



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**
– MESTRADO/DOCTORADO –

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DAS ÁGUAS DO AÇUDE
GRANDE (CAJAZEIRAS-PB)**

Por

Millena Dayse Barbosa da Silva

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre*

João Pessoa – Paraíba

Março de 2024



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**
– MESTRADO/DOCTORADO –

OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DAS ÁGUAS DO AÇUDE GRANDE (CAJAZEIRAS-PB)

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Millena Dayse Barbosa da Silva

Orientadora: Prof^a. Dr.^a Larissa Granjeiro Lucena

João Pessoa – Paraíba

Março de 2024

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

S586o Silva, Millena Dayse Barbosa da.

Otimização do tratamento das águas do Açude Grande
(Cajazeiras-PB) / Millena Dayse Barbosa da Silva. -
João Pessoa, 2024.

115f. : il.

Orientação: Larissa Granjeiro Lucena.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CT.

1. Adsorção. 2. Tratamento convencional da água. 3.
Filtração. 4. Planejamento fatorial. 5. Metodologia de
Superfície Resposta. 6. Açude. I. Lucena, Larissa
Granjeiro. II. Título.

UFPB/BC

CDU 628.1:556.55(813.3)(043)



**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DAS ÁGUAS DO AÇUDE GRANDE
(CAJAZEIRAS – PB)**

MILLENA DAYSE BARBOSA DA SILVA

Dissertação aprovada em 26 de março de 2024.

Período Letivo: 2023.2

**Prof(a). Dr(a). Larissa Granjeiro Lucena – UFC
Orientador(a)**

**Prof(a). Dr(a). Elisangela Maria Rodrigues Rocha – UFPB
Examinador(a) Interno(a)**

**Prof(a). Dr(a). Carla Bastos Vidal - UTFPR
Examinador(a) Externo(a)**

**João Pessoa/PB
2024**

Dedico esta dissertação aos meus pais,
Francimar e Rejane, pelo apoio e amor
incondicional.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelas infinitas graças recebidas ao longo dessa caminhada acadêmica, pela resiliência diante dos desafios enfrentados e pelo imenso presente de ter pais tão excepcionais.

Aos meus pais, Francimar Barbosa da Silva e Rejane Pereira da Silva, pelo amor e carinho incondicional, por investirem na minha educação, por me instruir como pessoa, pelo suporte na pesquisa de campo, por todo esforço e apoio fornecido nessa caminhada acadêmica. Os meus pais são minha base, minha força e o meu exemplo de vida. Agradeço e dedico a eles todas às minhas conquistas pessoais e profissionais.

À minha falecida avó, Josefa Maria da Conceição, por todo o carinho, amor e cuidado incondicional.

À minha irmã, Milany Ellen Barbosa da Silva, pelo suporte nas pesquisas de campo e por todo o incentivo.

À minha prima, Dávila Rayane, pelo companheirismo, o carinho e o apoio diante dos obstáculos enfrentados.

À minha orientadora, Dr.^a Larissa Granjeiro Lucena, um exemplo de amor à pesquisa e à docência. Agradeço imensamente pelos valiosos ensinamentos, a amizade, o acolhimento, a compreensão, a dedicação e o suporte fornecido no desenvolvimento dessa pesquisa.

À professora Dr.^a Elisângela Maria Rodrigues Rocha, pelos ensinamentos, o companheirismo, o acolhimento, os conselhos e pelo apoio fornecido nos ensaios laboratoriais. Sua amizade foi crucial para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Às minhas amigas, Amanda Gondim e Laís Montenegro, pela parceria nas realizações dos meus testes e por toda ajuda fornecida durante o período de adaptação no laboratório de saneamento.

Aos técnicos do LABSAM, Dorivaldo José, Romildo dos Anjos e Elson Santos, pela amizade e o suporte fornecido durante a realização dos testes.

Ao meu grupo de pesquisa GPOAST (Grupo de Pesquisa em Processos Oxidativos Avançados Solares e Toxicidade) pelo acolhimento, amizade e a ajuda no desenvolvimento da pesquisa.

Às minhas amigas da graduação, Maria Isabel e Nyanne Maria, pelo estímulo para ingressar no mestrado.

Aos meus amigos do mestrado e doutorado pelos momentos inesquecíveis, o acolhimento e os conhecimentos compartilhados. A amizade de cada um de vocês foi essencial para tornar a caminhada mais leve.

Às professoras Dr.^a Elisângela Maria Rodrigues Rocha e Dr.^a Carla Bastos Vidal, pela participação na banca e pelas valiosas contribuições para o aprimoramento da presente pesquisa.

Aos professores do PPGEACAM pelas contribuições para a minha formação acadêmica.

À UFPB e ao PPGEACAM pelo suporte oferecido durante os dois anos de desenvolvimento da pesquisa.

À CAPES, agradeço imensamente pela bolsa concedida, que assegurou o financiamento das minhas despesas na Cidade de João Pessoa.

A todos que contribuíram diretamente e indiretamente para a concretização desse sonho agradeço profundamente.

“Só fazemos melhor aquilo que repetidamente insistimos em melhorar. A busca da excelência não deve ser um objetivo, e sim um hábito.

A excelência nunca é um acidente. É sempre o resultado de alta intenção, esforço sincero, inteligência e execução; representa a escolha sábia entre muitas alternativas – escolha, não acaso, determina o seu destino”

Aristóteles

RESUMO

O Açude Grande localiza-se no interior do Estado da Paraíba, onde é predominante a reduzida disponibilidade hídrica e longos períodos de estiagem. Ademais, esse corpo hídrico faz parte do processo de ocupação da Cidade de Cajazeiras e foi construído com o intuito de abastecer a população local, contudo, aos longos dos anos, a intensificação da interferência antrópica promoveu a deterioração da qualidade ambiental das suas águas. Perante o exposto, a presente pesquisa objetivou otimizar duas tecnologias de tratamento para as águas do Açude Grande, a partir da utilização do planejamento fatorial do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) associado à Metodologia de Superfície Resposta (MSR). Primeiramente, analisou-se a eficiência do processo de adsorção utilizando o carvão ativado em pó (CAP) na remoção de DQO e cor verdadeira, tendo como variáveis independentes a concentração de adsorvente e o pH. Em um segundo momento, foi simulado o tratamento convencional, utilizando o sulfato de alumínio como coagulante. Nas etapas de clarificação do tratamento convencional (coagulação, floculação e decantação) as variáveis concentração de sulfato de alumínio e o pH foram otimizadas em função da remoção de turbidez e cor aparente. A simulação da etapa de filtração do tratamento convencional foi realizada em dois protótipos de filtros: o filtro de camada simples, constituído por areia, e o filtro de camada dupla composto por areia e CAP, em ambos os casos a brita foi usada como meio suporte. Os resultados demonstraram que na técnica de adsorção houve a solubilização do CAP, conferindo um aumento de DQO às amostras, além disso, os modelos estatísticos gerados não foram satisfatórios. Em termos da eficiência das etapas de clarificação do tratamento convencional, constatou-se que, no intervalo do estudo, o melhor resultado encontrado foi na concentração do coagulante de 60 mg.L^{-1} e pH de 6 (ensaio 3), o qual apresentou uma remoção de turbidez de 67,30% e cor aparente de 78,13%, enquadrando o parâmetro turbidez dentro dos limites previstos pela Portaria do Ministério da Saúde GM/MS nº 888/2021. Em relação ao processo de filtração, o filtro de camada simples foi a melhor proposta do ponto de vista sanitário e econômico, pois resultou em uma taxa de filtração mais rápida, e uma boa eficiência na remoção dos parâmetros de turbidez (>77%), de cor aparente (>70%) e de DBO (>61%). Por fim, concluiu-se que o processo convencional de ciclo completo é uma técnica apropriada para tratar as águas do Açude Grande.

PALAVRAS-CHAVE: Adsorção, Tratamento Convencional da Água, Filtração, Planejamento Fatorial, Metodologia de Superfície Resposta.

ABSTRACT

Açude Grande is located in the interior of the state of Paraíba, where reduced water availability and long periods of drought are prevalent. Furthermore, this water body is part of the urbanization process of the city of Cajazeiras and was built with the purpose of supplying the local population. However, over the years, the intensification of human interference promoted the deterioration of the environmental quality. In light of this, the present research aimed to optimize two treatment technologies for Açude Grande's waters using the Central Composite Rotatable Design (CCRD) coupled with the Response Surface Methodology (RSM). Firstly, the efficiency of the adsorption process using powdered activated carbon (PAC) in the removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and true color was analyzed, with the independent variables being the adsorbent concentration and pH. Subsequently, the conventional treatment was simulated using aluminum sulfate as a coagulant. In the clarification stages of the conventional treatment (coagulation, flocculation, and sedimentation), the variables concentration of aluminum sulfate and pH were optimized based on the removal of turbidity and apparent color. The simulation of the filtration stage of the conventional treatment was conducted on two prototypes of filters: the single-layer filter composed of sand and the double-layer filter composed of sand, and PAC, in both cases gravel was used as a support. The results showed that in the adsorption technique, the solubilization of CAP occurred, resulting in increase in COD in the samples. Additionally, the generated statistical models were not satisfactory. Regarding the efficiency of the clarification steps in conventional treatment, it was found that, within the study range, the best result was obtained at a coagulant concentration of 60 mg.L⁻¹ and pH of 6 (test 3). This resulted in a turbidity removal of 67,30% and apparent color of 78,13%, meeting the turbidity parameter within the limits set by GM Ordinance of the Ministry of Health N°. 888/2021. Concerning the filtration process, the single-layer filter proved to be the best proposal from a sanitary and economic perspective, resulting in a faster filtration rate, and good efficiency in removing turbidity parameters (>77%), apparent color (>70%), and BOD (>61%). In conclusion, the conventional full-cycle process is an appropriate technique for treating the waters of Açude Grande.

KEYWORDS: Adsorption, Conventional Water Treatment, Factorial Design, Filtration, Response Surface Methodology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Etapas do tratamento convencional de ciclo completo empregadas nas ETA's.....	21
Figura 2: Representação esquemática do processo de adsorção de um poluente orgânico utilizando o carvão ativado.....	31
Figura 3: Mapa de localização do Açude Grande e dos pontos de coleta referentes ao ano de 2023.	38
Figura 4: Simulação do processo de adsorção na mesa agitadora orbital para tratar as águas do Açude Grande.	42
Figura 5: Simulação das etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação) no <i>Jar Test</i> para tratar as águas do Açude Grande.....	45
Figura 6: Filtro de: a) camada dupla; b) camada simples.....	47
Figura 7: Aparência estética das amostras do Açude Grande após os testes de adsorção, antes da separação do sobrenadante e do CAP.....	56
Figura 8: Gráfico de ensaios <i>versus</i> resíduos para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.....	59
Figura 9: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.	60
Figura 10: Efeitos significativos para a variável remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.....	61
Figura 11: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.	64
Figura 12: Aspecto estético da amostra bruta e das amostras pós-clarificação da água do Açude Grande.	67
Figura 13: Gráfico de ensaios <i>versus</i> resíduos para remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.	69
Figura 14: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.	70
Figura 15: Gráfico de Pareto para remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.....	71

Figura 16: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.....	76
Figura 17: Região ótima para as três variáveis resposta.....	77
Figura 18: Aparência das amostras: Bruta (Br), pós-clarificação (CL), pós-filtro de camada dupla (F.C.A) e pós-filtro de camada simples (F.A).	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Síntese dos pontos escolhidos, data, horário, volume e coordenadas das coletas das amostras.....	38
Tabela 2: Parâmetros e métodos para a caracterização das amostras.....	39
Tabela 3: Resultados da caracterização físico-química da água do Açude Grande no ano de 2023.....	50
Tabela 4: Resultados obtidos nos ensaios de adsorção da água do Açude Grande com o carvão ativado.....	54
Tabela 5: Valor do parâmetro DQO e do percentual de remoção de DQO após retirar a interferência do CAP.....	57
Tabela 6: Modelos de regressão para as variáveis dependentes no processo de adsorção utilizando o CAP.....	62
Tabela 7: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas remoção de DQO (subtraindo a interferência do CAP) e remoção de cor verdadeira.....	62
Tabela 8: Análise da variância (ANOVA) para a variável remoção de cor.....	63
Tabela 9: Resultados obtidos na etapa de clarificação com o sulfato de alumínio no tratamento das águas do Açude Grande.....	65
Tabela 10: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de clarificação utilizando o sulfato de alumínio.....	72
Tabela 11: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis respostas das etapas de clarificação do tratamento convencional.....	73
Tabela 12: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de clarificação da água do Açude Grande.....	74
Tabela 13: Resíduo obtido entre os valores obtidos nos ensaios e os valores obtidos pelo modelo para as três variáveis resposta analisadas na etapa de clarificação do tratamento convencional.....	75
Tabela 14: Resultados da caracterização para as amostras brutas, amostras pós-clarificação e amostras pós-filtração das águas do Açude Grande.....	79

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: As classes de qualidade de água doce conforme o uso preponderante e o tipo de tratamento necessário, definido na Resolução do CONAMA n° 357.	12
Quadro 2: Estudos desenvolvidos no Açude Grande sobre a temática saneamento ambiental no período de 2023.	16
Quadro 3: Pesquisas sobre a otimização da etapa de clarificação do tratamento convencional de água, com ênfase ao uso do coagulante sulfato de alumínio.	28
Quadro 4: Trabalhos sobre o processo de adsorção com o uso do carvão ativado para o tratamento de água.	34
Quadro 5: Variáveis de entrada do planejamento experimental no processo de adsorção com o CAP.	40
Quadro 6: Matriz experimental do DCCR na adsorção com o CAP.	41
Quadro 7: Variáveis de entrada do planejamento experimental das etapas de clarificação do tratamento convencional.	43
Quadro 8: Matriz experimental do tipo DCCR das etapas de clarificação do tratamento convencional.	44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<i>Abs</i>	Absorbância
A.P.	Água potável (Portaria GM/MS n° 888/21)
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANOVA	Análise de Variância
APHA	<i>American Public Health Association</i>
A.S.	Água superficial classe 2 (Resolução do CONAMA n° 357/2005)
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BTEX	Benzeno, Tolueno e Xileno
CAG	Carvão Ativado Granular
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CAP	Carvão Ativado em Pó
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅ /DQO	Razão de biodegradabilidade
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
GL	Graus de Liberdade
GPOAST	Grupo de Pesquisa em Processos Oxidativos Avançados Solares e Toxicidade
IET _{SA}	Índice de estado trófico para reservatórios no semiárido
LABSAM	Laboratório de Saneamento
MSR	Metodologia de Superfície Resposta
NC	Número de Cor
OD	Oxigênio Dissolvido

PAC	Policloreto de Alumínio
PET	Polietileno Tereftalato
pH	Potencial Hidrogeniônico
PPGECAM	Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental
PVC	Policloreto de Vinila
QM	Quadrados Médios
R ²	Coefficiente de Regressão
SAC	<i>Spectral Absorption Coefficient</i>
SNIS	Sistema Nacional de Informações
SQ	Soma Quadrática
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
Teste F	Teste de distribuição de Fisher
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UV	<i>Ultraviolet Radiation</i>
V.O.	Valor Observado
V.P.	Valor Predito
VMP	Valor Máximo Permitido
WEF	<i>Water Environment Federation</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	7
2	OBJETIVOS	9
2.1	OBJETIVO GERAL	9
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
3	REFERENCIAL TEÓRICO	10
3.1	DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA NO BRASIL E INSEGURANÇA HÍDRICA.....	10
3.2	QUALIDADE DA ÁGUA.....	12
3.3	AÇUDE GRANDE	15
3.3.1	<i>Estudos desenvolvidos no Açude Grande</i>	<i>16</i>
3.4	PROCESSO DE TRATAMENTO.....	19
3.4.1	Tratamento Convencional.....	20
3.4.1.1	<i>Pré-oxidação</i>	<i>21</i>
3.4.1.2	<i>Coagulação.....</i>	<i>22</i>
3.4.1.3	<i>Floculação.....</i>	<i>24</i>
3.4.1.4	<i>Decantação.....</i>	<i>25</i>
3.4.1.5	<i>Filtração.....</i>	<i>26</i>
3.4.1.6	<i>Desinfecção e ajuste de pH</i>	<i>27</i>
3.4.1.7	<i>Pesquisas sobre a otimização da etapa de clarificação no tratamento convencional de água.....</i>	<i>28</i>
3.4.2	Adsorção.....	30
3.4.2.1	<i>Estudos relacionados ao processo de adsorção utilizando o carvão ativado para tratamento de água</i>	<i>33</i>
3.5	PLANEJAMENTO FATORIAL.....	35
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
4.1	COLETA DAS AMOSTRAS	37
4.2	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS	38
4.3	ESCOLHA DA TÉCNICA DE TRATAMENTO	39
4.4	OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ADSORÇÃO.....	40
4.4.1	<i>Definição das variáveis de entrada e do planejamento fatorial no processo de adsorção</i>	<i>40</i>

4.4.2	<i>Procedimento experimental do processo de adsorção com o CAP</i>	41
4.5	OTIMIZAÇÃO DAS ETAPAS DE CLARIFICAÇÃO DO TRATAMENTO CONVENCIONAL.....	43
4.5.1	<i>Definição das variáveis de entrada e do planejamento fatorial das etapas de clarificação do tratamento convencional</i>	43
4.5.2	<i>Procedimento experimental das etapas de clarificação do tratamento convencional</i>	44
4.6	SIMULAÇÃO DA ETAPA DE FILTRAÇÃO	45
4.6.1	<i>Montagem do sistema de filtração em escala piloto</i>	45
4.6.2	<i>Procedimento experimental do teste de filtração</i>	48
4.7	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
5.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS DO AÇUDE GRANDE.....	50
5.2	OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ADSORÇÃO COM O CAP.....	54
5.3	OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE CLARIFICAÇÃO DO TRATAMENTO CONVENCIONAL.....	65
5.4	TESTES NOS SISTEMAS DE FILTRAÇÃO.....	78
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	88
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
	ANEXO.....	103

1 INTRODUÇÃO

Na Região Nordeste é predominante intensos períodos de seca, um fenômeno climático natural tipificado pelas elevadas temperaturas e chuvas irregulares ao longo do ano. Essas características alteram o balanço hídrico da área e reduzem os níveis dos mananciais, contribuindo para a escassez hídrica local.

Associadas às condições climáticas, as ações antrópicas agravam drasticamente a oferta de água para atender à demanda populacional no Nordeste. O aumento progressivo da urbanização, interligado à falta de planejamento urbano, ocasionam diversas modificações no meio ambiente, entre elas: impermeabilização do solo, que dificulta a recarga dos lençóis freáticos; transformação dos leitos; ocupação das margens dos rios; redução da cobertura vegetal; esgotamento dos reservatórios naturais de água; alteração do ciclo da água; e a poluição hídrica de forma difusa e/ou pontual (Jacobi; Fracalanza; Silva-Sánchez, 2015; Saquib; Gupta; Joshi, 2022).

As fontes pontuais de poluição são aquelas provenientes das descargas dos efluentes sanitários ou industriais nos recursos hídricos, sendo que os poluentes chegam ao manancial de forma concentrada e com localização bem definida. Já as fontes difusas estão relacionadas aos processos de deposição atmosférica, erosão e lixiviação do solo (Anjinho, 2019; Lima et al., 2016; Micella et al.; 2024).

Introduzido nos cenários descritos, encontra-se o manancial superficial denominado Senador Epitácio Pessoa, conhecido popularmente como Açude Grande, localizado no centro urbano da Cidade de Cajazeiras, interior do Estado da Paraíba. Foi construído pelos fundadores da cidade com o intuito de abastecer a população ribeirinha local, contudo, em razão do crescimento populacional e da ocupação de suas margens por pontos comerciais e residências, o reservatório superficial aos poucos foi perdendo sua capacidade de abastecimento e recebendo uma parcela significativa de efluentes não tratados do município. Assim, ao longo dos anos, suas águas límpidas foram transformadas em uma paisagem escura e com presença de macrófitas do tipo *Eichhornia crassipes* (Ferreira, 2019; Souza, 2015).

Diante do exposto, é debatível se o lançamento de efluentes não tratados provenientes das residências e dos pontos comerciais impactou e continua impactando a degradação do Açude Grande, o que desperta algumas questões para análise: É necessário o emprego de técnicas avançadas de tratamento? Ou o tratamento convencional é suficiente para adequar

os parâmetros aos padrões da legislação ambiental? Quais são as condições otimizadas da técnica de tratamento proposta?

A partir destas indagações, torna-se fundamental buscar soluções que visem o aproveitamento do manancial para atender aos múltiplos usos, sobretudo no cenário local, onde predomina uma reduzida disponibilidade hídrica e longos períodos de estiagem, fatores estes que sobrecarregam o principal reservatório de abastecimento público da Cidade de Cajazeiras, o conhecido Engenheiro Ávidos. Portanto, a pesquisa contribui para as primeiras investigações referentes ao tipo de tratamento viável para o corpo hídrico e, conseqüentemente, impulsiona os primórdios de uma possível alternativa de manancial para captação de água, que promoverá uma melhoria na gestão dos recursos hídricos da cidade e fornecerá uma maior segurança hídrica para a população durante os períodos de estiagem.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Propor um tratamento otimizado para as águas do Açude Grande da Cidade de Cajazeiras-PB.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a qualidade físico-química do corpo hídrico no período chuvoso e seco;
- Avaliar o processo de adsorção como alternativa de tratamento para a remoção de DQO e cor verdadeira;
- Avaliar a eficiência da etapa de clarificação do tratamento convencional (coagulação, floculação e decantação) na remoção de turbidez e cor aparente;
- Determinar a condição ótima de dosagem de sulfato de alumínio e do pH da etapa de clarificação do tratamento convencional, a partir da sobreposição das curvas de contorno das variáveis resposta;
- Investigar a eficiência da etapa de filtração do tratamento convencional, empregando filtro de camada simples e filtro de camada dupla, para a amostra submetida à condição otimizada de clarificação.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Este capítulo está dividido em cinco partes, com a explanação dos elementos que serão empregados na presente pesquisa para alcançar os resultados desejados. A primeira parte apresentou uma abordagem sobre a distribuição de água no Brasil e o cenário preocupante de insegurança hídrica no Nordeste. A segunda parte descreveu os tipos de classes de água doce estabelecidos pela Resolução do CONAMA n° 357/2005, bem como os conceitos dos parâmetros indicadores da qualidade da água. A terceira parte abordou o contexto histórico da construção do Açude Grande e sua importância para a cidade, além de revisar os estudos que foram desenvolvidos sobre o corpo hídrico na temática saneamento ambiental. Na quarta parte do referencial teórico, foram descritas as etapas do tratamento convencional, detalhado o processo de adsorção e revisados os trabalhos que empregaram essas técnicas de tratamento. Por fim, na quinta parte, contextualizou-se sobre o planejamento fatorial e a metodologia de superfície resposta.

3.1 Distribuição da água no Brasil e insegurança hídrica

O crescimento dos centros urbanos desencadeia um aumento progressivo do consumo de água para atender às necessidades básicas da população, exigindo uma maior disponibilidade hídrica dos mananciais com padrões de qualidade adequados. Assim, a fim de suprir às demandas populacionais, busca-se, em localidades mais distantes, novas alternativas para a captação de água.

