.

MENDES, C.G.N. Estudo da coagulação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis. São Carlos. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1989.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2016.

MILLER, G. W. An assessment of ozone and chlorine dioxide technologies for treatment of municipal water supplies. [S.l.]: Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1978. v. 1.

MOAZZEM, S. et al. Performance of ceramic ultrafiltration and reverse osmosis membranes in treating car wash wastewater for reuse. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 25. p. 8654-8668, 2018.

MOAZZEM, S. et al. Application of enhanced membrane bioreactor (eMBR) for the reuse of carwash wastewater. *J. Environ. Manag.*, v. 254, 2020.

MONNEY, I. DONKOR, E.A. BUAMAH, R. Clean vehicles, polluted waters: empirical estimates of water consumption and pollution loads of the carwash industry. *Heliyon*. v. 6. n. 5, 2020.

MONNEY, I. et al. Treating waste with waste: the potential of synthesized alum from bauxite waste for treating car wash wastewater for reuse. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 26. p. 12755-12764, 2019.

MONTGOMERY, D. C. *Design and Analysis of Experiments*. 8. ed. New York: Wiley, 2013.

MUJUMDAR, M.M. RAJAGOLKAR, S.P. JADHAV, P. Treatment of Vehicle Washing Waste Water for Maximum Reuse of Treated Water and Reduce Fresh Water Consumption. v. 7. n. 2. p. 1-5, 2020.

NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL (NHMRC) AND NATURAL RESOURCE MANAGEMENT MINISTERIAL COUNCIL (NRMMC). *National Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks*. Commonwealth of Australia, Canberra, 2006.

NDI, H.N. Estimating wasteful water use from car washing points on the water supply system of Yaounde, Cameroon. *GeoJournal*. v. 83. p. 1-12, 2018.

OBURA, D. et al. Determination and implementation of an onsite management system for motor-vehicle wash effluents: A field-scale commercial application toward sector Sustainability. *Journal of Water Process Engineering*. V. 56, 2023.

OENNING JUNIOR, A. (em preparação). Caracterização e aplicação da ozonização e biofiltração em carvão ativado para remoção de micropoluentes de águas para abastecimento.

OLIVEIRA, G. R. C. Estudo de variáveis operacionais e interfaciais na flotação e óleo por gás dissolvido. 120 p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: COPPE, 1995.

PANIZZA, M. CERISOLA, G. Applicability of electrochemical methods to carwash wastewater for reuse. Part 1: anodic oxidation with diamond and lead dioxide anodes. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, v. 638, n. 2. p. 236-240, 2010.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Departamento de Licenciamento de Poluidores. Diretoria de Controle de Recursos Ambientais. Orientação Técnica nº 006 de 08 de dezembro de 2005. Atividade Prestadora de Serviços de lavagem de Veículos. Curitiba, PR, 08 dez. 2005.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). Resolução nº 70, de 01 de outubro de 2009, com alterações da Resolução CEMA 72/2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para Empreendimentos Industriais. Curitiba, PR, 01 out, 2009.

PARANÁ. Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA). Resolução nº 21 de 04 de julho de 2011. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para Postos de combustíveis e/ou Sistemas Retalhistas de Combustíveis, revoga a Resolução nº 038/2009/SEMA, Resolução nº 018/2010/SEMA e Resolução nº 077/2010/SEMA dá outras providências. Curitiba, PR, 11 jul. 2011.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo (SEDEST). Resolução nº 003, de 17 de janeiro de 2020. Dispõe sobre o Licenciamento Ambiental, estabelece condições e critérios para Posto Revendedor, Posto de Abastecimento, Instalação de Sistema Retalhista de Combustível – TRR, Posto Flutuante, Base de Distribuição de Combustíveis e dá outras providências. Curitiba, PR, 17 jan. 2020.

PARANÁ. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Resolução nº 122, de 19 de junho de 2023. Estabelece diretrizes e critérios gerais para reúso de água no Estado do Paraná. Curitiba, PR, 19 jun. 2023.