Um dos fatores que dificulta a escolha dos novos pontos de captação é a distribuição desigual da água nas cinco regiões do país. Segundo o diagnóstico de serviço de água e esgoto do Sistema Nacional de Informações (SNIS), ainda que o Brasil disponha de 12% do total de água doce do planeta, uma parcela significativa está concentrada na região Norte, que engloba uma população menor. Enquanto nas regiões Nordeste e Sudeste, onde vivem 69% da população, há apenas 10% do volume de água disponível para atender aos múltiplos usos dos habitantes (Brasil, 2023).

Independentemente da distribuição de água nos municípios brasileiros, constata-se que o índice de atendimento total de água é maior nas regiões mais desenvolvidas. De acordo com o levantamento de dados realizado nos 5451 municípios participantes do SNIS em 2022, verifica-se que o índice de atendimento total de água com redes públicas de abastecimento

na Região Sudeste é de 90,9%, enquanto nas localidades mais pobres, como Norte e Nordeste, observa-se os piores índices de abastecimento de água com percentual, respectivamente, de 64,2% e 76,9% (Brasil, 2023).

Neste cenário, depreende-se que a região Nordeste apresenta um baixo volume de água disponível para o consumo humano e um dos menores índices de atendimento total de água com redes públicas de abastecimento. Além disso, em virtude da localização geográfica da macrorregião, é frequente a ocorrência de longos períodos de secas causadas por um conjunto de fatores, dentre eles, a variabilidade sazonal e interanual das precipitações, altas taxas de evaporação, elevadas temperaturas e predominância de rios intermitentes. Essas condições contribuem para um balanço hídrico negativo e para uma extrema insegurança hídrica, especialmente, no Nordeste Setentrional, que engloba os estados da Paraíba, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Ceará (ANA, 2021a; Castro, 2022; Oliveira, 2019).

Entre o período de 2003 a 2016, de acordo com o Atlas Água da Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA), 78,5% dos municípios do Nordeste estabeleceram situação hídrica crítica com as recargas reduzidas dos reservatórios de abastecimento, dos quais diversos chegaram a secar ou estavam operando em níveis mínimos (ANA, 2021b).

A partir de 2017, notou-se uma melhora considerável no quadro de seca nos estados do Nordeste, saindo de um cenário muito severo em 2017 para uma condição mais atenuada em 2021, quando atingiu cerca de 50% dos estados da região. Em 2022, houve um retrocesso ainda maior no fenômeno de seca, que abrangeu cerca de 45,1% dos estados do Nordeste (ANA, 2023).

É importante destacar que as vazões dos mananciais superficiais na Região Nordeste não estão condicionadas apenas aos fatores climáticos, mas também dependem da quantidade de açudes distribuídos na localidade (ANA, 2023). De acordo com o Decreto nº 52.931/2016, as estruturas artificiais sejam de terra, alvenaria, concreto simples ou armado, construídas com o propósito de captar as águas pluviais incidentes na bacia de contribuição, ou aquelas provindas de cursos d' água sazonais, ou desviadas de parte da vazão de um corpo hídrico, são denominadas de Açude (Rio Grande do Sul, 2016).

No semiárido brasileiro, a construção de reservatórios hídricos, de pequeno ou médio porte, é conhecida como política de açudagem, que consiste num sistema de engenharia empregado no interior do Nordeste e implantado pelo DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra a seca), destinado a atender às demandas básicas da população e promover o desenvolvimento local das atividades econômicas e sociais (Pereira Neto, 2022).

3.2 Qualidade da água

A água é um elemento indispensável para a conservação dos ecossistemas e sobrevivência humana, contudo, em razão das suas características de solvente e capacidade de transportar partículas, pode conter uma série de impurezas, que interferem na sua qualidade e, caso não seja tratada adequadamente, na propagação de doenças para o consumidor (Howe et al., 2016; Von Sperling, 2014).

O padrão de qualidade requerido é compatível com os usos preponderantes da água. A normatização dos padrões de qualidade da água é estabelecida pelas legislações nacionais, em especial, a Resolução do CONAMA n° 357/2005 e a Portaria GM/MS n° 888/2021.

Conforme a Resolução do CONAMA n° 357, as águas podem ser classificadas em doce, salina e salobra, subdividida em classes de acordo com os usos preponderantes atuais e futuros, de modo que cada tipo de classe exige processos de tratamentos específicos (Brasil, 2005). No Quadro 1 são apresentadas as classes de água doce, o tipo de utilização e o processo de tratamento adequado.

Quadro 1: As classes de qualidade de água doce conforme o uso preponderante e o tipo de tratamento necessário, definido na Resolução do CONAMA n° 357.

Classificação	Utilização	Tratamento
Classe Especial	Consumo humano; manutenção do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; proteção dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.	Desinfecção
Classe 1	Abastecimento humano; manutenção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças ingeridas cruas e frutas consumidas cruas sem remoção de película; conservação das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	Tratamento simplificado
Classe 2	Abastecimento humano; conservação das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com o contato direto do público; atividades de aquicultura e de pesca.	Tratamento convencional
Classe 3	Consumo humano e animal; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; atividade de pesca amadora; recreação de contato secundário.	Tratamento convencional ou avançado
Classe 4	Atividades de navegação; harmonia paisagística.	Não exige tratamento

Fonte: Brasil, 2005.

O enquadramento dos mananciais de água doce nas classes previstas pela Resolução do CONAMA n° 357/2005 depende da análise de um conjunto de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Estes parâmetros, considerados como os indicadores da

qualidade da água, devem atender aos limites individuais exigidos para cada classe (Brasil, 2005).

Além disso, a Portaria GM/MS nº 888/2021 determina os Valores Máximos Permitidos (VMP) dos parâmetros que traduzem as principais características físicas, químicas e biológicas da água, a fim de assegurar o abastecimento público sem oferecer riscos sanitários a população (Brasil, 2021). Entre os diversos parâmetros utilizados para caracterizar o corpo hídrico, citam-se:

- Alcalinidade: parâmetro químico que representa a capacidade de neutralizar ácidos ou uma capacidade de resistir às variações bruscas de pH, assegurando uma característica de tamponamento a água. Constituído especialmente por bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, esse parâmetro é fundamental para o êxito do processo de coagulação no tratamento convencional, visto que evita a redução significativa do pH após a adição do coagulante (Libânio, 2010; Metcalf; Eddy, 2016).

- Cloretos: provenientes da dissolução de sais, conferindo a água um sabor salino e uma característica laxativa, sendo que o teor de cloretos é um indicativo de poluição por esgotos domésticos nas águas naturais (Richter; 2009; Von Sperling, 2014).

- Condutividade elétrica: parâmetro físico que traduz a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, em razão da presença de sais dissolvidos que se dissociam em ânions e cátions (geralmente íons de ferro e manganês). Desse modo, há uma relação diretamente proporcional entre concentração iônica da solução e condução de corrente elétrica (Brasil, 2014; Libânio, 2010).

- Cor: parâmetro físico que representa a capacidade da água em absorver certas radiações provenientes do espectro visível. A coloração é ocasionada por substâncias dissolvidas ou em suspensão, seja de origem mineral ou orgânica. Quando a cor resulta de partículas em suspensão, têm-se a chamada cor aparente, já quando provêm de partículas dissolvidas e estado coloidal, recebe a denominação de cor verdadeira (Bittencourt; Paula, 2014; Richter; 2009, Silva; Oliveira, 2002).

- Demanda Química de oxigênio (DQO): indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente o material orgânico, utilizando o dicromato de potássio em solução ácida (Libânio, 2010; Metcalf; Eddy, 2016).

- Dureza total: parâmetro químico que indica a concentração de cátions multivalentes em solução na água. Essa característica é ocasionada frequentemente pela presença de cálcio e magnésio, e, em menor escala, pela presença de ferro, manganês, estrôncio e alumínio. Pode

ser classificada, de acordo com o ânion que está associada, em dureza carbonato e dureza não carbonato. Sobressai-se que a água com dureza elevada apresenta uma diminuição na formação de espuma de sabões e xampus, por exemplo (Brasil, 2014; Howe et al., 2016).

- Sulfato: proveniente da dissolução de solos e rochas, bem como pela oxidação de sulfeto. A presença de sulfato nas águas superficiais indica o lançamento de esgotos domésticos e industriais. Por outro lado, nas águas tratadas, o excesso de íons sulfato é resultado do coagulante utilizado. Vale destacar que o excesso de sulfato nas águas tratadas provoca efeito laxativo, enquanto na rede de esgoto causa odor e problemas de corrosão das tubulações coletoras de esgoto (CETESB, 2019).

- pH (potencial hidrogeniônico): indica a concentração de íons hidrogênio, em escala anti-logarítmica, com uma faixa de valores variando de 0 a 14, e, possui a função de indicar a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (CETESB, 2019; Richter; 2009; Von Sperling, 2014).

- Nitrogênio amoniacal: forma reduzida do nitrogênio presente em condições de anaerobiose. O parâmetro indica o despejo de esgotos de elevada matéria orgânica com foco de poluição próxima. O excesso de nitrogênio amoniacal é tóxico para os peixes (Brasil, 2014; CETESB, 2019; Von Sperling, 2014).

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): indica o consumo de oxigênio dissolvido para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica durante um período (geralmente de 5 dias), com uma temperatura específica de incubação de 20°C (Bittencourt; Paula, 2014; Metcalf; Eddy, 2016).

- Nitrato: Forma oxidada do nitrogênio responsável pelo desenvolvimento da doença metahemoglobinemia infantil, letal para crianças. São oriundos de esgotos domésticos e industriais, em concentrações elevadas nas águas superficiais, promove o crescimento de fitoplâncton e de plantas aquáticas (CETESB, 2019; Libânio, 2010).

- Turbidez: grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz experimenta ao transpassar uma amostra de água. A presença de sólidos suspensos causa a absorção e o espalhamento da luz branca que possui um comprimento de onda inferior a estas partículas, de modo a proporcionar uma aparência turva a água (Brasil, 2014; Bittencourt; Paula, 2014; Metcalf; Eddy, 2016).

- Sólidos: consiste nas diversas frações de resíduos que permanecem após as operações de secagem, calcinação e filtração da amostra de água. Quando em excesso provoca o

assoreamento dos recursos hídricos e prejudica a vida aquática (CETESB, 2019; Silva; Oliveira, 2002).

3.3 Açude Grande

O Processo histórico do Açude Grande teve início quando o governador José Jerônimo de Melo, em 1767, cedeu parte das terras da capitania hereditária paraibana ao pernambucano, Luiz Gomes de Albuquerque, que posteriormente as concedeu como dote de casamento a sua filha, Ana Francisca de Albuquerque. As terras doadas foram transformadas em uma fazenda de gado conhecida como Fazenda Cajazeiras. No ano de 1804, construiu-se a Casa Grande da fazenda e um açude que servia para atender às demandas da população local, da agricultura de subsistência e para a dessedentação de animais (Arruda, 2014; Oliveira Neto, 2019; Rolim, 2010).

Com a construção do açude, ocorreu a migração de famílias de regiões circunvizinhas, resultando em um crescimento populacional na cidade que sobrecarregou a demanda hídrica do manancial. Além disso, em 1915, registrou-se um forte período de seca que assolou o município e obrigou as autoridades competentes a mobilizarem-se na busca por recursos financeiros para enfrentar o problema e amparar as famílias em condições de extrema miséria. A solução encontrada foi realizar uma reforma e ampliação do açude da cidade, iniciadas em dezembro de 1915, pela Inspetoria de Obras contra a Seca (Almeida; Fonseca, 2005; Arruda, 2014; Costa, 2010).

O projeto de reforma do corpo hídrico foi concluído em 1916, resultando no conhecido Açude Grande, com capacidade volumétrica de 2.599.600 metros cúbicos e sangradouro com 36 metros de comprimento. O manancial abasteceu a Cidade de Cajazeiras até 1964, quando foi inaugurado o sistema público de abastecimento com captação no Açude Engenheiro Ávidos (Costa, 2010; Souza, 2015).

Nota-se que o corpo hídrico faz parte do processo de ocupação da cidade, e por esse motivo, o Decreto n° 25.140 de 2004 estabeleceu que o Açude Grande está localizado dentro da linha de delimitação do Centro Histórico de Cajazeiras (Paraíba, 2004).

Portanto, o manancial é considerado um dos pontos turísticos da cidade e possui um belo pôr do sol. Seu entorno, conhecido como praça do Leblon, é utilizado principalmente para a prática de esportes, contemplação da paisagem, lazer e recreação (Arruda, 2014;

Souza Júnior, 2020a). Enquanto suas águas são usadas especialmente para lavagem de automóveis, em algumas épocas do ano, para navegação e esporadicamente para a pesca.

3.3.1 Estudos desenvolvidos no Açude Grande

As pesquisas referentes ao Açude Grande, que abordam a temática de saneamento ambiental, foram revisadas com ênfase aos últimos 19 anos. Os principais repositórios para a seleção dos trabalhos foram: o Google Acadêmico, a Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações e a Plataforma de Teses e Dissertações da CAPES. Os 12 estudos realizados no açude estão compilados no Quadro 2.

Quadro 2: Estudos desenvolvidos no Açude Grande sobre a temática saneamento ambiental no período de 2023.

Título	Objetivo Geral	Período do estudo	Pontos Relevantes Conclusivos	Referência
Legislação ambiental, ética e sustentabilidade: a revitalização do Açude Grande de Cajazeiras - PB	“Possibilitar o resgate histórico da construção do Açude Grande de Cajazeiras - PB, no contexto do povoamento da cidade, sua relevância como recurso hídrico sustentável, desde a sua construção até os dias atuais.”	2005	<ul style="list-style-type: none"> • A área ao redor do Açude passou por uma transformação significativa devido à construção de loteamentos; • As galerias pluviais, esgotos domésticos, industriais, restos de óleos, graxas e outros derivados de petróleo provindos dos postos de gasolina Nossa Senhora de Fátima e Santa Luiza são direcionados para o Açude Grande; • Para revitalizar o açude, é sugerida a construção de um canal destinado a coletar e redirecionar os esgotos domésticos para locais adequados, além do reflorestamento do entorno e a aprovação de um projeto de lei que estabeleça o local como uma área de proteção ambiental. 	(Almeida; Fonseca, 2005)
Avaliação das perspectivas socioeconômicas e ambientais do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras/PB: um estudo de caso	“Diagnosticar impactos ambientais na área de inserção do reservatório superficial urbano Açude Grande, na Cidade de Cajazeiras – PB, através da análise ambiental do reservatório e do levantamento da intervenção e ocupação antrópica.”	2009	<ul style="list-style-type: none"> • As águas do açude são utilizadas para diversas atividades, como lavagem de veículos e roupas, além de banhos de pessoas e animais. Embora a pesca seja proibida na região, observou-se a ocorrência dessa prática; • O açude desempenha o papel de receptor dos esgotos de toda a cidade; • Verificou-se, em larga escala, a presença de espécies de macrófitas ao redor do açude; • Existência de construções ilegais nas margens do açude; • Identificada a presença de protozoários nas três coletas realizadas; • Em todos os pontos de coleta, constatou-se a presença de coliformes totais e fecais. 	(Costa, 2010)

Título	Objetivo Geral	Período do estudo	Pontos Relevantes Conclusivos	Referência
O espaço em construção: ocupação e usos das áreas no entorno do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras, PB.	“Analisar o espaço em construção, abordando a ocupação e o uso da área ao entorno do Açude Grande.”	2014	<ul style="list-style-type: none"> • A urbanização das Áreas de Preservação Permanente do açude ocorreu devido às ocupações irregulares na região; • O manancial recebe uma grande parcela dos efluentes e lixo provenientes da cidade, o que contribui para a sua poluição; • Constatou-se que 73% dos entrevistados não dispõem de um sistema de coleta pública de esgoto, 20% têm acesso a esse serviço e 7% não sabem para onde os efluentes de suas propriedades são direcionados. Isso indica uma deficiência na infraestrutura de saneamento básico; • Nos imóveis sem coleta de esgoto, os resíduos finais das residências são conduzidos para uma vala que segue diretamente para o açude. 	(Arruda, 2014)
Aspectos gerais da degradação das águas do “Açude Grande” de Cajazeiras-PB	“Compreender o contexto histórico e os aspectos técnicos do Açude Grande e analisar o processo de degradação das suas águas que se deu em função do crescimento urbano desordenado e do abandono dos gestores públicos com o decorrer do tempo.”	2014	<ul style="list-style-type: none"> • A água do açude é inadequada para o consumo humano devido à alta concentração de coliformes termotolerantes; • Há presença de plantas típicas de ambientes poluídos: a aguapé (<i>Eichorniacrassipes</i>); • Constatou-se o lançamento de esgotos provenientes de residências, comércios e postos de gasolina diretamente no açude; • As residências localizadas nas proximidades não possuem sistema de coleta pública de esgoto; • As águas são usadas para atividades como pesca, lavagem dos automóveis, higiene dos animais e lazer. 	(Souza, 2015)
<i>Ecotoxicological index</i> : indicando a qualidade ambiental de um reservatório urbano	“Avaliar a qualidade ambiental de um reservatório urbano por meio do cálculo do <i>Ecotoxicological Index</i> a partir da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadora.”	2018	<ul style="list-style-type: none"> • Encontrados 268 organismos pertencentes a 16 grupos taxonômicos diferentes; • Presença, em especial, dos <i>taxa Melanoides tuberculata</i>, <i>Oligochatea</i> e <i>Hirudinea</i>, que indicam as baixas concentrações de oxigênio e altas cargas de matéria orgânica no sedimento do açude; • O valor obtido para o <i>Ecotoxicological Index</i> foi de 53,85, o que representa uma deterioração considerável da qualidade ambiental do ecossistema. 	(Azevêdo et al., 2019)
Análise qualitativa de corpos hídricos superficiais na Cidade de Cajazeiras-PB	“Analisar a influência dos impactos ambientais de origem antrópicas em corpos hídricos superficiais na Cidade de Cajazeiras – PB”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Dentre os mananciais analisados, o Açude Grande apresentou um dos piores resultados, principalmente em relação aos sólidos totais dissolvidos, oxigênio consumido e dissolvido e gás carbônico livre. Isso é reflexo das elevadas cargas de efluentes domésticos lançados, evidenciando a precariedade do saneamento básico na localidade; • Presença de coliformes fecais e termotolerantes no Açude Grande, tornando-o inadequado para o abastecimento humano; • O manancial superficial enquadra-se na Classe 4 da Resolução do CONAMA. 	(Ferreira, 2019)

Título	Objetivo Geral	Período do estudo	Pontos Relevantes Conclusivos	Referência
Análise de ocupações marginais ao Açude Senador Epitácio Pessoa na Cidade de Cajazeiras/PB com auxílio de técnicas do geoprocessamento	“Quantificar e analisar a ocupação de solo irregular em Áreas de Preservação Permanente nas proximidades do Açude Senador Epitácio Pessoa, na Cidade de Cajazeiras-PB.”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Foi constatada a degradação do manancial devido às disposições inadequadas de esgotos domésticos e comerciais provenientes de imóveis irregulares e dos bairros próximos; • Foi identificada a presença significativa da planta Aguapé no local; • Entre os entrevistados, 65% das edificações próximas ao açude descartam os esgotos <i>in natura</i>, diretamente em seu leito, enquanto 20% lançam os efluentes em fossas sépticas. Apenas 4% possuem um sistema adequado de direcionamento dos esgotos para as ETE's. 	(Oliveira Neto, 2019)
Avaliação da qualidade da água do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras-PB	“Fazer uma análise da qualidade da água, através das propriedades físico-químicas, oriunda do Açude Grande no município de Cajazeiras-PB.”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • A média dos valores de turbidez nos cinco pontos investigados foi de 8,5 NTU, atendendo aos limites estabelecidos pela Classe 1 da resolução do CONAMA n° 357/2005; • pH médio de 7,7, enquadrando-se na classe 1 da resolução do CONAMA; • O valor médio do oxigênio dissolvido foi de 2,91 $\mu\text{g.L}^{-1}$, o qual está significativamente abaixo do estabelecido pelo CONAMA para a Classe 3; • Excesso de fósforo (média de 0,81 $\mu\text{g.L}^{-1}$), o que intensifica o processo de eutrofização; • A média da DBO foi de 11,31 $\mu\text{g.L}^{-1}$, apresentando níveis superiores aos estabelecidos para as classe 1, 2 e 3 do CONAMA. 	(Rolim et al., 2019)
Avaliação da qualidade físico-química da água do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras PB	“Avaliar as características físicas e químicas da água do Açude Grande da Cidade de Cajazeiras PB.”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Nas áreas avaliadas, os níveis de pH variaram entre 7,0 e 9,5; • Os valores de STD (sólidos totais dissolvidos), dureza total e cloretos estão em conformidade com os limites estabelecidos pela legislação de potabilidade; • A Condutividade elétrica apresentou faixas de valores superiores a 100 $\mu\text{S/cm}$, evidenciando impactos decorrentes do lançamento de efluentes; • Os valores de cor aparente e turbidez encontrados estão acima dos limites previstos pela Portaria de Consolidação N° 05/2017. 	(Silva et al., 2019)
Açude Grande de Cajazeiras-PB: uma análise da sua água e dos seus usos	“Investigar a evolução histórica da deterioração do Açude Grande, avaliando o seu Índice de Estado Trófico (IET _{SA}) e a relação entre o aumento da urbanização e a perda da qualidade das suas águas superficiais.”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • 27% dos entrevistados relataram ter utilizado, no passado, as águas do açude para diversos fins, inclusive para consumo humano; • A maioria dos entrevistados demonstrou receio em utilizar as águas do açude atualmente; • Os resultados mostram que o Açude Grande, durante os períodos seco e chuvoso de 2019, apresentou um nível crítico a poluído de acordo com a escala qualitativa do IET_{SA}, com uma média de 74,96 no período seco e 63,94 no período chuvoso; • Os dados do IET_{SA}, juntamente com a maioria das análises físico-químicas realizadas, evidenciam a deterioração mais acentuada da qualidade da água durante o período seco. 	(Souza Júnior, 2020a)

Título	Objetivo Geral	Período do estudo	Pontos Relevantes Conclusivos	Referência
Açude Grande de Cajazeiras (PB): um insustentável exemplo de descuido com a água no semiárido brasileiro	“Evidenciar qual o grau de importância dado ao reservatório por parte dos indivíduos residentes, trabalhadores ou frequentadores das suas margens e estabelecer qual o seu grau de trofia aplicando-se o IETSA.”	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Todos os entrevistados (100%) relataram que atualmente não utilizam as águas do manancial, seja para consumo direto ou indireto; • O mau cheiro mencionado pelos entrevistados é um indicativo da deterioração do manancial, pois está relacionado às atividades anaeróbicas decorrentes do lançamento de efluentes <i>in natura</i>; • Encontrado um valor médio de trofia de 63,68, que classifica o açude como Eutrófico (criticamente degradado a poluído); • A presença abundante de macrófitas é um indício da baixa qualidade da água do açude. 	(Souza Júnior et al., 2020b)
Avaliação da qualidade da água do Açude Grande em Cajazeiras-PB e os impactos das ações antrópicas	“Avaliar a qualidade da água do Açude Grande e verificar os impactos causados pelas ações antrópicas locais.”	2022	<ul style="list-style-type: none"> • Foram identificadas diversas ações antrópicas, entre elas, o descarte de lixo domiciliar nas margens do açude, existência de construções irregulares e residências com tubulações ligadas diretamente para o corpo hídrico; • As amostras foram coletadas em dez pontos distintos; • Os Parâmetros de pH, STD, cloretos e dureza total apresentam valores dentro dos padrões de potabilidade; • Constatados elevados valores de turbidez e cor aparente, especialmente porque a coleta foi realizada no período chuvoso. 	(Souza, 2022)

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Os estudos abordados no Quadro 2 investigaram a qualidade da água, considerando parâmetros físicos, químicos e biológicos, e avaliaram os impactos das interferências antrópicas no entorno do manancial. No entanto, nenhum desses trabalhos analisaram o emprego de técnicas viáveis para tratar as águas do Açude Grande. Essa lacuna aponta a necessidade de desenvolver estudos nesse sentido, especialmente em razão da relevância histórica, social e sanitária desse corpo hídrico.