PARK, B. H.; KIM, S.; SEO, A. Y.; LEE, T. G. Evaluation of optimal conditions for anionic surfactant removal in wastewater. *Chemosphere*, v. 263, p. 128174, 2021.

PÁXEUS, N. Vehicle washing as a source of organic pollutants in municipal wastewater. *Water Science and Technology*. v. 33. n. 6. p. 1-8, 1996.

PINTO, A.C.S. et al. Carwash wastewater treatment by micro and ultrafiltration membranes: Effects of geometry, pore size, pressure difference and feed flow rate in transport Properties. *Journal of Water Process Engineering*. v. 17. p. 143-148, 2017.

PRIYA, M. JEYANTHI, J. Removal of COD, oil and grease from automobile wash water effluent using electrocoagulation technique. *Microchemical Journal*. v. 150, 104070, 2019.

PUB - PUBLIC UTILITIES BOARD. NEWater Act. Singapore, 2002. Disponível em <<https://www.pub.gov.sg/watersupply/fournationaltaps/newater>>. Acesso em 21 Abr. 2023.

RAI, R. et al. Assessing the impacts of vehicle wash wastewater on surface water quality through physico-chemical and benthic macroinvertebrates analyses. *Water Science*. v. 34. n. 1. p. 39-49, 2020.

RAKNESS, K. L. Ozone in Drinking Water Treatment: Process Design, Operation, and Optimization. Denver: American Water Works Association, 2011.

RIO DE JANEIRO. Lei Municipal nº 2.482 de 04 de outubro de 1996. Dispõe sobre a obrigatoriedade de construção de caixas retentoras para os estabelecimentos que menciona, e dá outras providências. Rio de Janeiro, RJ, 04 out. 1996.

RUBIO, J. CARISSIMI, E. ROSA, J.J. Flotation in water and wastewater treatment and reuse: recent trends in Brazil. *International Journal of Environment and Pollution*, v. 30, n. 2, p. 193-208, 2007.

RUBIO, J.; ZANETI, R. N. Treatment of washrack wastewater with water recycling by advanced flocculation-column flotation. *Desalination and Water Treatment*, v. 8, p. 146-153, 2009.

SAMADI, A. et al. Waste-derived low-cost ceramic membranes for water treatment: Opportunities, challenges and future directions. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 185, 2022.

SÃO PAULO. Lei nº 16.160 de 13 de abril de 2015. Cria o Programa de Reúso de água em postos de serviços e abastecimento de veículos e lava-rápidos no Município de São Paulo, e dá outras providências. São Paulo, SP, 14 abr. 2015.

SARMADI, M. et al. Efficient technologies for carwash wastewater treatment: a systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 27. p. 34823-34839, 2020.

SARMADI, M.; ZAREI, A. A.; GHAHRCHI, M.; SEPEHRNIA, B.; MESHKINIAN, A.; MOEIN, H.; NAKHAEI, S.; BAZRAFESHAN, E. Carwash wastewater characteristics - a systematic review study. *Desalination and Water Treatment*, v. 225, p. 112–148, junho 2021.

SHRIVER, D.; ATKINS, P. W. *Química Inorgânica*. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008.

SILVA, A.S. Avaliação da capacidade de remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó (CA) Produzidos no Brasil. 2005. 137f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

SNOEYINK, V. L.; JENKINS, D. *Water Chemistry*. New York: Wiley, 1980.

STANDARD METHODS. (2017). 4500-O3 OZONE (RESIDUAL). *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*, 23 ed.

STEPHENSON, T.; JUDD, S.; JEFFERSON, B.; BRINDLE, K. *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing, 2007.

TAMIAZZO, J. et al. Performance of a wall cascade constructed wetland treating surfactant-polluted water. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 22. p. 12816-12828, 2015.