3.4 Processo de tratamento

A água bruta proveniente do manancial superficial ou subterrâneo deve passar por uma sequência de operações e processos destinados a remover os poluentes que prejudicam diretamente a saúde humana, e consequentemente, atender aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (Alves, 2019; Lima; Rollemberg, 2020).

Diversas tecnologias são empregadas para a purificação da água, sendo que cada método possui limitações tanto técnicas quanto econômicas para a aplicação em escala real

(Bonilla-Petriciolet; Mendoza-Castillo; Reynel-Ávila, 2017). A escolha da técnica de tratamento adequada depende principalmente das características da água bruta.

De acordo com a Resolução do CONAMA n° 357/2005, as técnicas de tratamento dividem-se em três categorias principais: sistemas simplificados, sistemas convencionais e sistemas avançados. No sistema de tratamento simplificado, emprega-se apenas a etapa de filtração e desinfecção, sendo utilizado para águas que possuem uma excelente qualidade. No sistema convencional, a água é tratada por uma combinação de processos de: clarificação com adição de coagulante, floculação, desinfecção e correção de pH (Brasil, 2005).

Quando estes processos convencionais não são eficientes para remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos, os chamados poluentes emergentes, tais como metais tóxicos, BTEX, ânions, fármacos, entre outros, torna-se indispensável a utilização dos conhecidos tratamentos avançados (Guillen, 2022; Nascimento et al., 2020).

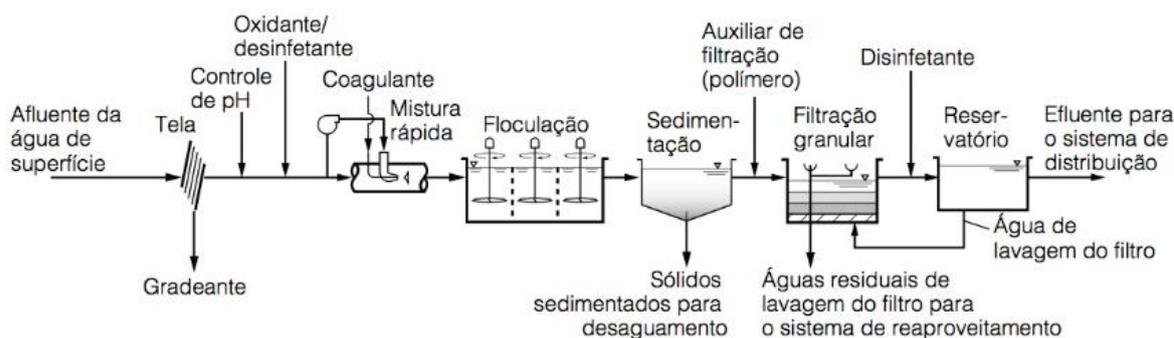
Segundo a Resolução do CONAMA n° 357/2005, o tratamento avançado corresponde às técnicas destinadas a eliminar ou inativar poluentes que podem conferir cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica (BRASIL, 2005). Atualmente, diversas tecnologias são empregadas para a remoção de poluentes emergentes, entre elas, citam-se: adsorção, filtração por membrana, eletrocoagulação, processos oxidativos avançados, oxidação química, osmose reversa, entre outros (El-Taweel et al.; 2023; Guillen, 2022).

3.4.1 Tratamento Convencional

No Brasil, o tratamento mais utilizado são os chamados sistemas convencionais de ciclo completo integrado pelas etapas de coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração, desinfecção e ajuste de pH (Andreoli; 2016; Bagastyo et al., 2023; Ismail, 2020). As variações nas características da água superficial ao longo do ano podem demandar a implementação de operações adicionais que visem a remoção eficiente de contaminantes específicos. Uma dessas operações complementares é a pré-oxidação.

As etapas do sistema convencional de ciclo completo empregadas nas estações de tratamento de água estão ilustradas na Figura 1.

Figura 1: Etapas do tratamento convencional de ciclo completo empregadas nas ETA's.



Fonte: Howe et al., 2016.

3.4.1.1 Pré-oxidação

A água captada nas estações de tratamento com presença excessiva de algas, cianobactérias, microrganismos patogênicos e matéria orgânica prejudicam, em especial, a eficiência da coagulação, o que pode comprometer seriamente a qualidade da água tratada (Silva et al., 2012; Xie et al.; 2016). Além disso, observa-se frequentemente altas concentrações de ferro e manganês em estado de oxidação reduzido nas águas brutas, sendo imprescindível a oxidação dos metais para a sua remoção por processos de precipitação química (Ferreira Filho, 2021).

Nesse aspecto, os agentes oxidantes são aplicados antes, imediatamente ou após a etapa de coagulação, no processo conhecido como pré-oxidação, o qual objetiva eliminar metais, matéria orgânica, colóides e partículas inorgânicas; remover espécies de algas; minimizar problemas de gosto e odor; remover cor real; auxiliar no processo de coagulação; controlar biologicamente as unidades do tratamento, evitando o desenvolvimento de biofilmes ao longo do processo; oxidar os micropoluentes orgânicos; minimizar a formação de subprodutos na etapa de desinfecção, entre eles, os trihalometanos (Borges, 2023; Ferreira Filho, 2017; Xie et al.; 2016).

O oxidante comumente empregado no processo de pré-oxidação são os compostos de cloro (Ferreira Filho, 2017; Libânio, 2010). Esses exigem cuidados adicionais ao serem utilizados, a fim de evitar a formação de subprodutos orgânicos halogenados provenientes da reação do cloro com a matéria orgânica (Borges, 2023; Metcalf; Eddy, 2016). Em razão disso, é preferível utilizar oxidantes alternativos como amônia, ozônio, radiações UV, peróxido de hidrogênio, permanganato e ferrato (Libânio, 2010; Xie et al.; 2016).

3.4.1.2 Coagulação

A coagulação possui a finalidade de remover contaminantes, tais como, cor, turbidez, sabor, odor, matéria orgânica, partículas tóxicas, elementos formadores dos trihalometanos, algas, cianobactérias e outras impurezas orgânicas e inorgânicas, garantindo adequadas características estéticas a água tratada (Ferreira Filho, 2017; Héller; Pádua, 2010; Medeiros, 2017; Pivokonsky et al., 2022).

O processo de coagulação consiste na adição do coagulante, que pode ser alumínio ou sais de ferro ou polímeros orgânicos. O produto químico, ao entrar em contato com a água, hidrolisa e forma precipitados insolúveis capazes de desestabilizar as partículas e neutralizar a carga negativa das impurezas presentes na água, possibilitando a redução da carga eletrostática de repulsão entre as partículas (Ferreira Filho, 2017; Howe et al., 2016).

A adição do coagulante ocorre na unidade de mistura rápida, a qual garante a mistura uniforme do produto químico com a água, por meio da agitação rápida (Bittencourt; Paula, 2014; El-Taweel et al.; 2023). As unidades de mistura rápida podem ser mecânicas ou hidráulicas, sendo usualmente empregadas nas ETA's, as unidades hidráulicas, caracterizadas pela mistura realizada pelo movimento da água, como é o caso da Calha Parshall, por exemplo (Ashby, 2013).

Ressalta-se que o processo de coagulação é considerado como um dos mais importantes, pois o seu bom desempenho interfere diretamente na eficiência da etapa de filtração, na qualidade microbiológica da água tratada e na frequência de lavagem dos filtros (Freitas, 2020; Libânio, 2010; Medeiros, 2017).

O desempenho do processo de coagulação está relacionado com as propriedades do coagulante utilizado (Sun et al., 2017). Os principais disponíveis no mercado são: o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o policloreto de alumínio conhecido como PAC (Bagastyo et al., 2022; Bittencourt; Paula, 2014; Héller; Pádua, 2016).

É importante mencionar que o coagulante sulfato de alumínio é amplamente empregado nas estações de tratamento em virtude do baixo custo, da sua disponibilidade, da facilidade de produção e da elevada eficiência na remoção de turbidez, de sólidos suspensos totais e de DQO (Diver; Nhapi; Ruziwa, 2023; Adebayo et al.; 2021). Ademais, em comparação aos sais de ferro, o sulfato de alumínio possui uma acidez menor e uma

solubilidade maior em meio aquoso, conforme explicam Ferreira Filho (2017) e Howe et al. (2016).

Além disso, a eficiência da etapa de coagulação é influenciada por fatores como: o pH, a turbidez, a alcalinidade, a dose do coagulante, a velocidade de agitação, o ponto de aplicação do coagulante, o tipo de coloides, entre outros (Chiavola et al., 2023; Freitas, 2020; Richter, 2009).

Nesse contexto, a fim de garantir que o processo de coagulação seja eficiente, é necessário realizar o ajuste de pH para uma faixa específica definida pelo coagulante utilizado e o tipo de água tratada (Teh et al., 2016).

Sobressai-se que o sulfato de alumínio tem sua mínima solubilidade em meio aquoso na faixa de pH de 5,5 a 7,5. Portanto, nesse intervalo, a solução está supersaturada, o que aumenta a tendência de precipitação do sulfato de alumínio sob a forma de hidróxido de alumínio, um composto gelatinoso com propriedades coagulantes capaz de aglomerar e remover impurezas, tais como as partículas suspensas presentes na água (Ferreira Filho, 2017). Quando o pH está muito abaixo de 5,5, a alcalinidade da água é insatisfatória para que o sulfato de alumínio atue como agente coagulante, visto que os íons de alumínio se tornam solúveis e não precipitam. Semelhantemente, quando o pH da água está acima de 8,5, os íons tornam-se solúveis e observa-se uma baixa eficiência da coagulação (Freitas, 2020).

A dosagem ótima do coagulante é uma condição imprescindível para a eficiência da etapa de coagulação no tratamento convencional de ciclo completo e na redução dos custos com produtos químicos nas ETA's (Teh et al., 2016). Ferreira Filho (2017) afirma que no mecanismo de adsorção-neutralização, existe uma relação diretamente proporcional entre a quantidade de partículas coloidais e a dosagem de coagulante necessária para a desestabilização dessas partículas. Assim, caso seja adicionada uma pequena quantidade do coagulante, observa-se que a redução da carga eletrostática das partículas coloidais poderá ser mais ou ser menos significativa, resultando na baixa eficiência do processo. Por outro lado, se houver um excesso de coagulante, o sistema coloidal passará a ter carga positiva, ocasionando o processo conhecido como reversão de carga das partículas coloidais, o qual promove a estabilização dos coloides e evita a formação dos flocos.

Em virtude das diversas variáveis que influenciam no processo de tratamento, é necessário simular a eficiência das etapas de coagulação, floculação e decantação em escala piloto, no aparelho conhecido como Teste em Jarros (*Jar-Test*). Este possui a finalidade de

determinar as condições ótimas da dosagem do coagulante, a dose do auxiliar da floculação, a velocidade de agitação, o tempo das etapas de clarificação, o pH de reação, entre outros fatores operacionais (Borges, 2023; Pivokonsky et al., 2022).

3.4.1.3 Floculação

A floculação é constituída por uma série de fenômenos físicos destinados a reduzir a quantidade de partículas suspensas e coloidais presentes na água e assegurar uma boa eficiência na remoção dos parâmetros de cor e turbidez (Brasil, 2014; Libânio, 2010).

Ao neutralizar a carga negativa das impurezas na etapa de coagulação, inicia-se o choque e a agregação entre as partículas desestabilizadas, viabilizando a formação e o crescimento dos flocos no processo conhecido como floculação. Esses flocos podem ser separados da solução aquosa pelos processos de sedimentação por gravidade e/ou filtração (Alves, 2019; Bittencourt; Paula, 2014; Howe et al., 2016).

A separação sólido-líquido apenas ocorre de forma eficiente quando o tempo de agitação e o gradiente de velocidade das unidades de floculação permitem a agregação das partículas coloidais, o que possibilita a formação de flocos resistentes e com dimensões físicas específicas. A velocidade de agitação deve ser limitada para que não haja a quebra dos flocos, o que possibilita sua remoção nas etapas de decantação ou flotação (Alves, 2019; Andrade, 2017; Chiavola et al., 2023; Ismail, 2020).

No processo de floculação, o mecanismo de transporte das partículas desestabilizadas para a formação dos flocos pode ocorrer devido a três fenômenos (Howe et al., 2016; Libânio, 2010):

- ao movimento browniano, denominado como floculação pericinética, em que a colisão entre as partículas é ocasionada pela energia térmica, favorecendo o movimento errático das moléculas do fluido. Esse mecanismo de transporte inicia-se nas unidades de mistura rápida, sendo predominante para partículas de dimensão inferior a 1 μm ;
- às diferenças de velocidade das linhas de corrente do fluido em escoamento, conhecido como floculação ortocinética, na qual o choque entre as partículas decorre da introdução de energia externa por meio do gradiente de velocidade e a mistura lenta do fluido. A otimização desse tipo de floculação permite a formação eficiente dos flocos;
- às distintas velocidades de sedimentação dos flocos, a chamada sedimentação diferencial, em que ocorre a colisão de partículas de tamanhos distintos. Isso possibilita a formação de

flocos de grandes dimensões, constituídos por partículas fracamente unidas, que podem ser removidos da água pela decantação ou filtração.

Nas estações de tratamento, as unidades de floculação são divididas em floculação do tipo hidráulica, que pode ser de fluxo vertical ou de fluxo horizontal, e floculação do tipo mecanizada, de eixo vertical ou horizontal. A escolha do tipo de floculador empregado na ETA depende de diversos fatores, entre eles, citam-se as condições de operação e as condições locais, bem como a facilidade de manutenção e reposição de peça. Frequentemente, adota-se o sistema de floculação do tipo hidráulico para as ETA's de pequeno porte. Por outro lado, as unidades mecanizadas são utilizadas nas estações de médio e grande porte (Ferreira Filho, 2017).

3.4.1.4 Decantação

Finalizada a etapa de floculação, a água é direcionada para os tanques de decantação ou flotação por ar dissolvido. Estes processos se distinguem pelo método empregado na separação das partículas na estação de tratamento (Garbelini, 2017). A escolha da técnica a ser utilizada depende de diversas variáveis de projeto, entre elas, os custos operacionais e de construção, as características da água bruta, a taxa de aplicação superficial, o tamanho dos flocos, o gradiente de velocidade e o tempo de floculação (Richter, 2009).

O método mais adotado na separação sólido-líquido é a decantação, devido à simplicidade operacional e aos custos reduzidos tanto na operação quanto na construção (Metcalf; Eddy, 2016). Com intuito de evitar a chamada lise celular, torna-se preferível utilizar a flotação por ar dissolvido em águas com abundância de algas e cianotoxinas (Brasil, 2014).

A decantação é uma operação unitária que depende da eficiência das etapas de coagulação e floculação. Esses processos quando apresentam um bom desempenho, garante uma maior velocidade de sedimentação, viabilizando a implantação de unidades de decantação compactas e reduzindo a quantidade de partículas que adentram os filtros (Ferreira Filho, 2017; Libânio, 2010).

Na etapa de decantação, a remoção das partículas coloidais presentes na água ocorre pela ação das forças gravitacionais. Assim, os flocos, com densidade superior a água, ao permanecerem em repouso, são encaminhados para o fundo dos decantadores, formando o lodo da ETA (Borges, 2023; Howe et al., 2016; Richter, 2009).

Ressalta-se que a remoção das partículas sólidas em suspensão na decantação pode ocorrer por meio de dois principais processos de sedimentação gravitacional: a sedimentação discreta ou floculenta. No primeiro processo, as partículas não apresentam alteração de tamanho, o que garante uma velocidade de sedimentação constante. Enquanto no segundo processo, há interação entre as partículas, garantindo a formação de flocos com diâmetros maiores e com maior velocidade de decantação (Ferreira Filho, 2017; Metcalf; Eddy, 2016).

3.4.1.5 Filtração

A água clarificada, ao passar pelos decantadores ou flutuadores, é encaminhada para as unidades de filtração, consideradas como o último mecanismo para a remoção física das impurezas. Nessa etapa, ocorre a percolação da água por camadas de meios porosos, com intuito de remover as partículas sólidas em suspensão e as substâncias coloidais responsáveis pela cor e turbidez. Além disso, o processo objetiva reduzir o número de bactérias, certificando que a água tratada atenda aos padrões de potabilidade (Brasil, 2014; Ferreira Filho, 2017; Ismail, 2020).

Nas estações de tratamento, os filtros geralmente são constituídos por um leito filtrante contendo materiais granulares, como a areia ou o antracito com uma camada de areia (Brasil, 2014; Ismail, 2020). Enquanto a camada suporte possui a função de impedir o arraste do material filtrante e evitar o bloqueio dos tubos de saída (Freitas et al., 2022). Esses tubos de saída são parte integrante do sistema de drenagem, responsável por direcionar a água da unidade de filtração para os reservatórios (Brasil, 2014; Freitas et al., 2022; Libânio, 2010).

Geralmente, o uso das camadas suporte são típicas em sistemas de filtração mais antigos. Nas estações de tratamento mais modernas, emprega-se os chamados blocos, os quais cobrem o chão das caixas de filtro, suportam o meio filtrante e coletam as águas filtradas (Howe et al., 2016).

De acordo com Ferreira Filho (2017), Howe et al. (2016) e Libânio (2010), a filtração pode ser classificada, com base em diferentes abordagens:

- processo de tratamento: desdobra-se em filtração convencional, filtração em linha e filtração direta;
- sentido do escoamento: pode ser de fluxo ascendente ou descendente;

-taxa de filtração: divide-se em filtração lenta, rápida e rápida de alta taxa. Na filtração lenta, emprega-se os filtros com taxas em torno de 2 a 6 m³/m²/dia; na filtração rápida, a taxa média é de 120 a 360 m³/m²/dia; e na filtração rápida de alta taxa, a taxa média é acima de 400 m³/m²/dia;

- meio filtrante: classifica-se em sistema de filtração de camada simples, camada dupla e camada tripla. As unidades de filtração de camada simples são compostas por um único material filtrante como a areia, o antracito e o carvão ativado granular (CAG), enquanto os filtros de camada dupla são constituídos por antracito ou CAG e uma camada de areia. Por outro lado, os filtros de camada tripla contêm antracito ou CAG, areia e granada ou ilmenite.

No processo de filtração, à medida que a água percola pelo meio filtrante, há deposição das partículas finas nas camadas granulares, o que pode ocasionar a colmatação dos filtros e, conseqüentemente, diminuir severamente o fluxo e aumentar a perda de carga. Assim, é necessário realizar frequentemente a limpeza dos filtros (Borges, 2023; Song; Le-Clech; Shen, 2023).

3.4.1.6 Desinfecção e ajuste de pH

As etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração visam principalmente a remoção das partículas em suspensão, contudo, não garantem a qualidade microbiológica da água. Nesse âmbito, o processo de desinfecção é empregado para inativar os microorganismos patogênicos presentes na fase líquida, mediante a utilização de agentes físicos ou químicos (Ferreira Filho, 2017; Libânio, 2010).

Os agentes físicos se caracterizam pela aplicação da energia de radiação, especialmente a radiação UV e a radiação solar, enquanto os agentes químicos possuem capacidade de oxidação (Andreolli; 2016; Libânio, 2010). Os agentes químicos comumente empregados nas estações de tratamento de água são o cloro livre, a cloramina, o dióxido de cloro e o ozônio (Howe et al., 2016).

Destaca-se que o cloro é amplamente aplicado como agente desinfectante, em razão de sua eficiência na inativação dos microrganismos patogênicos, do baixo custo, da facilidade de aplicação, de grande disponibilidade no mercado, da capacidade de deixar um residual ativo na água que segue agindo após a aplicação, e a possibilidade de monitoramento do cloro residual (Brasil, 2014; Mazhar et al., 2020).

Contudo, o cloro possui como desvantagem ser corrosivo e perigoso na forma gasosa, formar substâncias com odor e sabor desagradáveis, e possibilitar a formação de subprodutos ao reagir com compostos orgânicos dissolvidos, sendo o mais prejudicial à saúde, o trihalometano (EPA, 2011; Richter, 2009; Smith et al., 2021).

O bom desempenho do processo de desinfecção depende de diversos fatores, entre eles, o pH do meio líquido. Maiores valores de pH beneficiam a formação de trihalometanos em águas com presença de compostos dissolvidos (Hansen et al. 2012; Hung et al., 2017).

Ressalta-se que após a etapa de desinfecção, deve-se realizar o ajuste do pH. O processo eleva o pH da água ao ponto de saturação, mediante a adição de um agente alcalinizante como a cal virgem, a cal hidratada ou o hidróxido de sódio. Isso possibilita a formação de uma película protetora responsável por proteger as canalizações contra a corrosão e garante que a água tratada seja incrustante (Brasil, 2014; Ferreira Filho, 2017).

3.4.1.7 Pesquisas sobre a otimização da etapa de clarificação no tratamento convencional de água

Estudos sobre a temática otimização do tratamento convencional são desenvolvidos objetivando reduzir os gastos com reagentes e maximizar a eficiência do processo. No Quadro 3, estão detalhadas as informações dos trabalhos que otimizaram as etapas de clarificação do tratamento convencional de água, com destaque ao emprego do sulfato de alumínio como coagulante.

Quadro 3: Pesquisas sobre a otimização da etapa de clarificação do tratamento convencional de água, com ênfase ao uso do coagulante sulfato de alumínio.

Objetivo do tratamento	Amostra estudada	Variáveis estudadas na otimização do tratamento	Parâmetros operacionais adotados para o ensaio no <i>Jar Test</i>	Referência
Remoção de matéria orgânica natural, minimizar a formação dos subprodutos da desinfecção e avaliar o potencial de genotoxicidade	Água bruta coletada dos Rio Ottawa e Otonabee, bem como do Lago Simcoe, todos situados no Canadá	- Dosagem de sulfato de alumínio variando de 0 a 60 mg.L ⁻¹ .	- Mistura rápida: velocidade de agitação de 100 rpm durante 90 segundos; - Mistura lenta: velocidade de agitação de 30 rpm durante 15 minutos; - 30 minutos de sedimentação.	Zheng et al. (2015)

Objetivo do tratamento	Amostra estudada	Variáveis estudadas na otimização do tratamento	Parâmetros operacionais adotados para o ensaio no Jar Test	Referência
Remoção de cor aparente e turbidez	Água bruta coletada do Rio Encantado, localizado no município de Cerro Largo, no estado do Rio Grande do Sul	- pH na faixa de 6 a 8,5; - Concentração do coagulante sulfato de alumínio de 2,67 a 9,33 mg.L ⁻¹ ; - Concentração do coagulante cloreto férrico de 1,83 a 6,42; - Tempo de sedimentação entre 10 e 60 minutos.	- Mistura rápida: duração de 2 minutos e velocidade de agitação de 300 rpm; - Mistura lenta: duração de 15 minutos e velocidade de agitação de 60 rpm.	Chinvelski (2018)
Remoção de turbidez, remoção de carbono orgânico dissolvido e avaliar a concentração do alumínio residual após a etapa de coagulação-floculação	Amostras de água foram coletadas nos Rios Saracuruna e Guandu, localizados em Duque de Caxias, no estado do Rio de Janeiro	- pH na faixa de 5 a 6; - Concentração de sulfato de alumínio de 10 a 40 mg.L ⁻¹ ; - Concentração de polímero aniônico (floculante) na faixa de 0 a 2 mg.L ⁻¹ ; - Velocidade de agitação da mistura lenta variando de 20 a 40 rpm.	- Mistura rápida: duração de 1 minuto e velocidade de agitação de 150 rpm; - Mistura lenta: duração de 10 minutos; - 10 minutos de sedimentação.	Alves (2019)
Remoção de cor aparente e turbidez	Água bruta coletada antes do processo de coagulação da Estação de Tratamento de água Pratygy, localizada em Macéio	- pH na faixa de 5 a 9; - Dosagem do coagulante sulfato de alumínio de 15 a 90 mg.L ⁻¹ ; - Dosagem do coagulante cloreto de polialumínio (PAC) de 15 a 90 mg.L ⁻¹ .	- Mistura rápida: velocidade de agitação de 151 rpm durante 3 minutos; - Mistura lenta: velocidade de agitação de 20 rpm durante 20 minutos; - 10 minutos de sedimentação.	Menezes (2019)
Remoção de carbono orgânico total e minimizar a formação de resíduos de alumínio e ferro após a coagulação.	Água bruta proveniente do reservatório de água Vrchlice, localizado na República Tcheca	- Dosagem do coagulante para: sulfato de alumínio (1,6 a 63,1 mg.L ⁻¹); sulfato férrico (2,8 a 167,5 mg.L ⁻¹); cloreto de polialumínio - PAC (1,6 a 39,4 mg.L ⁻¹); cloreto férrico (2,8 a 167,5 mg.L ⁻¹); - Faixa de pH para: sulfato de alumínio (5 a 8); sulfato férrico (4,5 a 10); cloreto de polialumínio (5 a 8); cloreto férrico (4,5 a 10).	- Mistura rápida: gradiente médio de velocidade de agitação de 100 s ⁻¹ com duração de 1 minuto; - Mistura lenta: gradiente médio de velocidade de agitação de 50 s ⁻¹ com duração de 30 minutos; - Os agregados foram separados por centrifugação a 3.000 rpm por 20 min.	Pivokonsky (2024)

Fonte: Autoria própria, 2024.

Pelo Quadro 3, é possível constatar que as principais variáveis de entrada escolhidas ao otimizar a etapa de clarificação do tratamento convencional, empregando o sulfato de alumínio, foram a concentração do coagulante e o pH. Ademais, a faixa de concentração de sulfato de alumínio, na quase totalidade dos estudos analisados, variou de 0 a 63,1 mg.L⁻¹ com valores pH no intervalo entre 5 e 9.

Vale destacar que os parâmetros operacionais fixados para executar o ensaio no *Jar Test* são especificados também por Brasil (2009) e Lopes (2017).

Conforme o manual prático de análise de água da FUNASA, recomenda-se uma velocidade de agitação de 100 rpm durante 2 a 3 minutos para a mistura rápida, seguida de uma mistura lenta com velocidade de agitação de 50 rpm por 10 a 30 minutos, com um tempo de decantação entre 10 e 30 minutos (Brasil, 2009).

Lopes (2017) sugere que a velocidade de agitação e duração da etapa de mistura rápida seja de 100 rpm por 1 minuto, já na mistura lenta é recomendado que a velocidade de agitação seja de 20 rpm durante 15 minutos, e tempo de decantação também de 15 minutos.

3.4.2 Adsorção

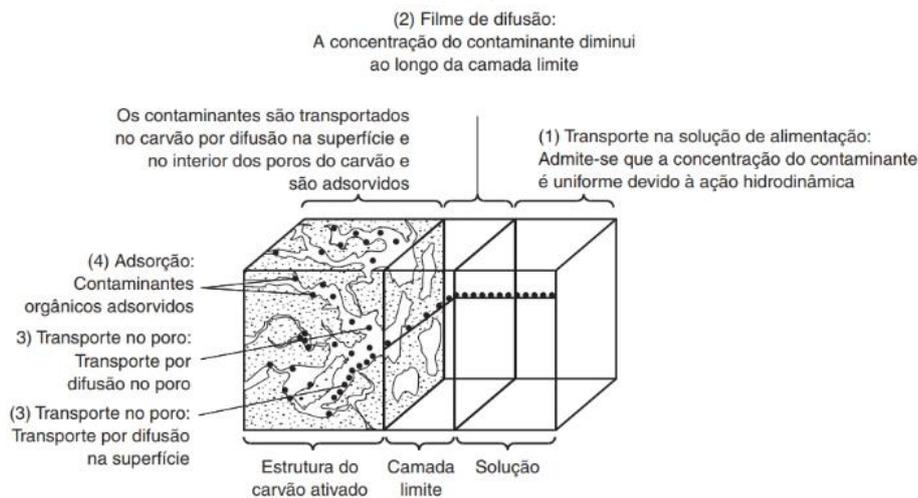
A adsorção é definida como uma operação de transferência de massa, na qual uma ou mais substâncias existentes no fluido, denominadas de adsorvatos, ficam retidas na superfície da fase sólida, conhecida como adsorvente (Carvalho, 2016; Metcalf; Eddy, 2016). À vista disso, na adsorção, o sólido poroso reage com os compostos dissolvidos, isso porque, entre outros motivos, o adsorvente possui uma superfície externa que contém grupos funcionais, os quais possibilitam as interações químicas (quimissorção) e as atrações físicas (fisissorção) com os adsorvatos (Bonilla-Petriciolet; Mendoza-Castillo; Reynel-Ávila, 2017; Ferreira Filho, 2021).

Na adsorção física ou fisissorção, a ligação entre o adsorvato e a superfície do adsorvente decorre das forças de Van Der Waals, que são semelhantes às forças de coesão molecular (Hu; Xu, 2020; Nascimento et al., 2020). Esse processo é conduzido a baixas temperaturas, com rápida taxa de adsorção, baixa energia e calor reduzido. Nesse tipo de adsorção, não ocorre alteração da natureza química do adsorvente, pois não há quebra ou formação de ligações. Isso resulta em uma interação fraca, facilitando a separação do contaminante adsorvido na superfície do adsorvente (Hu; Xu, 2020).

Por outro lado, na adsorção química ou quimissorção, ocorre a formação e destruição de ligações químicas, proveniente da troca de elétrons entre as substâncias adsorvidas e a superfície do adsorvente, exigindo uma alta energia de ativação e um maior calor de adsorção (Hu; Xu, 2020; Nascimento et al., 2020). Assim, a reação normalmente não é reversível, mas caso ocorra a dessorção, observa-se uma alteração química do adsorvato (Howe et al., 2016).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), o processo de adsorção se desdobra em quatro etapas: a primeira é caracterizada pelo transporte na solução de alimentação, a segunda pelo transporte por difusão na camada limite, a terceira pelo transporte na superfície e, por último, a adsorção, conforme demonstrado na Figura 2. Desse modo, a etapa mais lenta controla a taxa de adsorção.

Figura 2: Representação esquemática do processo de adsorção de um poluente orgânico utilizando o carvão ativado.



Fonte: Metcalf e Eddy, 2016.

A técnica de adsorção pode proporcionar inúmeras vantagens operacionais, entre elas, citam-se: potencial de ser operada em vários cenários, simples utilização, flexibilidade, baixas demandas de energia, boa relação custo-benefício, capacidade de regenerar e reusar o adsorvente e bom desempenho na eliminação de diversos contaminantes. Sua aplicação, inicialmente, era destinada apenas para a remoção dos componentes que conferem cor e odor à água, contudo, devido a sua boa eficiência e ao seu baixo custo, atualmente, é possível empregá-la no tratamento dos mais diversos poluentes (Bonilla-Petriciolet; Mendoza-Castillo; Reynel-Ávila, 2017).

Os contaminantes alvos removidos no processo de adsorção incluem os compostos orgânicos e alguns compostos inorgânicos, produtos químicos sintéticos, remoção de matéria orgânica natural, microcistina, os precursores de subprodutos tóxicos no processo de desinfecção, turbidez, metais pesados, entre outros (Guerra et al., 2015; Howe et al., 2016; Khedr et al., 2024; Metcalf; Eddy, 2016; Monteiro; Costella, 2018; Paredes et al., 2016).

Rathi e Kumar (2021) complementa que cerca de 95% dos contaminantes emergentes podem ser removidos pelas técnicas de adsorção. É possível que sua eficiência seja

melhorada com a aplicação de nano adsorventes, adsorventes de óxidos metálicos, adsorventes magnéticos e adsorção híbrida.

É válido mencionar que diversas variáveis externas influenciam na eficiência do processo de adsorção, entre elas, citam-se a área superficial específica, a porosidade do adsorvente, a polaridade e as propriedades químicas superficiais do adsorvente e adsorvato, a massa específica, o tempo de contato, a viscosidade, a temperatura do sistema, a natureza do solvente, o pH do meio e a dosagem do carvão (Ferreira Filho, 2021; Lima, 2015; Nascimento et al, 2020; Reis Neto, 2020).

A área superficial específica consiste na relação entre a área superficial e a massa do material adsorvedor. À medida que a área superficial do adsorvente aumenta, nota-se um aumento da sua capacidade de remoção de poluentes no meio aquoso. Uma maior área de superfície é obtida ao empregar um material granular com um elevado grau de pequenos poros em seu interior (Ferreira Filho, 2021; Howe et al., 2016).

O pH do meio pode interferir no grau de ionização, na dissociação de grupos funcionais, na estrutura dos adsorvatos e na funcionalidade da superfície adsorvente (Akpotu; Moodley, 2018). A determinação do pH no ponto de carga zero (pH_{pzc}) indica a carga da superfície do adsorvente em função do pH, desempenhando um papel essencial nas interações eletrostática do adsorvente e do adsorvato (Santos et al., 2016).

Quanto ao tempo de contato, este reflete o comportamento cinético da adsorção para um adsorvente específico diante de uma concentração inicial do adsorvato (Nascimento et al.; 2020). Nesse contexto, o tempo de contato entre o adsorvente e adsorvato possibilita atingir o equilíbrio de adsorção e, conseqüentemente, determinar as isotermas de adsorção (Fonseca, 2019).

A determinação da dosagem ótima evita o consumo excessivo do adsorvente. Geralmente, a eficiência do processo de adsorção é ampliada com o aumento da dosagem do adsorvente, em razão do aumento de área superficial e da quantidade crescente de sítios ativos acessíveis do adsorvente. Contudo, ao ultrapassar a dosagem ideal, observa-se que a capacidade de adsorção em remover os adsorvatos permanece constante (Pooresmaeil; Mansoori; Mirzaeinejad; Yari, 2016; Pooresmaeil; Namazi, 2020).

Dentre os adsorventes mais empregados comercialmente para o tratamento de água, citam-se: o carvão ativado, as zeólitas, as resinas de troca iônica, os óxidos e hidróxidos metálicos, a alumina ativada, as argilas, entre outros. O carvão ativado, em específico, é um

produto inerte que pode ser utilizado para a remoção de compostos orgânicos de reduzido peso molecular em meio aquoso (Ferreira Filho, 2021; Howe et al.; 2016).

Amplamente aplicado como adsorvente nas estações de tratamento de água, o carvão ativado provém de um material carbonáceo, como madeira, carvão, casca de nozes, amêndoas ou coco, o qual passa pelos processos de pirólise e ativação. Esse adsorvente possui geralmente uma área superficial específica entre 800 a 1500 m²/g, isso porque o processo de fabricação permite a formação de uma estrutura porosa, com tamanho de poros classificados como macroporos, mesoporos e microporos (Ferreira Filho, 2021; Metcalf; Eddy, 2016).

O carvão ativado apresenta-se em duas granulometrias distintas: o carvão ativado em pó (CAP), com o tamanho das partículas inferiores a 0,074 mm, e o carvão ativado granular (CAG), com o diâmetro das partículas superiores a 0,1 mm. As características do carvão ativado dependem da matéria prima utilizada e do procedimento de fabricação (Lima, 2015; Metcalf; Eddy, 2016).

Destaca-se que o CAP é comumente empregado como uma alternativa para complementar o tratamento convencional, sendo aplicado em diferentes pontos, como na captação da água bruta, a montante, durante ou a jusante da mistura rápida e entre os decantadores ou filtros (Ferreira Filho, 2017).

As vantagens proporcionadas pelo carvão ativado no tratamento de água são inúmeras, entre elas, citam-se: capacidade de regeneração, praticidade operacional, baixo custo em comparação a outras técnicas de adsorção e elevada eficiência na remoção de variados contaminantes, especialmente na eliminação de contaminantes orgânicos naturais e/ou sintéticos responsáveis pelo odor e sabor da água (Byrne et al., 2014; Ferreira Filho, 202; Howe et al., 2016; Metcalf; Eddy, 2016).

3.4.2.1 Estudos relacionados ao processo de adsorção utilizando o carvão ativado para tratamento de água

Pesquisas sobre o processo de adsorção empregando o carvão ativado são realizadas com o objetivo de analisar a eficiência desta técnica na remoção dos diferentes contaminantes. No Quadro 4 estão apresentadas as informações referentes as variáveis que interferem nesse processo de tratamento, bem como as faixas de estudo adotadas na literatura.

Quadro 4: Trabalhos sobre o processo de adsorção com o uso do carvão ativado para o tratamento de água.

Adsorvente	Objetivo do tratamento	Amostra estudada	Variáveis estudadas no processo de adsorção	Referência
CAP proveniente do endocarpo de coco	Remoção de cianobactérias	Água coletada do Açude Gargalheira, situado em Acari (RN)	- Dosagem de CAP na faixa de 10 a 40 mg.L ⁻¹ ; - Tempo de contato de 15 a 90 minutos.	Duarte (2011)
Carvão proveniente da casca de coco do dendê	Remoção de microcistina - LR	A água produzida com adição de células lisadas de <i>Microcystis aeruginosa</i>	- Teste de pH com valores de pH de 2,5, 5,0 e 8,0 com tempo de contato no intervalo de 1 a 29 horas; - Teste de capacidade de adsorção com massa de carvão ativado variando de 1 a 30 mg e tempo de contato entre 2 e 48 horas; - Concentração de microcistina - LR de 2 a 15 µg/L.	Lima (2015)
Carvão ativado pulverizado com origem mineral – betuminoso (CAP A) e origem vegetal – pinus (CAP B)	Remoção do corante azul de metileno	A água produzida pela mistura da água de poço com suspensão de caulinita	- Faixa de dosagem de adsorvente de 10 a 30 mg.L ⁻¹ ; - Tempo de contato de 5 a 120 minutos.	Biscola et al. (2020)
Um Carvão de origem mineral (betuminoso), três de origem vegetal (madeira, coco de babaçu e pinus) e um de origem animal (escama de peixe)	Remoção de carbono orgânico total, turbidez filtrada e cor aparente	Amostra de água bruta coletada no reservatório de acumulação Córrego Caracol, localizado no Estado do Pará.	- Faixa de dosagem de adsorvente de 5 a 30 mg.L ⁻¹ ; - Tempo de contato de 5 a 45 minutos.	Reis Neto (2020)
Carvão ativado comercial produzido a partir do carvão betuminoso	Remoção de micropoluentes orgânicos	Amostras do Rio Couesnon (França) antes e após o processo de coagulação e amostras brutas coletadas do Rio Mekong (Camboja)	- Tempo de mistura lenta na faixa de 0 a 120 minutos; - pH variando de 5 a 8; - Dosagem de coagulante (FeCl ₃) de 0 a 20 mg.L ⁻¹ ; - Dosagem do adsorvente CAP de 10 a 40 mg.L ⁻¹ ; - Concentrações de matéria orgânica natural variando de 2,62 a 20 mg.L ⁻¹ .	Sang et al. (2022)
Carvão ativado em pó comercial à base de carvão de baixo custo	Remoção de 14 tipos de odorantes de aldeído	Produzidas soluções estoques com concentrações de odorantes variando de 100 a 1000 mg.L ⁻¹	- Dosagem de CAP na faixa de 0 a 100 mg.L ⁻¹ ; - Tempo de contato de 0 a 300 minutos.	Guo et al. (2023)
Carvão ativado em pó comercial	Controle da inativação de algas, remoção de odores algogênicos e redução de subprodutos na desinfecção	Água coletada de um reservatório no curso inferior do Rio Taipu, em Xangai	- Dosagem de CAP na faixa de 0 a 20 mg.L ⁻¹ ; - Dosagem de cloro no intervalo de 0,4 a 1,2 mg.L ⁻¹ .	Zheng et al. (2023)

Fonte: Autoria própria, 2024.

No Quadro 4, é notório que as principais variáveis interferentes no processo de adsorção com o carvão ativado são a dosagem do adsorvente, o pH e o tempo de contato. Ressalta-se que na quase totalidade dos estudos, a faixa de concentração de adsorvente variou de 5 a 40 mg.L⁻¹, com tempo de contato entre 0 e 120 minutos e valores de pH de 2,5 a 8.

3.5 Planejamento fatorial

O planejamento fatorial consiste em uma metodologia de planejamento experimental e tratamento de dados, com intuito de avaliar a influência das variáveis independentes (ou fatores) nas variáveis resposta (Guedes, 2018; Lee et al., 2022; Montgomery; Runger, 2016). A definição da quantidade de variáveis de entrada e saída para um determinado experimento depende dos estudos preliminares e dos recursos disponíveis (Jankovic, Chaudhary, Goia, 2021).

No método univariado, altera-se os fatores um de cada vez, de modo que os experimentos são conduzidos variando o nível de um fator e fixando os demais. Posteriormente, realiza-se o mesmo procedimento para os outros fatores até que seja definido o melhor resultado. Já no experimento fatorial, chamado de método multivariado, os fatores se alteram simultaneamente (Breitkreitz; Souza; Poppi, 2014; Montgomery; Runger, 2016; Rodrigues; Iemma, 2014).

Nesse âmbito, o planejamento fatorial possibilita gerar modelos matemáticos de regressão, os quais viabilizam a construção de uma superfície, denominada de Superfície Resposta, que explica como a variável de saída é modificada conforme as diversas combinações nos níveis dos fatores. Além disso, permite, conhecer os resultados sem a realização dos ensaios reais, reduzindo o número de experimentos, minimizando os custos e o tempo com o processo, além de determinar o valor ótimo da variável resposta (Breitkreitz; Souza; Poppi, 2014; El-Taweel et al., 2023; Nascimento et. al., 2020).

Entre os principais tipos de planejamento fatorial, destaca-se o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) ou planejamento estrela, o qual consiste em rotacionar a 45° o planejamento inicial, em relação ao ponto de partida, a fim de obter os chamados pontos axiais ($\pm\alpha$) e, conseqüentemente, gerar um modelo quadrático capaz de determinar a região ótima da faixa de estudo investigada (Barros Neto; Scarminio; Bruns, 2010).

No planejamento inicial, geralmente adotam-se dois níveis para cada fator. Logo, o número de experimentos é calculado por 2^k , sendo “k” a quantidade de fatores. É indispensável adicionar os pontos centrais, os quais servem para determinar o erro experimental e analisar a curvatura no modelo (Nascimento et al., 2020). No DCCR, o número de experimentos é determinado por 2^k somado à quantidade de pontos centrais e à quantidade de pontos axiais. As fórmulas de cálculo do nível do ponto axial e do número de experimentos para o DCCR foram descritas por Rodrigues e Iemma (2014) e estão representadas na Equação 1 e 2:

$$\alpha = (2^K)^{\frac{1}{4}} \quad (1)$$

$$n = 2^K + 2 \times K \text{ pontos axiais} + \text{número de pontos centrais} \quad (2)$$

Onde:

α : nível do ponto axial;

k: número de fatores de um planejamento fatorial.

Em razão do planejamento fatorial do tipo DCCR garantir uma análise multivariada dos fatores, observa-se o amplo emprego dessa metodologia para o tratamento de água na literatura. Entre os trabalhos desenvolvidos, desataca-se as pesquisas conduzidas por Alves (2019), Araújo (2021), Kassa, Shibeshi e Tizazu (2024), Moosaei et al. (2024), Sarani et al. (2024) e Trinh e Kang (2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta das amostras

A coleta das amostras do Açude Grande ocorreu em três períodos, ao longo do ano de 2023: abril, junho e novembro. O procedimento seguiu as orientações estabelecidas pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da CETESB (2011), a fim de assegurar a precisão dos resultados e evitar a contaminação das amostras.

A primeira coleta foi realizada durante o período chuvoso (mês de abril). O volume de água necessário foi coletado no mesmo ponto geográfico, pois diversos locais ficaram inacessíveis devido às chuvas e à presença das macrófitas no corpo hídrico, resultando na chamada amostra simples. Foram coletados 15 L de água, distribuídos em três recipientes de 5 L cada, devidamente esterilizados. Após a coleta, os recipientes foram fechados e acondicionados em isopor com gelo para garantir a preservação das amostras. Posteriormente, foram transportados para o Laboratório de Saneamento (LABSAM) da Universidade Federal da Paraíba para a execução das análises.

A segunda coleta foi realizada no período seco (mês de junho), no qual as chuvas são escassas, possibilitando analisar as variações dos parâmetros de qualidade de água do açude em períodos sazonais diferentes. Selecionados dois pontos geográficos distintos, em que foram coletados 10 L de água em cada ponto. Ressalta-se que, para a realização dos ensaios no laboratório, as amostras dos dois pontos foram misturadas, caracterizando as chamadas amostras compostas, o que garante uma maior representatividade da situação real do corpo hídrico.

A terceira coleta foi executada no período seco (mês de novembro) e objetivou captar um volume necessário de amostra para a realização dos testes finais da pesquisa. Em razão disso, os procedimentos da segunda coleta em relação à escolha dos pontos geográficos foram replicados.