TEIXEIRA, P.C. Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de lavagem de veículos visando a reciclagem de água. Dissertação (Mestrado de Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

TEKERE, M. SIBANDA, T. MAPHANGWA, K.W. An assessment of the physicochemical properties and toxicity potential of carwash effluents from professional carwash outlets in Gauteng Province, South Africa. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 23. p. 11876-11884, 2016.

TORKASHVAND, J. et al. On-site carwash wastewater treatment and reuse: a systematic review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. v. 102. n. 15. p. 3613-3627, 2022.

UÇAR, D. Membrane processes for the reuse of car washing wastewater. *Journal of Water Reuse and Desalination*. v. 8. n. 2. p. 169-175, 2018.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos. Campinas: Edgard Blücher, 1994.

VEIT, M.T. et al. Automotive wash effluent treatment using combined process of coagulation/flocculation/sedimentation–adsorption. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, 2020.

VERÉB, G. et al. Purification of real car wash wastewater with complex coagulation/flocculation methods using polyaluminum chloride, polyelectrolyte, clay mineral and cationic surfactant. *Water Science & Technology*. v. 80. n. 10. p. 1902-1909, 2019.

XIARCHOS, I. et al. Polymeric Ultrafiltration Membranes and Surfactants. *Separation & Purification Reviews*. v. 32, n. 2. p. 215-278, 2003.

WATER AUTHORITY OF ISRAEL. Water Reclamation. Israel, 2021.

WHO. Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Report of a WHO Meeting of Experts. Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 517), 1973.

ZANETI, R. ETCHEPARE, R. RUBIO, J. Car wash wastewater reclamation. Full-scale application and upcoming features. *Resources, Conservation and Recycling*. v. 55. n. 11. p. 953-959, 2011.

ZHANG, X. LI, F. ZHAO, X. Treatment of surfactants with concentrations below critical micelle concentration by ultrafiltration: A mini-review. *Water Cycle*. v. 3. p. 50-55, 2022.

8 APÊNDICE I – TABELAS DE RESULTADOS DO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO E OXIDATIVO POR OZONIZAÇÃO

Tabela 9 - Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 1

PARÂMETROS	Concentração de PAC (ppm)			
	1375	1650	1925	2200
pH	6,76	6,75	6,68	6,62
Turbidez (UNT)	16	26,6	26,2	28,5
Cor (uC)	11,2	38,2	17,8	29,2
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	975	1079	1202	1308
DQO ($\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$)	339,74	339,42	313,65	307,68
DQO Filtrada (Dissolvida) ($\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$)	224,65	221,45	223,38	214,29
Sólidos Totais (mg.L^{-1})	583,33	548,67	455,33	589,33
Sólidos Suspensos (mg.L^{-1})	572,67	498,00	423,33	424,00
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	10,67	50,67	32,00	165,33
Surfactantes (mg.L^{-1})	0,70	n.a.	n.a.	n.a.

Nota: n.a. – Não Analisado

Tabela 10– Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 2

PARÂMETROS	Concentração de PAC (ppm)		
	500	600	800
pH	7,3	7,3	7,3
Turbidez (UNT)	5,4	7,1	5,3
Cor (uC)	26,3	6,2	12,0
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	919,5	824,5	904,0
DQO ($\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$)	506,5	513,7	495,3
DQO Filtrada (Dissolvida) ($\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$)	491,6	499,0	495,6
Sólidos Totais (mg.L^{-1})	696,0	648,5	756,0

Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	17,3	36,0	40,0
Sólidos Dissolvidos (mg.L⁻¹)	678,7	312,5	716,0
Surfactantes (mg.L⁻¹)	n.a.	n.a.	0,5

Nota: n.a. – Não Analisado

Tabela 11 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 3

PARÂMETROS	Concentração de PAC (ppm)	
	600	800
pH	6,9	6,9
Turbidez (UNT)	14,0	11,8
Cor (uC)	4,4	5,1
Condutividade (µS.cm⁻¹)	712,0	705,0
DQO (mg.O₂.L⁻¹)	341,1	330,6
DQO Filtrada (Dissolvida) (mg.O₂.L⁻¹)	324,1	323,1
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	485,3	464,0
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	461,3	434,7
Sólidos Dissolvidos (mg.L⁻¹)	24,0	29,3
Surfactantes (mg.L⁻¹)	34,4	38,6