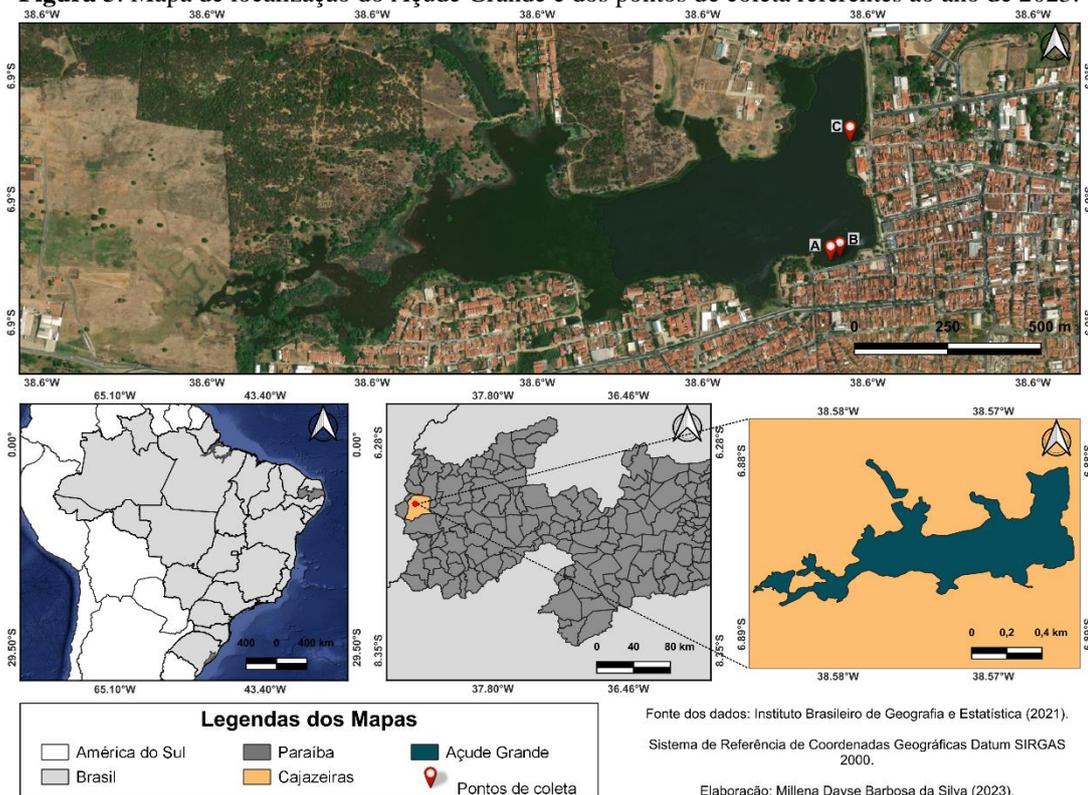
A especificação das datas de coleta das amostras e as coordenadas dos pontos estão detalhadas na Tabela 1 e no mapa de localização da Figura 3.

Tabela 1: Síntese dos pontos escolhidos, data, horário, volume e coordenadas das coletas das amostras.

Pontos de coleta	Data da coleta	Hora	Volume	Latitude	Longitude
A	02/04/2023	10:30 h	15 L	-6,889029	-38,564772
B	18/06/2023 05/11/2023	9:30 h	10 L	-6,889142	-38,564913
C	18/06/2023 05/11/2023	10:00 h	10 L	-6,886183	-38,564466

Fonte: Autoria própria, 2023.

Figura 3: Mapa de localização do Açude Grande e dos pontos de coleta referentes ao ano de 2023.



Fonte: Autoria própria, 2023.

4.2 Caracterização das amostras

A caracterização das amostras foi realizada por meio da análise dos parâmetros físicos e químicos, seguindo as metodologias estabelecidas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017) e o manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias de Silva e Oliveira (2002). Todos os ensaios foram executados no laboratório de Saneamento da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, *campus* João Pessoa. Os parâmetros analisados nesta presente pesquisa e os métodos empregados estão descritos no Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros e métodos para a caracterização das amostras.

Parâmetros	Método	Referências
Alcalinidade Total	Titulométrico	APHA 2320 B
Cloretos	Argentométrico	APHA 4500-Cl ⁻ B
Condutividade Elétrica	Potenciométrico	APHA 2510 B
Cor Aparente	Comparação Visual/ Número de Cor	APHA 2120 B; Primo, Rivero e Ortiz (2008)
DBO _{5,20}	Respirométrico	APHA 5210 D
DQO	Refluxo fechado/ Colorimétrico	APHA 5220 D
Dureza Total	Titrimétrico EDTA	APHA 2340 C
Nitrato	Salicilato	Silva e Oliveira (2002)
Nitrogênio Amoniacal	Fotométrico da Nesslerização Direta	Silva e Oliveira (2002)
pH	Eletrométrico	APHA 4500-H+B
Sólidos Totais	Gravimétrico	APHA 2540 G
Sólidos Totais fixos e voláteis	Gravimétrico	APHA 2540 G
Sulfatos	Turbidimétrico	APHA 4500-SO ₄ ²⁻ -E
Turbidez	Nefelométrico	APHA 2130 B

Fonte: Autoria própria, 2023.

4.3 Escolha da técnica de tratamento

Embasando-se na revisão de literatura realizada no Quadro 2, foi escolhido inicialmente o tratamento avançado. Neste viés, testou-se, em escala de bancada, a técnica de adsorção para verificar a sua eficiência na remoção da matéria orgânica e da cor verdadeira.

Em um segundo momento, baseando-se no fato de que a técnica de adsorção não apresentou resultados satisfatórios para a remoção da matéria orgânica, optou-se por alterar a tecnologia de tratamento utilizada.

Neste caso, o tratamento escolhido foi o convencional, pois constatou-se, a partir da caracterização das amostras, que apenas os parâmetros de turbidez, cor aparente e DBO não atendem às legislações ambientais.

Diante disso, testou-se o tratamento convencional em escala de bancada, de forma independente, sem a simulação da etapa do pré-tratamento com o CAP. Nesse contexto, às etapas de clarificação, constituída pela coagulação, floculação e decantação, foram otimizadas em função das variáveis remoção de turbidez e de cor aparente. A partir da

condição ótima obtida para a etapa de clarificação, realizou-se, em escala piloto, a simulação do processo de filtração.

Ressalta-se que nesse presente estudo foi empregado o coagulante sulfato de alumínio líquido, diluído em meio aquoso. Isso porque, geralmente nas ETA's, o sulfato de alumínio em pó é dissolvido antes da sua aplicação na calha Parshall.

4.4 Otimização do processo de adsorção

4.4.1 Definição das variáveis de entrada e do planejamento fatorial no processo de adsorção

Com base nos valores especificados na revisão de literatura (Quadro 4), foram escolhidas como variáveis de entrada no processo de adsorção a dosagem de CAP e o pH, sem variação do tempo de contato. A faixa de concentração de CAP adotada variou entre 3,79 e 46,21 mg.L⁻¹, com valores de pH no intervalo de 5,59 a 8,41 e tempo de contato de 60 minutos.

O modelo fatorial empregado foi o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), associado à Metodologia de Superfície Resposta (MSR). Esse tipo de planejamento gera um modelo quadrático que possibilita localizar o ponto ótimo para a realização do experimento.

Fixados quatro pontos centrais e os pontos axiais foram calculados em função das variáveis de entrada (fatores), resultando em um total de 12 experimentos. A codificação das variáveis do planejamento experimental está representada no Quadro 5.

Quadro 5: Variáveis de entrada do planejamento experimental no processo de adsorção com o CAP.

Delineamento Composto Central Rotacional - DCCR					
Variável	-1,41	-1	0	1	1,41
Concentração de adsorvente (mg.L ⁻¹)	3,79	10	25	40	46,21
pH	5,59	6	7	8	8,41

Fonte: Autoria própria, 2023.

Posteriormente, foram realizados testes com a combinação dos fatores nos níveis escolhidos e elaborada a matriz experimental (Quadro 6), que permitiu estipular e analisar os efeitos principais e as interações dos fatores. Ressalta-se que, para cada ensaio, foi utilizado o volume de 50 mL da amostra bruta.

Quadro 6: Matriz experimental do DCCR na adsorção com o CAP.

Experimentos	Concentração de adsorvente (mg.L ⁻¹)	pH
1	10,00	6,00
2	10,00	8,00
3	40,00	6,00
4	40,00	8,00
5	3,79	7,00
6	46,21	7,00
7	25,00	5,59
8	25,00	8,41
9 (Central)	25,00	7,00
10 (Central)	25,00	7,00
11 (Central)	25,00	7,00
12 (Central)	25,00	7,00

Fonte: Autoria própria, 2023.

4.4.2 Procedimento experimental do processo de adsorção com o CAP

Os testes de adsorção com carvão ativado foram realizados utilizando uma mesa agitadora orbital SL 180/D – MARCA SOLAB. A velocidade de rotação estabelecida foi de 100 rpm, com base na faixa de valores adotada nos estudos desenvolvidos por Reis Neto, (2020), Queiroz (2018) e Zheng et al. (2023), entre 90 e 120 rpm.

Primeiramente, pesou-se a massa necessária de CAP para cada experimento em Erlenmeyers e o pH previsto no planejamento fatorial foi ajustado. Em seguida, os Erlenmeyers, contendo o CAP e a amostra bruta, foram colocados na mesa agitadora, iniciando o teste de adsorção com duração de 60 minutos (Figura 4). Vale destacar que o experimento com a água destilada (branco) e o CAP foi realizado nas mesmas condições previstas para os pontos centrais.

Figura 4: Simulação do processo de adsorção na mesa agitadora orbital para tratar as águas do Açude Grande.



Fonte: Autoria própria, 2023.

Ao final do processo, as amostras foram centrifugadas a uma velocidade de rotação de 3000 rpm durante 15 minutos e, em seguida, filtradas em filtro à vácuo utilizando o papel filtro qualitativo com diâmetro de 9 cm e espessura de 0,2 mm. Esses procedimentos tinham como objetivo separar o carvão ativado do sobrenadante.

As variáveis resposta adotadas foram a eficiência de remoção de cor verdadeira e a redução de Demanda Química de Oxigênio (DQO). Para a cor verdadeira, foi realizada uma varredura utilizando o espectrofotômetro UV/Visível Hach DR 6000 nos comprimentos de onda de 200 a 800 nm. Em relação à DQO, realizou-se o ensaio em triplicata pelo método do refluxo fechado/método colorimétrico.

O Número de Cor (NC), expresso na Equação 3, foi empregado para caracterizar a cor verdadeira e consiste na determinação do coeficiente de absorção espectral, conhecido como SAC (*Spectral Absorption Coefficient*), nos comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm e 620 nm. O valor do SAC (Equação 3) é calculado a partir da absorbância em uma célula de espessura 1 (cm), sendo comumente adotado o valor de um para essa espessura (Krull; Döpkens, 2004; Primo; Rivero; Ortiz, 2008).

$$NC = \frac{SAC_{436}^2 + SAC_{525}^2 + SAC_{620}^2}{SAC_{436} + SAC_{525} + SAC_{620}} \quad (3)$$

$$SAC = \frac{abs}{l} \quad (4)$$

A eficiência de remoção de cor verdadeira e matéria orgânica foi determinada utilizando a Equação 5, onde o X representa o valor do parâmetro analisado.

$$R(\%) = \left(\frac{X_{Bruta} - X_{Tratada}}{X_{Bruta}} \right) \times 100 \quad (5)$$

4.5 Otimização das etapas de clarificação do tratamento convencional

4.5.1 Definição das variáveis de entrada e do planejamento fatorial das etapas de clarificação do tratamento convencional

Para otimizar as etapas de clarificação do tratamento convencional, foram selecionadas como variáveis de entrada a concentração de sulfato de alumínio, variando de 2,06 a 69,94 mg.L⁻¹, e o pH, no intervalo de 5,59 a 8,41, com base na revisão de literatura descrita no Quadro 3.

O planejamento fatorial empregado foi o DCCR, associado à Metodologia de Superfície Resposta (MSR), com dois fatores fixados e quatro pontos centrais, totalizando 12 ensaios. As variáveis de entrada e suas faixas de estudo estão apresentadas no Quadro 7.

Quadro 7: Variáveis de entrada do planejamento experimental das etapas de clarificação do tratamento convencional.

Delineamento Composto Central Rotacional - DCCR					
Variável	-1,41	-1	0	1	1,41
Concentração de coagulante (mg.L ⁻¹)	2,06	12	36	60	69,94
pH	5,59	6	7	8	8,41

Fonte: Autoria própria, 2023.

Para a realização do teste, foi preparada uma solução de sulfato de alumínio com concentração final de 5 g.L⁻¹. Em cada béquer, foram adicionados 300 mL de amostra bruta. A matriz experimental do planejamento fatorial do tipo DCCR está descrita no Quadro 8.

Quadro 8: Matriz experimental do tipo DCCR das etapas de clarificação do tratamento convencional.

Experimentos	Concentração de sulfato de alumínio (mg.L ⁻¹)	pH
1	12,00	6,00
2	12,00	8,00
3	60,00	6,00
4	60,00	8,00
5	2,06	7,00
6	69,94	7,00
7	36,00	5,59
8	36,00	8,41
9 (Central)	36,00	7,00
10 (Central)	36,00	7,00
11 (Central)	36,00	7,00
12 (Central)	36,00	7,00

Fonte: A autoria própria, 2023.

4.5.2 Procedimento experimental das etapas de clarificação do tratamento convencional

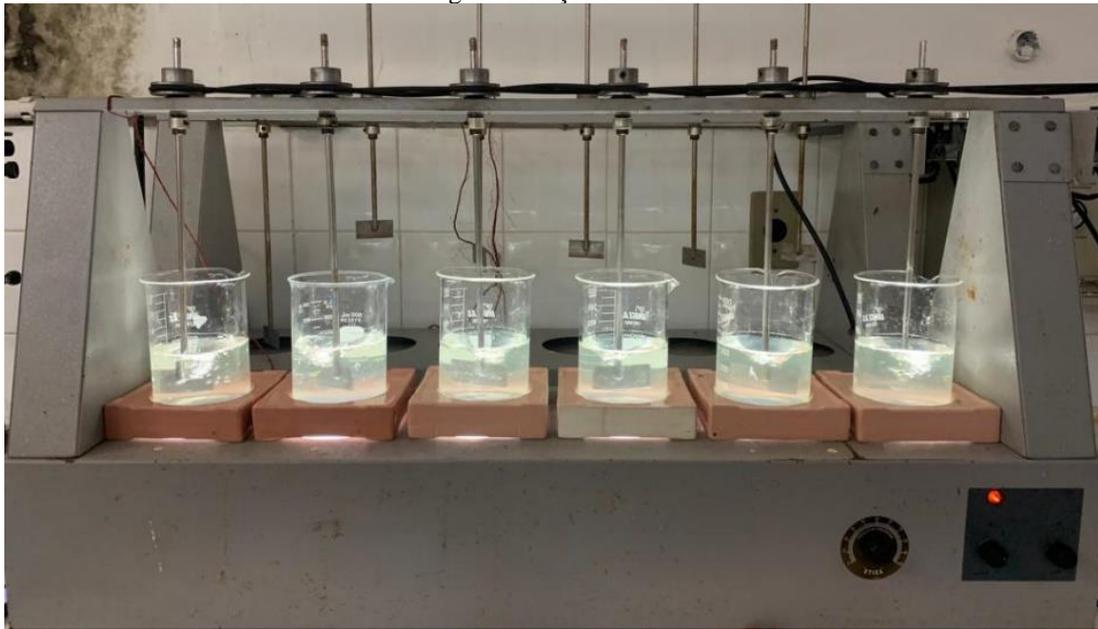
Primeiramente, ajustou-se o pH das amostras utilizando o ácido sulfúrico (H₂SO₄) e o hidróxido de sódio (NaOH). Em seguida, os béqueres contendo as amostras de água foram colocados no *Jar Test*, e o volume previsto no planejamento fatorial da solução preparada de sulfato de alumínio foi adicionado.

Os parâmetros operacionais das etapas de mistura rápida, de mistura lenta e decantação foram definidos e mantidos constantes, com base nos valores previstos no Quadro 3, na metodologia de Lopes (2017) e no manual prático de análise de água da FUNASA (Brasil, 2009).

Neste viés, para simular a etapa de mistura rápida, foi adotada uma velocidade de agitação de 100 rpm durante 2 minutos. Já na mistura lenta, a velocidade de agitação definida foi de 20 rpm por 15 minutos, seguida por uma etapa de decantação com duração de 30 minutos.

A simulação das etapas de clarificação do tratamento convencional no *Jar Test* está ilustrada na Figura 5.

Figura 5: Simulação das etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação) no *Jar Test* para tratar as águas do Açude Grande.



Fonte: A autoria própria, 2023.

Finalizada a etapa de decantação, coletou-se alíquotas para realizar o ensaio de turbidez em triplicata, usando um turbidímetro. A análise da cor aparente foi feita por meio do método de comparação visual com a utilização do colorímetro, bem como pelo método espectrofotométrico com o cálculo do Número de Cor (NC) nos comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm e 620 nm.

Subsequentemente, a eficiência do tratamento para as variáveis remoção de turbidez e remoção de cor aparente foi definida pelo valor de R (%), conforme Equação 5.

4.6 Simulação da etapa de filtração

4.6.1 Montagem do sistema de filtração em escala piloto

Foram construídos dois tipos de filtros com variações no meio filtrante, ambos com altura de 30 cm, diâmetro de 100 mm e área de 0,00785 m². O primeiro apresentou uma camada dupla constituído por CAP e areia fina, e a brita n° 0 foi usada como meio suporte. Por outro lado, empregou-se um segundo filtro de camada simples, composto por areia em três granulometrias: fina, média e grossa, e camada suporte de brita n° 0.

Na etapa de filtração das estações de tratamento de água, o carvão ativado granular (CAG) é comumente empregado. Contudo, nesse estudo, o CAP foi selecionado como meio filtrante, em razão da disponibilidade do material no laboratório de saneamento e pela

possibilidade de comparar a eficiência do material empregado em dois métodos diferentes: como adsorvente e como meio filtrante. A partir disso, é possível definir qual das duas técnicas com emprego do CAP apresenta um melhor desempenho para o tratamento das águas do Açude Grande.

Os materiais empregados para a construção da estrutura dos filtros foram duas garrafas PET transparentes com volume de 2L, duas torneiras de PVC para jardim roscáveis com diâmetro de 1/2 polegada, ferro de solda, régua, espátula, suporte metálico, dois nipeis de PVC roscáveis com diâmetro de 1/2 polegada, dois joelhos de PVC de 90° roscáveis com diâmetro de 1/2 polegada, veda rosca, durepoxi e adesivo de silicone acético branco.

A montagem do filtro seguiu o procedimento: a) lavagem da garrafa PET; b) lavagem dos materiais filtrantes em água corrente da torneira até que a água de lavagem estivesse completamente límpida; c) lavagem adicional desses materiais com água destilada; d) remoção do fundo da garrafa utilizando o ferro de solda, com ajuste da altura final da garrafa para 30 cm; e) abertura de furos no fundo removido da garrafa para produzir o fundo falso do filtro; f) abertura na tampa da garrafa para o encaixe do nipel; g) rosqueamento do conjunto nipel, joelho de 90° e torneira, utilizando o veda rosca para a vedação; h) vedação do nipel com a tampa da garrafa efetuada com o durepoxi, o veda rosca e o adesivo de silicone acético branco; i) utilização de um suporte metálico com dois ganchos para o apoio da estrutura; j) inserção do fundo falso na garrafa; k) montagem, com o auxílio da espátula, das camadas de materiais filtrantes; l) passagem de água corrente da torneira e água destilada no filtro montado para a retirada dos resquícios de impurezas.

As estruturas dos filtros de camada dupla e camada simples estão apresentadas na Figura 6a e Figura 6b.

Figura 6: Filtro de: a) camada dupla; b) camada simples.



Fonte: Autoria própria, 2023.

Vale destacar que a escolha dos materiais filtrantes, bem como as alturas das camadas de cada proposta dos filtros foram definidas com base em adaptações intermediárias dos protótipos de garrafa PET desenvolvidos por Bastos et al. (2023), Cazú (2019), Silva et al. (2023a) e Silva et al. (2023b). No presente trabalho, adotou-se o filtro de camada dupla constituído por 5 cm de carvão ativado em pó, 10 cm de areia fina e 10 cm de brita n° 0. No segundo filtro, as camadas de materiais filtrantes foram compostas por 5 cm de areia fina, 5 cm de areia média, 5 cm de areia grossa e 10 cm de brita n° 0.

Em ambos os filtros, a granulometria do material diminui no sentido ascendente. Assim, os materiais com menores granulometrias funcionam como o meio filtrante, enquanto aqueles com maiores dimensões são os chamados materiais suportes, os quais impedem o arraste do material mais fino ao longo do sistema de filtração.

A utilização do fundo falso serviu para apoiar a brita, possibilitando a percolação da água sem o entupimento do filtro. Vale destacar que foi reservado um espaço livre de aproximadamente 5 cm para a circulação da lâmina de água.

4.6.2 Procedimento experimental do teste de filtração

Determinada a melhor condição experimental de concentração de sulfato de alumínio e do pH nas etapas de clarificação do tratamento convencional, repetiu essa condição utilizando o *Jar Test* com um volume de amostra de 15 L, distribuído em béqueres de 2 L e 1 L.

O teste foi executado com uma velocidade de agitação de 100 rpm e 20 rpm para as etapas de mistura rápida e lenta, com duração de 2 minutos e 15 minutos, respectivamente, além do tempo de decantação de 30 minutos, mantendo às condições operacionais adotadas anteriormente.

Finalizado o tempo de decantação, o sobrenadante foi coletado em uma bombona de 20 L para a homogeneização das amostras dos diferentes béqueres. Posteriormente, foi separado um volume de aproximadamente 4 L para a caracterização da amostra após a etapa de clarificação, analisando os parâmetros de qualidade da água previstos na Tabela 2. O volume restante do sobrenadante coletado, cerca de 8 L, foi conduzido para o ensaio de filtração.

A simulação do processo de filtração iniciou com o filtro de camada dupla, e num segundo momento, realizou-se o teste com o filtro de camada simples. Para ambos os filtros, utilizou-se um volume de amostra de 4 L de água clarificada, e contabilizou-se o tempo necessário para a percolação da água em todo o sistema.

Após finalizar a etapa de filtração, as amostras foram caracterizadas separadamente, com intuito de comparar a eficiência de cada filtro e determinar qual protótipo é mais eficiente para o tratamento das águas do Açude Grande.

4.7 Tratamento estatístico dos dados

O tratamento estatístico dos resultados foi realizado utilizando o software Statistica (versão 5.0, StatSoft), o qual permitiu a elaboração de um modelo matemático capaz de analisar a influência das variáveis de entrada e suas interações nas variáveis resposta

analisadas. Os termos do modelo estatisticamente significativos foram selecionados com base no valor de p (P-valor), considerando-se um nível de significância $\alpha = 0,05$. Assim, por meio do Gráfico de Pareto, determinou-se os efeitos de primeira ordem, segunda ordem e as interações entre os fatores nas variáveis resposta, o que permitiu identificar os efeitos estatisticamente significativos (Rodrigues; Iemma, 2014). Então, na elaboração do modelo, a variável dependente foi escrita em função das variáveis independentes e de suas interações, considerando-se um nível de 95% de confiança.

A precisão do ajuste do modelo aos dados experimentais foi analisada através do coeficiente de determinação (R^2), enquanto a significância dos termos foi avaliada pelo teste F (Amiri; Sabour, 2014). O teste F, também conhecido como distribuição de Fisher, envolve o cálculo do valor de F e sua comparação com o valor tabelado. Se o valor calculado de F for maior que o F tabelado, conclui-se que o modelo apresenta um bom ajuste (Rodrigues e Iemma, 2014).

Semelhante ao estudo desenvolvido por Lucena (2021), adotou-se o critério que o modelo de regressão apresenta um bom ajuste aos dados experimentais quando o coeficiente de determinação (R^2) é igual ou superior a 0,8.

A avaliação da qualidade do modelo gerado também foi realizada por meio da análise dos erros de ajuste, os quais devem ser independentes e seguir uma distribuição normal. Essa verificação ocorreu através dos gráficos de ensaios *versus* resíduos e do gráfico de normalidade dos resíduos, sendo condições indispensáveis para o modelo estatístico utilizando a Análise de Variância (Rodrigues; Iemma, 2014).

Posteriormente, o modelo foi avaliado experimentalmente. Essa técnica envolve a realização de experimentos dentro da faixa de estudo, mas que não são iguais a nenhum dos experimentos do planejamento DCCR. O objetivo é avaliar o ajuste entre os valores preditos pelo modelo e os resultados obtidos (Lucena, 2021; Quirino, 2021). O erro entre os valores observados e os preditos é calculado pela Equação 6, utilizada por Lucena (2021):

$$Erro(\%) = \frac{|Y_{Modelo} - Y_{Experimental}|}{Y_{Modelo}} \quad (6)$$

Por fim, foram geradas as curvas de contorno e as superfícies de respostas, com o objetivo de determinar as condições que otimizem as variáveis dependentes escolhidas para o tipo de tratamento estudado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização das águas do Açude Grande

Os resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras estão compilados na Tabela 3, a qual apresenta os valores máximos permitidos para o enquadramento do manancial na classe 2 de água doce, de acordo com a Resolução do CONAMA n° 357/2005, e os valores estabelecidos para o consumo humano pela Portaria GM/MS n° 888/2021.

Tabela 3: Resultados da caracterização físico-química da água do Açude Grande no ano de 2023.

Parâmetros	Coletas (Mês)						Valor Máximo Permitido	
	Abril (Chuvoso)	D.P.	Junho (Seco)	D.P.	Novembro (Seco)	D.P.	A.P.	A.S.
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	123,675	2,425	74,667	0,577	242,000	0,000	-	-
Cloretos (mg Cl.L ⁻¹)	54,316	0,577	56,98	0,000	107,470	0,000	250	250
Condutividade Elétrica (µS/cm)	497	1,000	522,33	1,528	683,500	0,000	-	-
Cor Aparente (uH)	60,000	0,000	80,000	0,000	75,000	0,000	15	-
DBO _{5,20} (mg O ₂ .L ⁻¹)	4,9	-	13,4	1,131	18,6	-	-	5
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	86,167	0,329	124,50	3,535	80,658	0,617	-	-
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	108,333	2,887	136,0	2,000	200,000	0,000	300	-
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	10	10
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	0,797	0,140	0,333	0,795	0,850	0,000	1,2	3,7
pH	6,92	0,05	7,223	0,012	7,465	0,064	-	6,0 a 9,0
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	0,2877	0,007	0,333	0,012	0,483	0,012	-	-
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	0,077	0,016	0,0737	0,009	0,123	0,004	-	-
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	0,2107	0,022	0,260	0,020	0,360	0,008	-	-
Sulfato (mg SO ₄ .L ⁻¹)	22,045	1,025	17,755	0,926	14,910	0,000	250	250
Turbidez (NTU)	5,633	0,116	14,837	1,124	22,500	0,707	5	100

*Unidade Hazen (mg Pt-Co.L⁻¹); D.P: Desvio padrão; A.P: Para a água potável (Portaria GM/MS n° 888/21); A.S: Para a água superficial classe 2 (Resolução do CONAMA n° 357/2005).

Fonte: Autoria própria, 2023.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 3, são notórias as variações nos parâmetros de qualidade da água para as três coletas. Supõe-se que as oscilações sejam decorrentes dos pontos de coleta selecionados, bem como de fatores externos não controláveis, em especial, as variações sazonais climáticas ao longo do ano. Logo, é possível observar valores maiores ou menores de um determinado parâmetro para os mesmos pontos de coleta em períodos diferentes de análise (segunda e terceira coleta). De acordo com Alencar et al. (2019), Marques (2018) e Souza Júnior (2020a), a precipitação aumenta o volume de água do manancial, o que pode contribuir para uma maior diluição da concentração de parte dos poluentes presentes no corpo hídrico e, conseqüentemente, reduz a maioria desses parâmetros.

Observa-se (Tabela 3) que os parâmetros de cloretos, dureza total, nitrato, nitrogênio amoniacal, pH e sulfato para as três coletas estão em conformidade com os padrões de potabilidade previstos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e com os critérios de classificação da classe 2 de água doce definidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005.

Os parâmetros de condutividade elétrica e alcalinidade total não possuem valores estabelecidos nas legislações analisadas. Conforme mencionado por CETESB (2019) e Libânio (2010), as águas límpidas geralmente apresentam valores de condutividade elétrica inferiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em mananciais com altas cargas de matéria orgânica provenientes de efluentes domésticos e industriais. No caso do Açude Grande, os resultados obtidos variaram na faixa entre 497 e 683,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando a possibilidade da presença de cargas poluidoras.

Brasil (2014) e Libânio (2010) complementam que a alcalinidade em águas naturais costuma ser inferior a 100 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto valores mais elevados estão relacionados à decomposição da matéria orgânica, alta taxa respiratória de microrganismos e descarga de efluentes industriais no corpo hídrico. Constata-se que apenas na segunda coleta (mês de junho) obteve-se para as águas do Açude Grande um valor de alcalinidade inferior a 100 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto nas outras duas coletas (mês de abril e novembro), o valor de alcalinidade encontrado foi de 123,675 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 242 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, apontando possivelmente um frequente lançamento de cargas de matéria orgânica e, conseqüentemente, sua decomposição excessiva.

O parâmetro de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em corpos hídricos naturais não poluídos geralmente varia de 1 a 10 $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, podendo atingir altas concentrações para mananciais sujeitos à poluição orgânica (Brasil, 2014). Azzam et al.

(2022) realizaram um estudo sobre a qualidade da água bruta e tratada de quatro ETA's na província de El-Monofeya, no Egito e, obtiveram valores de DBO para a água bruta nas estações de tratamento variando entre 4,6 e 7,0 mg O₂.L⁻¹.

Neste caso, verifica-se que a DBO apresentou concentrações elevadas para as amostras coletadas nos períodos secos, que excede o valor previsto para as águas de mananciais não poluídos (superior a 10 mg O₂.L⁻¹) e a faixa de valores encontrados por Azzam et al. (2022) para a água bruta na entrada das ETA's. Além disso, o valor máximo do parâmetro permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 não foi atendido no período seco, sendo necessária uma remoção de no mínimo 62,7% de matéria orgânica biodegradável para a coleta realizada no mês de junho e 73,1% para a coleta efetuada no mês de novembro. Todavia, para o período chuvoso, o parâmetro atende aos limites estabelecidos pela legislação ambiental, e enquadra-se dentro do intervalo encontrado por Azzam et al. (2022) para a água bruta nas ETA's, fato que indica a diluição da carga orgânica nesse período.

Quanto à relação entre DQO e DBO (DQO/ DBO_{5,20}), os valores encontrados para a primeira, segunda e terceira coleta são, respectivamente, 17,59, 9,29 e 4,37. Nota-se que nas duas primeiras coletas há uma presença considerável de matéria orgânica não biodegradável, que pode ser removida por processos físico-químicos de tratamento, segundo afirmam Brasil (2014) e Von Sperling (2014). Por outro lado, na terceira coleta, a relação entre DQO e DBO é significativamente menor em comparação com as demais, indicando alta carga de matéria orgânica biodegradável.

Em relação aos parâmetros de cor aparente e turbidez, no período seco e chuvoso, os valores máximos permitidos para os padrões de potabilidade foram excedidos, exigindo um tratamento adequado para corrigir esses parâmetros. Portanto, para atender a Portaria GM/MS nº 888/2021, é necessário realizar uma remoção de turbidez de pelo menos 11,2% durante o período chuvoso (mês de abril), uma redução de aproximadamente 66,3% para a segunda coleta e uma remoção em torno de 77,78% para a terceira coleta. Semelhantemente, a cor aparente precisa ser reduzida em 75% para a primeira coleta, 81,2% para a segunda coleta e 80% para a terceira coleta.

Vale destacar que a turbidez comumente é elevada no período chuvoso, devido ao aumento do transporte de sedimentos para o corpo hídrico em solos propensos à erosão (Libânio, 2010; Sousa, 2022). Contudo, ao analisar a tabela, percebe-se que maiores valores de turbidez foram encontrados para os dois períodos secos. Isso ocorre porque a segunda e

terceira coleta incluíram um novo local para a amostragem, que possivelmente apresenta valores de turbidez mais elevados em comparação ao ponto da primeira coleta.

Os parâmetros sólidos totais (fixos e voláteis) não possuem um valor limite previsto na Portaria GM/MS n° 888/2021 e na Resolução do Conama n° 357/2005. Na Tabela 3, verifica-se que para maiores valores de turbidez, têm-se um aumento da concentração de sólidos totais. Isso ocorre pois, de acordo com Libânio (2010), a turbidez está diretamente associada à parcela de sólidos suspensos presente na água, os quais constituem os sólidos totais. O autor complementa que partículas com dimensões maiores podem funcionar como escudo para proteger os microrganismos contra a ação dos desinfetantes. Assim, é fundamental a aplicação de um tratamento eficiente que garanta sua remoção.

Souza Júnior (2020a) caracterizou as águas do Açude grande no período seco e chuvoso com coletas realizadas no ano de 2019. O autor constatou que o pH, no período chuvoso e seco variou de 7,00 a 7,95, e o nitrato, no período chuvoso e seco variou de 0,032 a 0,048 mg N-NO₃.L⁻¹, não apresentando alterações significativas em comparação ao presente estudo. Em relação aos parâmetros DBO e condutividade elétrica, os valores encontrados por Souza Júnior (2020a) no período chuvoso foi, respectivamente, de 5,90 mg O₂.L⁻¹ e 500 µS/cm, similar aos valores determinados no período chuvoso para a presente pesquisa. Enquanto para o período seco a DBO e a condutividade elétrica encontradas por Souza Júnior (2020a) foram de 7,59 mg O₂.L⁻¹ e 1063µS/cm, respectivamente, divergindo da faixa de valores obtidos na Tabela 3. Além disso, destaca-se que a turbidez no período seco permanece similar ao valor encontrado pelo autor (14,57 NTU) em determinados meses, apresentando oscilações ao longo do ano, tanto para o período chuvoso quanto para o período seco.

Na pesquisa conduzida por Sousa (2022), com coleta de amostras realizadas em 10 pontos distintos durante o período chuvoso, no ano de 2022, verificou-se uma significativa discrepância entre o intervalo dos valores de turbidez (16 a 45 NTU), cor aparente (158 uH a 302 uH), condutividade elétrica (97 a 298 µS/cm), cloretos (0,003 a 0,07 mg Cl.L⁻¹), alcalinidade (84 a 194 mg CaCO₃.L⁻¹) e a dureza total (69 a 160 mg CaCO₃/L). Essas discrepâncias possivelmente estão relacionadas aos locais de coleta das amostras, os quais podem ser mais ou menos afetados pelas chuvas que ocorreram durante o período de coleta, contribuindo para o aumento ou a redução dos valores dos parâmetros físico-químicos.

Já Silva (2019), realizou coletas de amostra em seis pontos durante o período seco, encontrando valores condizentes com os resultados obtidos na terceira coleta em relação aos

parâmetros de turbidez (21 a 23 NTU), alcalinidade (224 a 280 mg CaCO₃.L⁻¹) e cloretos (108 a 112 mg Cl.L⁻¹).

Por fim, o relatório dos parâmetros físico-químicos fornecido pela CAGEPA em agosto de 2005, disponibilizado no estudo de Almeida e Fonseca (2005), avaliou a qualidade do manancial no lado norte, sul, leste e oeste. Comparando-os com as análises da presente pesquisa, percebe-se que os valores de cor aparente (54,1 a 101,4 uH), turbidez (3,9 a 21,1 NTU) e alcalinidade (200 a 280 mg CaCO₃.L⁻¹) encontrados se situam dentro ou próximo do intervalo especificado na Tabela 3, com pequenas oscilações para mais ou para menos, ainda que haja a defasagem temporal.

Neste viés, essas pesquisas confirmam a precisão dos resultados obtidos na Tabela 3, bem como evidencia as variações sazonais e os impactos na qualidade da água ao longo dos anos.

5.2 Otimização do processo de adsorção com o CAP

As condições experimentais para cada ensaio e os resultados obtidos em relação à eficiência de remoção de cor verdadeira e DQO no processo de adsorção com o CAP estão detalhados na Tabela 4. Ressalta-se que referente à amostra bruta: a DQO foi de 86,167 mg O₂.L⁻¹ e a cor verdadeira calculada pelo número de cor foi de 0,0229.

Tabela 4: Resultados obtidos nos ensaios de adsorção da água do Açude Grande com o carvão ativado.

Ensaio	Variáveis independentes				Respostas			
	X ₁		X ₂		Y ₁ (mg O ₂ .L ⁻¹)	Y ₁ (%)	Y ₂ (NC)	Y ₂ (%)
	*Cod.	Real (mg.L ⁻¹)	*Cod.	Real				
1	-1	10,00	-1	6,00	200,75	-132,979	0,007	68,399
2	-1	10,00	1	8,00	109,5	-27,079	0,036	-59,031
3	1	40,00	-1	6,00	153,67	-78,337	0,017	26,131
4	1	40,00	1	8,00	216,875	-151,692	0,012	49,106
5	-1,41	3,79	0	7,00	84,5	1,934	0,021	6,364
6	1,41	46,21	0	7,00	104,5	-21,277	0,015	34,368
7	0	25,00	-1,41	5,59	223,25	-159,091	0,012	49,069
8	0	25,00	1,41	8,41	149,50	-73,501	0,019	15,710
9 (C)	0	25,00	0	7,00	93,25	-8,221	0,012	46,869
10 (C)	0	25,00	0	7,00	83,25	3,385	0,013	43,914
11 (C)	0	25,00	0	7,00	115,75	-34,333	0,017	24,523
12 (C)	0	25,00	0	7,00	104,5	-21,277	0,013	41,368

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: concentração de adsorvente (mg.L⁻¹); X₂: pH; Y₁ (mg O₂.L⁻¹): valor de DQO; Y₁ (%): remoção de DQO; Y₂ (Número de Cor- NC): valor de cor verdadeira; Y₂ (%): remoção de cor verdadeira.

Fonte: Autoria própria, 2023.

Ao analisar os dados da Tabela 4, verifica-se que apenas o ensaio 2 demonstrou um acréscimo no parâmetro cor verdadeira, ao passo que os ensaios 1, 4 e 7 alcançaram as maiores eficiências do tratamento, respectivamente, de 68,399%, 49,106% e 49,069%. No entanto, nesses experimentos, o resultado da DQO foi superior ao dobro do valor da amostra bruta.

É notório um aumento da matéria orgânica em quase todas as condições experimentais, com exceção do ensaio 5 e do ensaio 10. Em ambos, ocorreram uma eficiência de remoção de DQO, respectivamente, de 1,934% e 3,385%. Nos demais ensaios, é possível perceber um acréscimo da variável resposta na faixa entre 8% e 159% em relação à amostra bruta. Nos pontos centrais, em que as condições experimentais são as mesmas, obteve-se uma variação significativa do parâmetro para cada ensaio, o que evidencia a existência de um elevado erro experimental.

O CAP é um material carbonáceo proveniente de matérias-primas naturais com alto teor de carbono, como madeira, endocarpo de coco, cascas de frutas, sementes, entre outras substâncias (Howe et al., 2016; Mangueira, 2014; Metcalf; Eddy, 2016). Já a DQO é um parâmetro químico que mensura o consumo de oxigênio para oxidar a matéria orgânica por meio de um forte oxidante, o dicromato de potássio (Howe et al., 2016; CETESB, 2019).

Vale destacar que ao final do teste de adsorção na mesa agitadora, a separação entre as amostras de água e o CAP foi realizada por meio da centrifugação (velocidade de rotação de 3000 rpm durante 15 minutos) e a filtração foi efetuada utilizando o papel filtro qualitativo com espessura de 0,2 mm. Pressupõe-se que esses procedimentos não foram suficientes para remover completamente o carvão ativado, resultando na passagem das partículas do adsorvente pelo papel filtro. Assim, é possível considerar que uma parte da matéria orgânica carbonácea proveniente do CAP pode ter sido incorporada às amostras tratadas, promovendo um acréscimo de DQO.

Resultado semelhante foi encontrado por Fernandes (2010), o qual comparou a eficiência do carvão vegetal comercial com o carvão ativado produzido com a biomassa de endocarpo de coco, na remoção de turbidez, cor aparente, oxigênio dissolvido, DQO e variação de pH, para amostras de água do Arroio Dilúvio, situado no Rio Grande do Sul. O endocarpo de coco foi triturado, pirolisado e ativado com vapor d'água. Subsequentemente, os dois adsorventes foram aplicados separadamente no teste de adsorção com duração de 4 horas e velocidade de agitação de 60 rpm na mesa agitadora. A solução aquosa contendo o carvão ativado foi filtrada à vácuo em papel filtro qualitativo. Os resultados demonstraram

que houve acréscimo de DQO para os dois tipos de carvão ativado, de modo que a amostra bruta apresentava o valor de $462 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e, após o ensaio de adsorção utilizando o CAP comercial e o CAP produzido a partir do endocarpo de coco, foram obtidos valores de $562 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $481 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente.

O aspecto estético das amostras após o processo de adsorção na mesa agitadora orbital, antes da separação do sobrenadante e do CAP, está ilustrado na Figura 7.

Figura 7: Aparência estética das amostras do Açude Grande após os testes de adsorção, antes da separação do sobrenadante e do CAP.



Fonte: Autoria própria, 2023.

Na Figura 7, observa-se que houve a solubilização do carvão ativado nas amostras tratadas. Presume-se que a utilização do carvão ativado granular (CAG) em substituição ao CAP no processo de adsorção evita tais efeitos, garantindo que partículas do adsorvente não sejam incorporadas às amostras. Partindo dessa abordagem, é provável que o emprego do CAG na faixa do presente estudo seja mais adequado e eficiente na remoção dos parâmetros de cor verdadeira e DQO das águas do Açude Grande.

Posteriormente, objetivando verificar a interferência do CAP no aumento da matéria orgânica nas amostras tratadas foi realizada uma repetição das condições do ponto central utilizando a água destilada, o conhecido branco. Finalizado o teste em triplicata, observou-se que a DQO da água destilada após o teste de adsorção foi $56,22 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com desvio padrão de 2,837. Ressalta-se que a água destilada bruta apresentou uma DQO de $12,73 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com um desvio padrão correspondente a 0,276. Neste viés, é perceptível que o CAP promoveu um acréscimo de $43,49 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ no parâmetro DQO.

Subsequentemente, a parcela de matéria orgânica, proveniente do CAP e incorporada nas amostras, foi subtraída do valor de DQO obtido após o teste de adsorção nos experimentos do planejamento fatorial. Esses resultados estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Valor do parâmetro DQO e do percentual de remoção de DQO após retirar a interferência do CAP.

Ensaio	X ₁	X ₂	Y ₁ (mg O ₂ .L ⁻¹)	Y ₁ (mg O ₂ .L ⁻¹) subtraindo a influência do CAP	Y ₁ (%) retirando a interferência do CAP
	Real (mg.L ⁻¹)	Real			
1	10,00	6,00	200,75	157,259	-82,505
2	10,00	8,00	109,5	66,009	23,394
3	40,00	6,00	153,67	110,179	-27,867
4	40,00	8,00	216,875	173,384	-101,219
5	3,79	7,00	84,5	41,009	52,408
6	46,21	7,00	104,5	61,009	29,197
7	25,00	5,59	223,25	179,759	-108,617
8	25,00	8,41	149,50	106,009	-23,027
9 (C)	25,00	7,00	93,25	49,759	42,253
10 (C)	25,00	7,00	83,25	39,759	53,858
11 (C)	25,00	7,00	115,75	72,259	16,141
12 (C)	25,00	7,00	104,5	61,009	29,197

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: concentração de adsorvente (mg.L⁻¹); X₂: pH.

Y₁ (mg O₂.L⁻¹): valor de DQO; Y₁ (%): remoção de DQO.

Y₂ (NC): valor de cor verdadeira; Y₂ (%): remoção de cor verdadeira.

Fonte: Autoria própria, 2024.

Ao subtrair a quantidade de matéria orgânica proveniente do CAP, equivalente a 43,49 mg O₂.L⁻¹, constatou-se que os experimentos 2, 5, 6, 9, 10, 11 e 12 apresentaram remoção de DQO no intervalo entre 16,141% e 52,408%. A melhor eficiência do processo de adsorção, subtraindo a interferência do CAP, foi encontrada na concentração do adsorvente de 3,79 mg.L⁻¹ e pH de 7 (ensaio 5).

Em contrapartida, os resultados dos experimentos 1, 3, 4, 7 e 8 continuaram a indicar um acréscimo de DQO, mesmo após subtrair a quantidade de matéria orgânica incorporada nas amostras pelo CAP. Suspeita-se que isso seja efeito da interferência das variáveis externas controláveis e não controláveis atuantes durante a execução do teste de adsorção.

Entre as principais variáveis controláveis, apontadas por Nascimento et al. (2020), que não foram otimizadas nesta presente pesquisa estão: a velocidade de agitação, o potencial de carga zero e o tempo de contato. Supõem-se que as variáveis não controláveis,

como as impurezas do adsorvente e as condições naturais do meio, possam ter interferido nesse processo de adsorção.

Outro fator que possivelmente contribuiu para o aumento de DQO nesses ensaios são os erros experimentais inevitáveis, os quais consistem nas imprecisões não eliminadas integralmente nos testes. É importante mencionar que a técnica de DQO realizada em bloco digestor utilizando o dicromato de potássio é suscetível a interferência externa, como por exemplo, a contaminação da amostra ou do reagente e a presença de substâncias inorgânicas oxidáveis na amostra que podem influenciar nos resultados.

Além disso, estipula-se que as práticas experimentais adotadas na execução do ensaio tenham impactado diretamente no parâmetro, entre elas, destacam-se a leitura da DQO em cubeta no espectro, ao invés da leitura diretamente no tubo, e a utilização do papel filtro qualitativo em vez da membrana de fibra de vidro. Ressalta-se que as metodologias foram empregadas pela disponibilidade do equipamento e do material no laboratório, sendo uma limitação encontrada no presente estudo.

Do mesmo modo, o acesso restrito ao laboratório, uma semana por mês, foi também uma limitação encontrada na presente pesquisa, o que impossibilitou a repetição completa do ensaio de adsorção com o CAP.