Nota: n.a. – Não Analisado

Tabela 12 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 4

PARÂMETROS	Concentração de PAC (ppm)	
	600	1000
pH	6,1	7,5
Turbidez (UNT)	19,8	22,3
Cor (uC)	92,5	94,8
Condutividade (µS.cm⁻¹)	637,0	916,1
DQO (mg.O₂.L⁻¹)	497,6	440,6

DQO Filtrada (Dissolvida) (mg.O₂.L⁻¹)	406,7	374,4
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	570,6	697,3
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	472,0	605,3
Sólidos Dissolvidos (mg.L⁻¹)	98,6	92,0
Surfactantes (mg.L⁻¹)	51,2	54,8

Nota: n.a. – Não Analisado

Tabela 13 – Resultados das melhores condições de tratamento físico-químico da Amostra 5

PARÂMETROS	Concentração de PAC (ppm)			Concentração de Tanfloc SH (mg/L)	
	600	800	1000	200	250
pH	7,2	7,2	7,3	7,5	6,8
Turbidez (UNT)	6,9	8,5	9,3	10,0	8,4
Cor (uC)	107,6	109,5	105,9	92,2	91,0
Condutividade (μS.cm⁻¹)	705,3	839,2	971,2	591,6	519,6
DQO (mg.O₂.L⁻¹)	245,1	195,9	183,6	248,3	239,2
DQO Filtrada (Dissolvida) (mg.O₂.L⁻¹)	198,9	193,8	181,7	216,4	213,1
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	346,7	366,7	462,7	308,7	240,0
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	24,0	10,0	16,0	19,3	31,6
Sólidos Dissolvidos (mg.L⁻¹)	322,7	356,7	446,7	289,4	208,4
Surfactantes (mg.L⁻¹)	42,6	42,6	38,1	63,8	52,3

Nota: n.a. – Não Analisado

Tabela 14 – Resultados das análises das amostras submetidas ao processo de ozonização

Parâmetro	Amostra									
	1	2	3	4		5				
	07/06/24	03/07/24	07/08/24	23/08/24		15/10/24				
Conc. PAC (ppm)	1375	800	800	600	1000	600	800	1000	-	-
Conc. Tanfloc (mg/L)	-	-		-	-	-	-	-	200	250
pH	5,09	5,0	5,4	5,4	5,8	5,0	5,1	5,2	4,7	4,9
Turbidez (UNT)	11,8	7,0	11,2	30,1	33,2	2,5	2,4	1,3	5,5	6,3
Cor (uC)	2,1	7,5	22,0	29,4	33,8	1,0	4,2	2,1	2,8	1,7
Condutividade (µS/cm)	848,0	1159	685,1	642,2	602,4	700	84,4	941,0	540,3	497,0
Sólidos Totais (ST) (mg/L)	404,0	404	350,0	324,0	205,3	268,0	374,7	342,7	298,7	240,0
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	404,0	n.a.	335,0	372	205,3	12,0	8,0	2,0	14,8	23,6
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	0,0	n.a.	15,0	52,0	0,0	256,0	366,7	340,7	283,9	216,4
DQO Efluente Bruto (mg O ₂ /L)	224,9	n.a.	238,8	348,2	304,5	132,7	141,8	121,4	170,5	167,2
DQO Efluente Filtrado (Dissolvida) (mg O ₂ /L)	224,9	n.a.	233,4	345,5	282,9	127,1	125,7	114,7	174,4	164,9
Surfactantes aniônicos (mg/L LAS)	<0,07	0,1	2,4	9,3	4,3	1,71	1,94	2,03	2,35	3,83