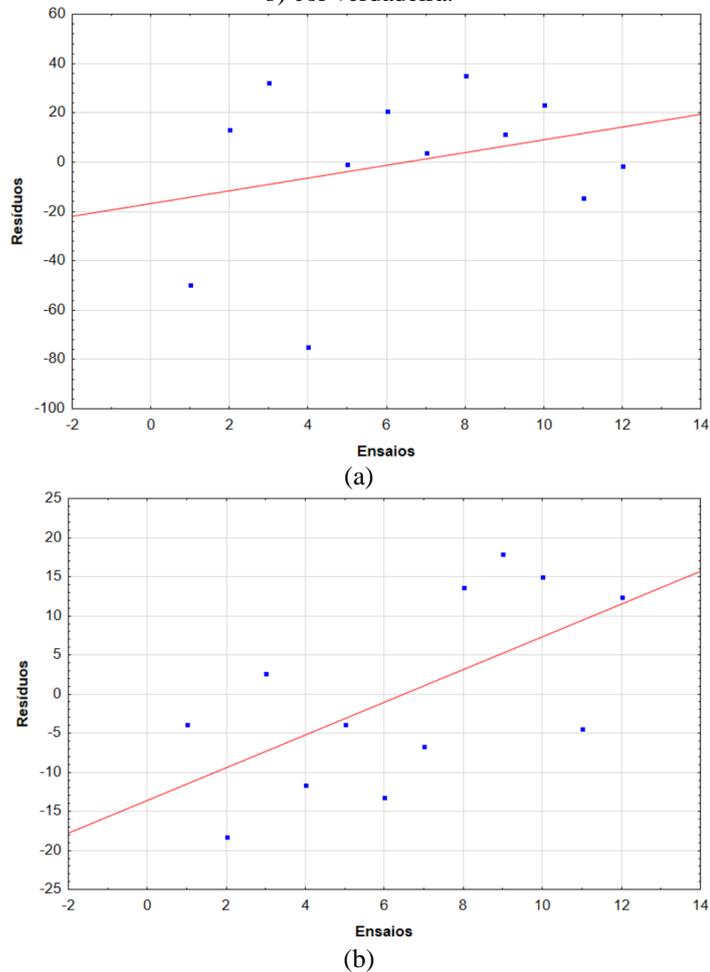
De acordo com Reis Neto (2020), o processo de tratamento convencional com dosagens adequadas do coagulante é capaz de eliminar cerca de 40% da matéria orgânica presente na água. Supõe-se que o aumento significativo da DQO, resultante do CAP e dos fatores externos, nas condições da presente pesquisa, não seja removido nas etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração para as águas do Açude Grande. Vale destacar que é necessário realizar testes, dentro da faixa de estudo, para simular o processo de pré-tratamento com o CAP seguido do tratamento convencional, a fim de analisar essa hipótese.

Em um segundo momento, os dados da Tabela 4 e 5 foram otimizados no Statistica, utilizando as remoções obtidas de DQO após subtrair numericamente a matéria orgânica incorporada nas amostras pelo CAP. O termo de erro da ANOVA selecionado foi o erro puro (*Pure Error*) para as respostas DQO e cor verdadeira, já que resultou em uma quantidade maior de fatores significativos.

Segundo Rodrigues e Iemma (2014), a qualidade do modelo estatístico gerado depende da análise dos erros de ajuste, os quais devem ser independentes e seguir uma distribuição normal. Tais condições foram verificadas pelo gráfico de ensaio *versus* resíduos e o gráfico normal dos resíduos.

Com base na análise do gráfico de ensaios *versus* resíduos (Figura 8), identifica-se que os resíduos apresentam uma distribuição aleatória, sem a presença de padrões específicos para ambas as variáveis resposta.

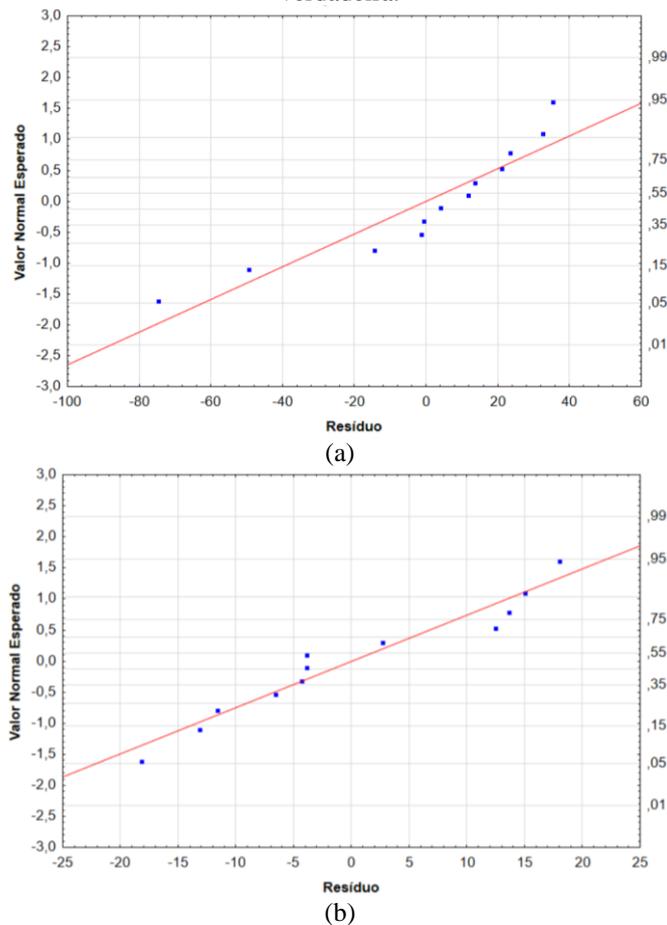
Figura 8: Gráfico de ensaios *versus* resíduos para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.



Fonte: Autoria própria, 2024.

Em seguida, foram gerados os gráficos de normalidade (Figura 9), os quais mostram que os pontos estão próximos a linha diagonal, indicando que os resíduos seguem uma distribuição normal para as variáveis resposta. Além disso, não foram observados valores discrepantes em relação à linha, o que garante a ausência dos outliers.

Figura 9: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.



Fonte: Autoria própria, 2024.

Portanto, percebe-se que as condições de normalidade e independência dos resíduos foram atendidas para ambas as respostas.

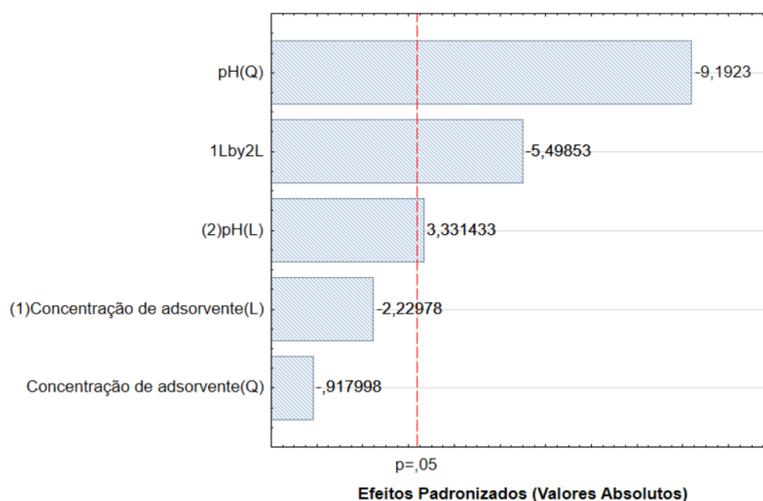
Prosseguindo com a análise estatística, os efeitos das variáveis resposta e a interação entre eles foram determinados no gráfico de Pareto. Assim, os valores que ultrapassam a linha de referência de $p=0,05$ foram considerados significativos, sendo incluídos como termos do modelo de regressão. Além disso, essa ferramenta permitiu classificar quais os efeitos são positivos ou negativos.

Os efeitos positivos indicam que, ao aumentar a variável de entrada dentro da faixa de estudo, observa-se um aumento da variável resposta, enquanto o efeito negativo descreve uma relação inversamente proporcional, na qual uma redução na variável independente resulta em um aumento no valor da variável dependente (Rodrigues; Iemma, 2014).

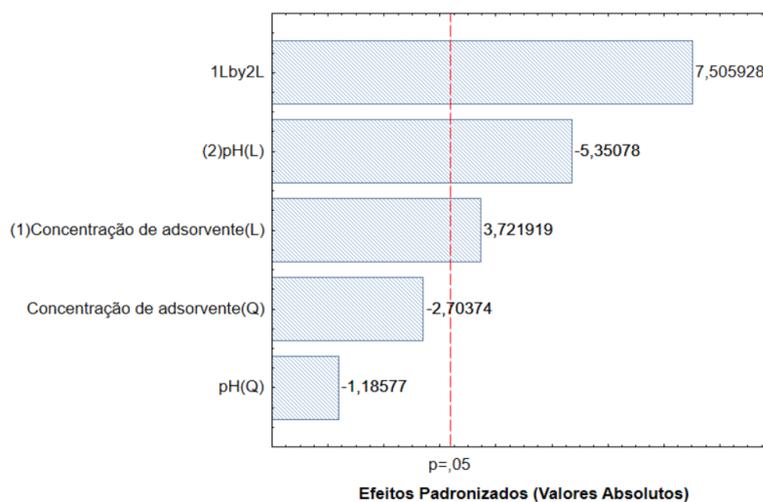
A partir do gráfico de Pareto (Figura 10a e Figura 10b), verificou-se que, para a variável DQO, o efeito mais significativo é o termo quadrático do pH. Já para a remoção de cor, a interação entre os fatores é o efeito mais significativo, seguido do termo linear do pH.

Em relação à concentração do adsorvente, o termo quadrático não foi significativo para nenhuma variável resposta, enquanto o termo linear foi significativo apenas para a remoção de cor verdadeira.

Figura 10: Efeitos significativos para a variável remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.



(a)



(b)

Fonte: Autoria própria, 2024.

Nota-se que quanto maior o produto da concentração de adsorvente e pH, menor será a remoção de DQO (Figura 10a) e maior será a remoção de cor verdadeira (Figura 10b). Ademais, o termo linear do pH influencia positivamente na remoção de DQO, enquanto interfere negativamente na remoção de cor verdadeira, ou seja, aumentando o valor do pH, dentro da faixa estudada, isso favorece o aumento da remoção de DQO e a diminuição na remoção de cor. Essa condição contribui parcialmente para que, nas melhores remoções de cor verdadeira, ocorra um aumento dos valores de DQO.

Posteriormente, foram gerados os modelos matemáticos polinomiais das duas respostas com os fatores significativos ($p > 0,05$). Os resultados obtidos estão detalhados na Tabela 6.

Tabela 6: Modelos de regressão para as variáveis dependentes no processo de adsorção utilizando o CAP.

Remoção (%)	Modelo de regressão	R ²
DQO (subtraindo a interferência do CAP)	$Y = -2947,91 + 835,60X_2 - 58,04X_2^2 - 0,15X_1X_2$	0,69808
Cor verdadeira	$Y = 578,2847 - 16,6683X_1 - 81,6227X_2 + 2,5067X_1X_2$	0,85892

X_1 : Concentração de adsorvente; X_2 : pH.

Fonte: Autoria própria, 2024.

No modelo da variável DQO, observa-se um baixo coeficiente de determinação ($R^2 < 0,8$), que explica apenas 69,8% da variação dos dados experimentais. Isso indica uma reduzida qualidade do ajuste do modelo, o que, conseqüentemente, resultará em predições com pouca precisão, conforme evidenciado na Tabela 7.

Tabela 7: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas remoção de DQO (subtraindo a interferência do CAP) e remoção de cor verdadeira.

Ensaio	Remoção de DQO			Remoção de cor		
	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)
1	-82,505	-32,993	-49,512	68,399	72,270	-3,871
2	23,394	9,944	13,4505	-59,031	-40,840	-18,191
3	-27,867	-60,231	32,364	26,131	23,436	2,695
4	-101,219	-26,374	-74,845	49,106	60,730	-11,625
5	52,408	53,100	-0,693	6,364	10,254	-3,890
6	29,197	8,160	21,037	34,368	47,544	-13,176
7	-108,617	-112,609	3,992	49,069	55,704	-6,635
8	-23,027	-58,307	35,279	15,710	2,094	13,616
9 (C)	42,253	30,630	11,622	46,869	28,899	17,970
10 (C)	53,858	30,630	23,228	43,914	28,899	15,015
11 (C)	16,141	30,630	-14,490	24,523	28,899	-4,376
12 (C)	29,197	30,630	-1,434	41,368	28,899	12,469

V.O.: valor observado; V.P.: valor predito.

Fonte: Autoria própria, 2024.

A análise dos resíduos desempenha um papel importante na avaliação da qualidade do ajuste do modelo. Quando um modelo produz resíduos significativos, pode-se inferir que o modelo gerado é insatisfatório (Barros Neto; Scarminio; Bruns, 2010). Ao examinar a tabela, verifica-se que o resíduo/erro máximo dos valores observados e previstos para a

variável DQO é de aproximadamente 75%, o que indica um erro considerável. Portanto, os resultados obtidos confirmam que o modelo gerado para a remoção de DQO não é satisfatório para fazer previsões dentro da faixa de estudo, sem viabilidade de aplicação em escala real.

Neste viés, a análise de variância é dispensável para a variável DQO, pois o coeficiente de determinação encontrado não atendeu a condição mínima exigida de $R^2 > 0,8$. Assim, independentemente do valor de $F_{\text{Calculado}}$ e F_{Tabelado} , o modelo de regressão proposto nas condições operacionais do estudo não poderá ser utilizado para fazer boas previsões.

Em relação à variável remoção de cor verdadeira, o modelo gerado possui um coeficiente de determinação bom, com valor acima de 0,80. No entanto, os valores observados e preditos são destoantes, com um erro máximo de aproximadamente 18%. Isso realça a necessidade de aprimorar o ajuste do modelo aos dados experimentais, a fim de melhorar a capacidade de previsão.

A qualidade do ajuste do modelo para a resposta remoção de cor verdadeira também foi analisada pela ANOVA, conforme a Tabela 8.

Tabela 8: Análise da variância (ANOVA) para a variável remoção de cor.

Fonte de variação do modelo	SQ	GL	QM	F _C	F _T	F _C /F _T	R ²
Regressão linear	9920,00	3	3306,67	16,23	4,07	3,989	0,8589
Resíduo	1629,43	8	203,68				
Total corrigido	11549,43						

Soma Quadrática (SQ); Graus de Liberdade (GL); Quadrados Médios (QM); $F_{\text{Calculado}}$ (F_C); F_{Tabelado} (F_T).

Fonte: Autoria própria, 2023.

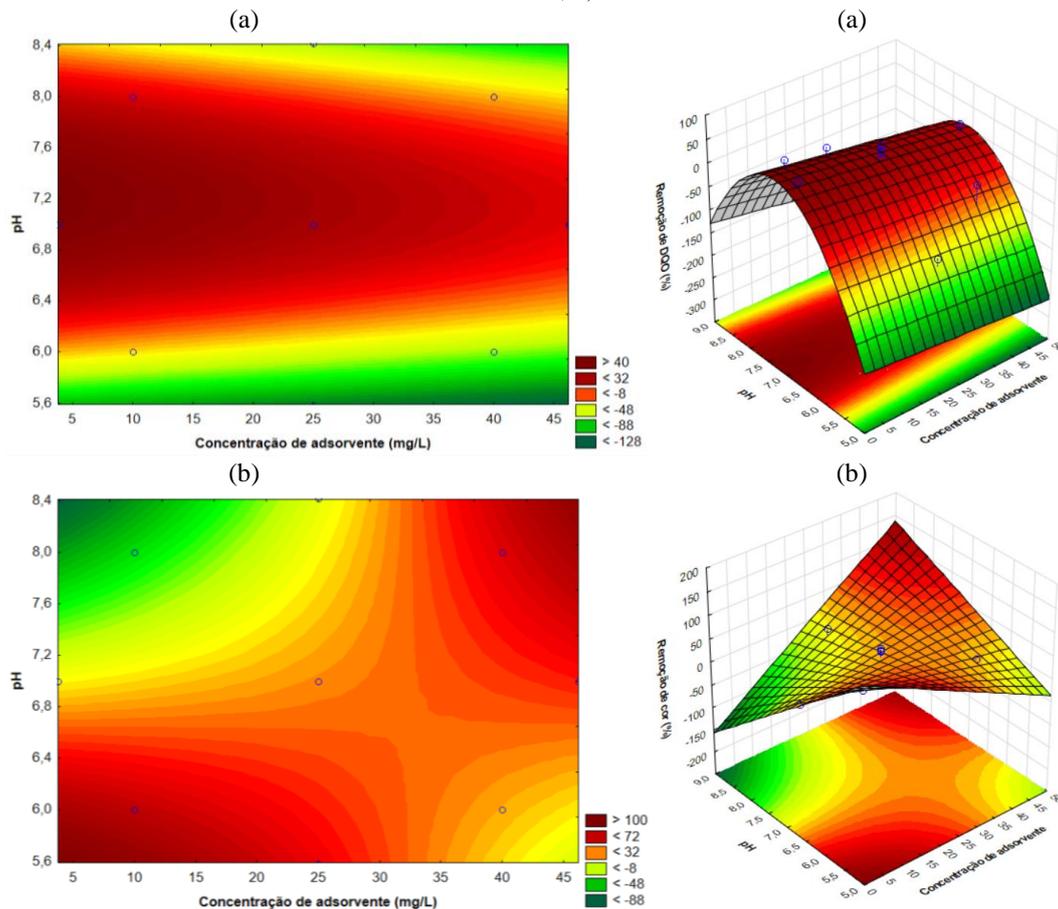
Na tabela 8, verifica-se que o valor do $F_{\text{Calculado}}$ é maior que o F_{Tabelado} , indicando que o modelo é estatisticamente significativo. Contudo, de acordo com Barros Neto, Scarminio e Bruns (2010), é possível que uma regressão considerada significativa no teste F não seja eficiente para realizar as previsões, especialmente quando a faixa do estudo dos fatores é muito estreita, o que pode mascarar o efeito sobre a resposta devido ao erro experimental. Para que isso não aconteça, é recomendável que o valor de $F_{\text{Calculado}}$ seja no mínimo quatro ou cinco vezes maior que o F_{Tabelado} (Myers; Montgomery; Anderson-Cook, 2016).

Ainda que a relação entre o valor de $F_{\text{Calculado}}$ e o F_{Tabelado} seja praticamente igual ao valor mínimo de quatro, constatam-se erros consideráveis entre os valores observados e os

preditos para a variável resposta remoção de cor verdadeira, conforme a Tabela 7. Logo, a qualidade do ajuste do modelo proposto não é satisfatória.

No próximo passo, foram geradas as curvas de contorno e as superfícies de respostas para as variáveis dependentes, conforme ilustrado na Figura 11.

Figura 11: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) DQO subtraindo a interferência do CAP; b) cor verdadeira.



Fonte: Autoria própria, 2024.

Amiri e Sabour (2014) explicam que a precisão do modelo aos dados experimentais depende do coeficiente de determinação e do teste F. Como os modelos, para ambas as variáveis resposta, não atenderam essas exigências, evidencia-se que as curvas de contorno e superfícies de respostas geradas possuem uma baixa precisão na representação dos dados.

Em suma, constata-se que o processo de adsorção com o CAP, dentro dessa faixa de estudo, resultou em modelos insatisfatórios para as duas variáveis resposta, além de ocasionar o acréscimo de matéria orgânica na quase totalidade dos ensaios.

Diante disso, optou-se por investigar um novo tipo de tratamento, a fim de analisar a sua eficiência sanitária para as águas do Açude Grande. Entre as várias técnicas disponíveis, selecionou-se o tratamento convencional utilizando o sulfato de alumínio como coagulante.

A escolha dessa técnica embasou-se no fato de que o processo é eficiente na remoção de partículas em suspensão e na redução da matéria orgânica, o que possibilita corrigir os parâmetros físico-químicos de turbidez, cor aparente e DBO, os quais não obedecem à Resolução do CONAMA n° 357 e a Portaria GM/MS n° 888/21 para as coletas realizadas no período seco. Adicionalmente, essa técnica de tratamento possui viabilidade do ponto de vista técnico e econômico, sendo amplamente aplicada nas ETA's.

5.3 Otimização da Etapa de Clarificação do Tratamento Convencional

As condições experimentais para cada ensaio e os resultados obtidos em relação à eficiência de remoção de turbidez e cor aparente, tanto pelo método de comparação visual quanto pelo método do Número de Cor (NC), estão apresentados na Tabela 9. É importante destacar que em relação a amostra bruta: a turbidez foi 14,837 NTU; a cor aparente pelo método da comparação visual foi 80 uH; e a cor aparente calculada pelo número de cor, foi 0,0245.

Tabela 9: Resultados obtidos na etapa de clarificação com o sulfato de alumínio no tratamento das águas do Açude Grande.

Ensaio	Variáveis independentes				Respostas						pH final
	X ₁		X ₂		Y ₁ (NTU)	Y ₁ (%)	Y ₂ (uH)	Y ₂ (%)	Y ₃ (NC)	Y ₃ (%)	
	*Cod.	Real (mg.L ⁻¹)	*Cod.	Real							
1	-1	12,00	-1	6,00	12,533	15,504	70	12,50	0,020	17,29	7,33
2	-1	12,00	1	8,00	11,000	25,841	70	12,50	0,021	14,57	7,92
3	1	60,00	-1	6,00	4,850	67,303	17,5	78,13	-0,009	136,77	7,39
4	1	60,00	1	8,00	8,900	39,999	30	62,50	0,013	46,88	7,78
5	-1,41	2,06	0	7,00	12,633	14,830	70	12,50	0,020	16,92	7,9
6	1,41	69,94	0	7,00	5,750	61,235	20	75,00	-0,008	130,78	7,36
7	0	36,00	-1,41	5,59	5,533	62,696	30	62,50	-0,009	134,85	7,35
8	0	36,00	1,41	8,41	8,367	43,594	60	25,00	0,016	33,05	7,95
9 (C)	0	36,00	0	7,00	8,033	45,841	40	50,00	0,013	45,25	7,77
10 (C)	0	36,00	0	7,00	8,433	43,145	40	50,00	0,011	53,17	7,85
11 (C)	0	36,00	0	7,00	7,967	46,291	40	50,00	0,018	25,63	7,85
12 (C)	0	36,00	0	7,00	8,167	44,943	50	37,50	0,011	55,56	7,75

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: concentração de coagulante (mg.L⁻¹); X₂: pH; Y₁ (NTU): valor de turbidez; Y₁ (%): remoção de turbidez; Y₂ (uH): valor da cor aparente analisada pelo método de comparação visual; Y₂ (%): remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual; Y₃ (Número de Cor - NC): valor da cor aparente analisada pelo método de número de cor; Y₂ (%): remoção de cor aparente analisada pelo método de número de cor.

Fonte: Autoria própria, 2023.

A remoção de turbidez variou de 14% a 67%, sendo que os melhores resultados foram obtidos nos ensaios 3, 6 e 7. Na condição experimental com concentração do coagulante de 60 mg.L⁻¹ e pH de 6 (ensaio 3), obteve-se uma turbidez de 4,85 NTU que atende ao valor limite de 5 NTU exigido pelos padrões organolépticos da portaria de potabilidade. No entanto, nos ensaios 6 e 7, constata-se que o valor encontrado para o parâmetro foi superior ao valor máximo permitido pela legislação.

Ao analisar a cor aparente pelo método de comparação visual, percebe-se que as maiores remoções de cor foram obtidas nos ensaios 3, 4, 6 e 7. Com exceção do ensaio 4, todos os demais apresentaram uma alta remoção de turbidez (acima de 60%). Segundo Brasil (2014) e CETESB (2019), a turbidez consiste no grau de interferência que um feixe de luz experimenta ao transpassar uma amostra de água. A presença de sólidos suspensos causa absorção e espalhamento da luz branca, resultando em uma aparência turva na água. Nesse contexto, a redução de turbidez tem um impacto direto na redução da quantidade de partículas em suspensão e, conseqüentemente, na melhoria da transparência da água.

Ressalta-se que a maior remoção de cor aparente pelo método de comparação visual ocorreu no experimento 3 (17,5 uH), no entanto, o resultado encontrado foi superior ao limite definido pela portaria de potabilidade (15 uH). Vale destacar que no presente estudo, após a etapa de clarificação, a amostra ainda passará pela etapa de filtração.

Ao comparar os resultados obtidos para a cor aparente pelo método de comparação visual e pelo método do Número de Cor, nota-se que as remoções obtidas foram relativamente próximas nas duas metodologias, com exceção dos ensaios 3, 6 e 7, nos quais os valores encontrados pelos métodos foram discrepantes. Isso ocorreu porque, nos comprimentos de onda 436 nm, 525 nm e 620 nm, o valor da absorbância das amostras foi inferior ao valor da absorbância da água destilada, indicando que nessas faixas de comprimentos de onda, as amostras tratadas permitem transmitir uma quantidade maior de luz. Portanto, os valores do número de cor obtido nos ensaios 3, 6 e 7 foram negativos, resultando em uma remoção extrema de cor aparente.

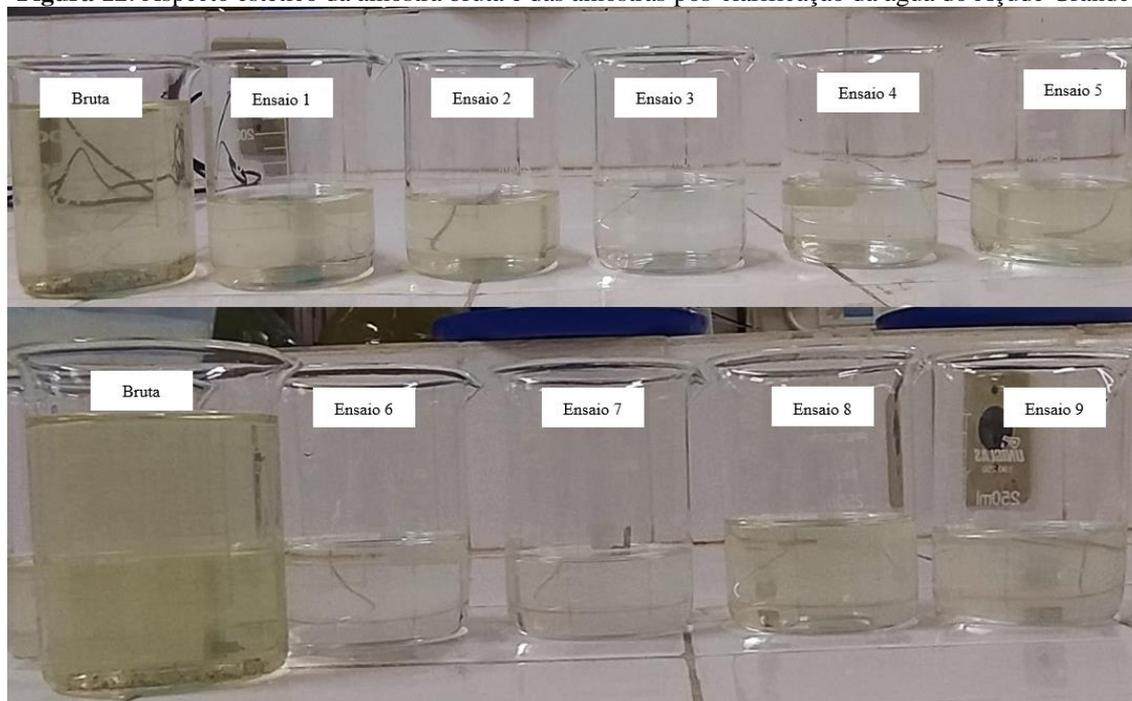
No tocante à análise dos pontos centrais (concentração de coagulante de 36 mg.L⁻¹ e pH de 7), é perceptível que os valores encontrados nos ensaios 9, 10, 11 e 12 para a remoção de turbidez foram semelhantes entre si. Quanto à variável remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual e pelo método Número de Cor, considerando os pontos centrais, os valores mais discrepantes em relação aos demais foram o ensaio 12 ($Y_2 = 37,5\%$) e o ensaio 11 ($Y_3 = 25,63\%$), respectivamente. Assim, é evidente que a realização de quatro

experimentos na mesma condição operacional auxilia na determinação dos valores mais concordantes, assegurando a precisão e confiabilidade dos resultados apresentados na Tabela 9.

No que diz respeito ao pH final das amostras, constata-se que após os experimentos o parâmetro variou de 7,33 a 7,95. É notório que no pH mais ácido (ensaio 7, pH 5,59), houve um aumento significativo do parâmetro, alterando-o para um pH alcalino. Por outro lado, o pH mais alcalino (ensaio 8, pH 8,41), apresentou uma pequena diminuição, porém a solução aquosa manteve-se alcalina.

O aspecto estético da amostra bruta e as amostras após a simulação das etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação) no *Jar Test*, sob as condições experimentais de 1 a 9 estão apresentadas na Figura 12.

Figura 12: Aspecto estético da amostra bruta e das amostras pós-clarificação da água do Açude Grande.



Fonte: Autoria própria, 2023.

Ainda que os ensaios 6 e 7 apresentem uma boa remoção de turbidez ($> 60\%$) e de cor aparente ($> 60\%$), verifica-se que no ensaio 6 (concentração de coagulante de $69,94 \text{ mg.L}^{-1}$ e pH de 8,41) há um maior consumo de coagulante em relação aos demais ensaios, o que resulta em elevados custos no processo de tratamento. Por outro lado, no ensaio 7 (concentração de coagulante de 36 mg.L^{-1} e pH de 5,59), observa-se uma mudança de pH mais drástica na amostra em comparação com o ensaio 3, isso exige um maior controle operacional e uma maior complexidade na execução desse processo nas ETA's. Ademais,

no ensaio 7, a remoção de cor aparente pelo método de comparação visual foi inferior ao obtido no experimento 3.

A partir dessas discussões, pode-se afirmar que, dentro da faixa de estudo, a melhor condição experimental das etapas de clarificação ocorreu na concentração de sulfato de alumínio de 60 mg.L⁻¹ e pH de 6 (ensaio 3).

Comparando os resultados encontrados com a literatura, Menezes (2019) estudou o tratamento de água de uma ETA de ciclo completo, localizada na cidade de Maceió-AL, e investigou os melhores pares de concentração de sulfato de alumínio entre 55 e 67,5 mg.L⁻¹ e pH entre 6,33 e 6,77, e obteve remoção de turbidez variando de 87,52% a 93,33% e remoção de cor aparente de 83,82% a 92,65% para as águas do tipo I (coletada em agosto de 2018). Já para os pares de dosagem do sulfato de alumínio de 35 a 80 mg.L⁻¹ e pH no intervalo de 3,85 a 7,91, alcançou-se remoção de turbidez entre 72,58% e 83,33% e remoção de cor aparente de 75,41% a 88,52% para as águas do tipo 2 (coletada em janeiro de 2019).

Por sua vez, Chinvelski (2018) investigou a otimização das condições operacionais do tratamento convencional para melhorar a eficiência de remoção de cor aparente e turbidez na água do Rio Encantado. Os coagulantes empregados foram o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. O estudo mostrou que na condição ótima de concentração do sulfato de alumínio de 6,67 mg.L⁻¹, pH de 7,3 e 60 minutos de decantação, alcançou-se uma remoção de turbidez de 97% e uma remoção de cor aparente de 95,3%

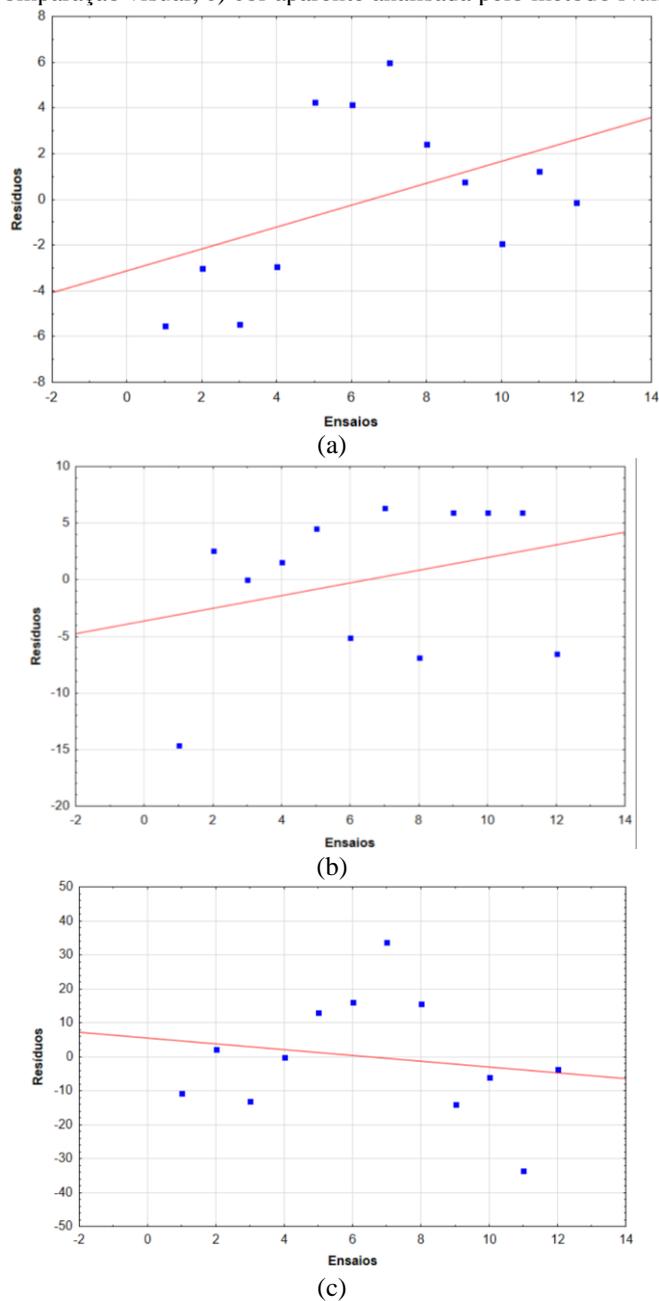
Assim, essas pesquisas evidenciam a eficiência do sulfato de alumínio na remoção de cor aparente e turbidez, o que reforça a viabilidade e eficácia do uso desse coagulante para melhorar a qualidade da água.

Subsequentemente, os dados obtidos na Tabela 9 foram submetidos à análise estatística utilizando o software Statistica. Para a análise de variância (ANOVA) das três respostas, utilizou o erro puro (*Pure Error*) como termo de erro, o qual resultou em um maior número de fatores significativos.

Conforme a metodologia baseada em Rodrigues e Iemma (2014), é necessário verificar a independência e distribuição normal dos erros de ajuste. Para isso, foram gerados o gráfico de ensaios *versus* resíduos e o gráfico normal dos resíduos.

Ao analisar o gráfico de ensaios *versus* resíduos (Figura 13), observa-se que os resíduos apresentam distribuição praticamente aleatória em relação aos ensaios para as três respostas analisadas.

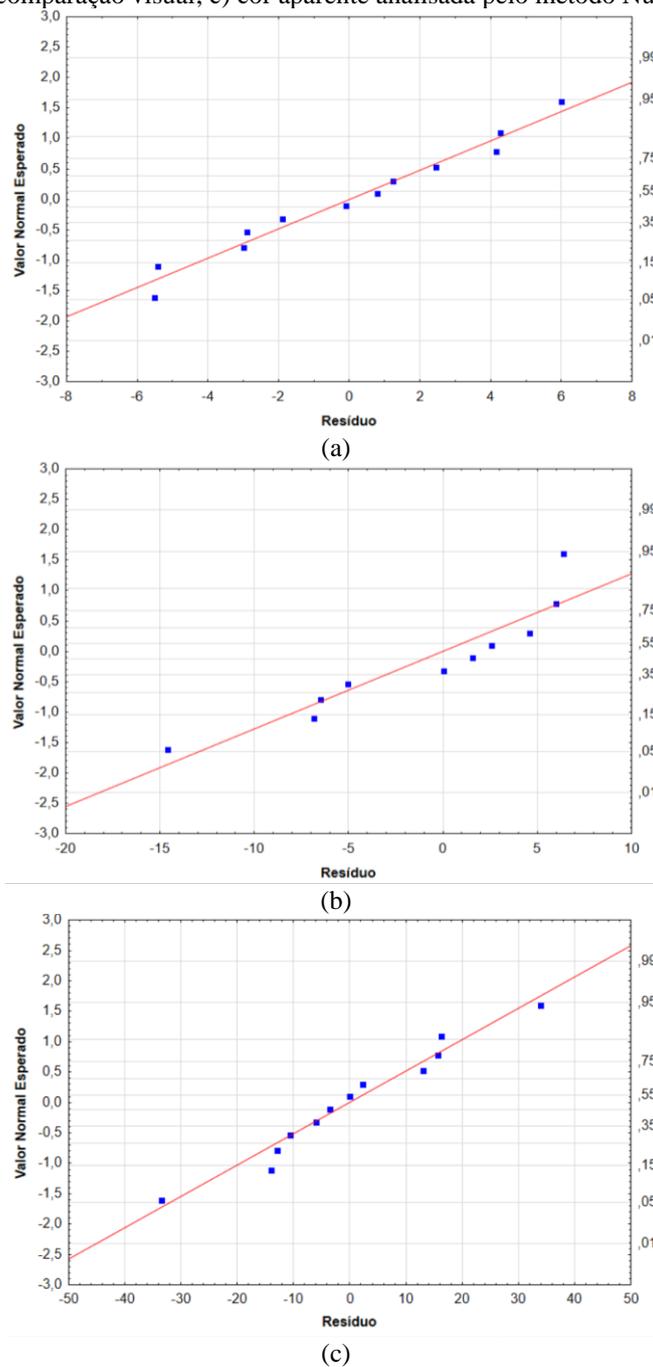
Figura 13: Gráfico de ensaios *versus* resíduos para remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.



Fonte: Autoria própria, 2023.

Posteriormente, foram gerados os gráficos de normalidade (Figura 14), os quais indicam que os pontos estão próximos da linha diagonal, sugerindo uma distribuição normal.

Figura 14: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.

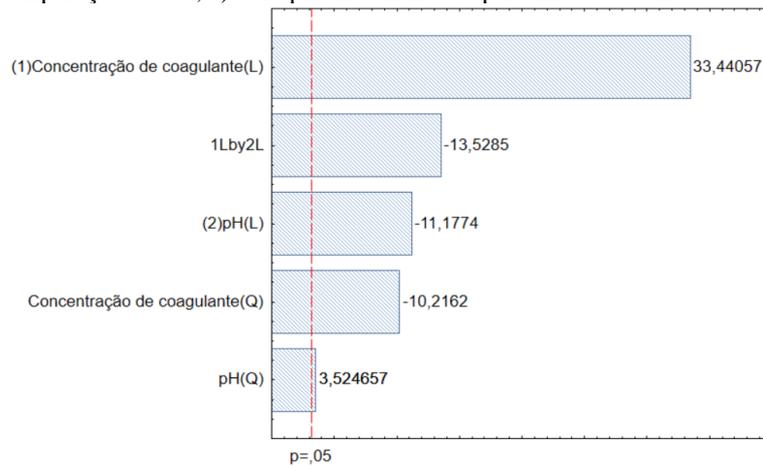


Fonte: Autoria própria, 2023.

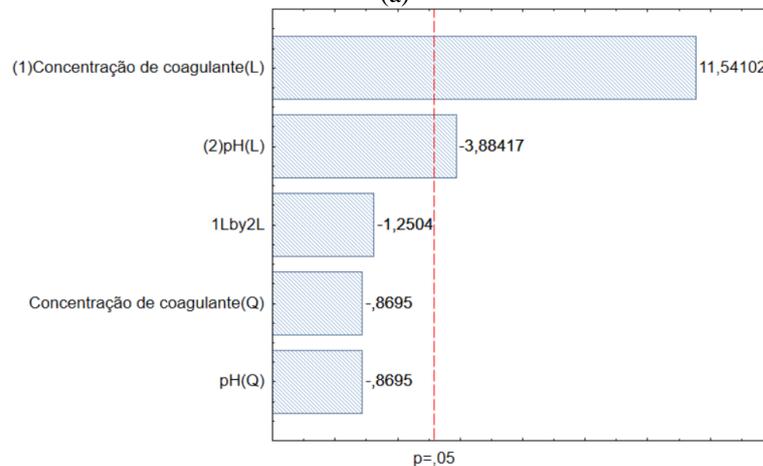
Portanto, é notório que as condições de independência e normalidade dos resíduos foram atendidas, e pode-se prosseguir com as análises estatísticas.

No próximo passo, foram determinados os efeitos estatisticamente significativos a partir do gráfico de Pareto (Figura 15).

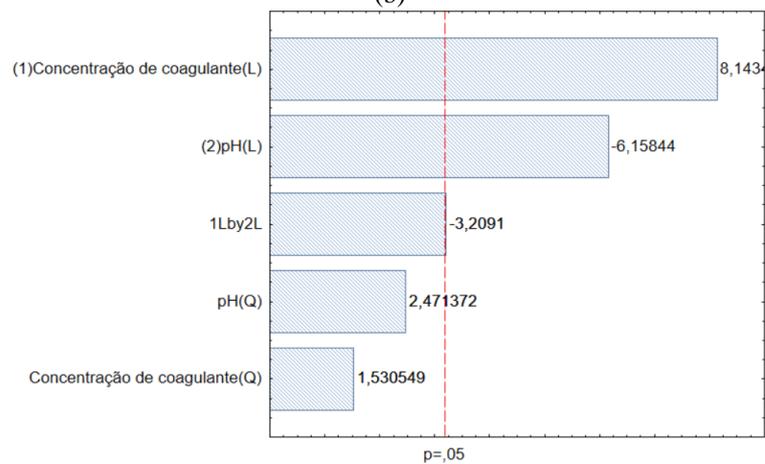
Figura 15: Gráfico de Pareto para remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.



Efeitos Padronizados (Valores Absolutos)
(a)



Efeitos Padronizados (Valores Absolutos)
(b)



Efeitos Padronizados (Valores Absolutos)
(c)

Fonte: Autoria própria, 2023.

De acordo com a Figura 15, pode-se constatar que o termo linear da concentração do coagulante apresentou o efeito mais significativo e positivo para as três variáveis resposta

dentro da faixa de estudo. Assim, ao aumentar a concentração do sulfato de alumínio, obtém-se um aumento da remoção de turbidez e cor aparente para os dois métodos analisados.

O termo linear do pH foi o segundo efeito mais significativo para a variável remoção de cor aparente em ambas as metodologias de análise e o terceiro efeito mais significativo para a variável remoção de turbidez. Nas três respostas, observou-se um efeito negativo, indicando que o aumento do pH, na faixa de estudo de 5,59 a 8,41, reduz a remoção de turbidez e cor aparente.

Isso pode ser atribuído ao fato de que, segundo Ferreira Filho (2017), o sulfato de alumínio tem sua mínima solubilidade em meio aquoso na faixa de pH de 5,5 a 7,5. Logo, nesse intervalo, a solução está supersaturada, o que aumenta a tendência de precipitação do sulfato de alumínio sob a forma de hidróxido de alumínio, um composto gelatinoso com propriedades coagulantes capaz de aglomerar e remover impurezas, especialmente partículas suspensas presentes na água.

A interação entre as variáveis concentração do coagulante e pH foi considerada significativa para a remoção de turbidez e cor aparente pelo método Número de Cor. Isso demonstra a importância de análise multivariada para a otimização desse processo. Por outro lado, as componentes quadráticas da dosagem do coagulante e do pH foram significativas apenas para a remoção de turbidez.

Após a identificação dos efeitos significativos para cada variável resposta, foram gerados os modelos matemáticos polinomiais, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de clarificação utilizando o sulfato de alumínio.

Remoção (%)	Modelo de regressão	R ²
Turbidez	$Y = 42,3928 + 4,1322X_1 - 0,0098X_1^2 - 18,5178X_2 + 1,9383X_2^2 - 0,3921X_1X_2$	0,9496
Cor aparente (método de comparação visual)	$Y = 65,83753 + 1,0626X_1 - 8,58288X_2$	0,9197
Cor aparente (método de Número de Cor)	$Y = -21,2467 + 7,9855X_1 + 3,1168X_2 - 0,9080X_1X_2$	0,8586

X_1 : Concentração de adsorvente; X_2 : pH.

Fonte: Autoria própria, 2023.

Segundo Amiri e Sabour (2014), a qualidade do ajuste do modelo aos dados deve ser analisada utilizando o coeficiente de determinação (R²) e a análise de variância. Pode-se

inferir que os modelos gerados nas três variáveis dependentes apresentaram valores elevados para os coeficientes de determinação ($R^2 > 0,8$), indicando um bom ajuste do modelo aos dados experimentais.

Quanto à análise de variância, constata-se na Tabela 11 que o valor do $F_{\text{Calculado}}$ é maior que o valor do F_{Tabelado} para as três respostas e, portanto, os modelos propostos são estatisticamente significativos.

Tabela 11: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis respostas das etapas de clarificação do tratamento convencional.

Remoção (%)	Fonte de variação do modelo	SQ	GL	QM	F_C	F_T	F_C / F_T	R^2
Turbidez	Regressão linear	3021,78	5	604,96	22,62	4,39	5,15	0,94962
	Resíduo	160,47	6	26,74				
	Total corrigido	3185,25						
Cor aparente (método de comparação visual)	Regressão linear	5792,26	2	2896,13	51,50	4,26	12,09	0,91965
	Resíduo	506,09	9	56,23				
	Total corrigido	6298,36						
Cor aparente (método Número de Cor)	Regressão linear	21128,82	3	7042,94	16,20	4,07	3,98	0,85862
	Resíduo	3479,05	8	434,88				
	Total corrigido	0,8586						

Soma Quadrática (SQ); Graus de Liberdade (GL); Quadrados Médios (QM); $F_{\text{Calculado}}$ (F_C); F_{Tabelado} (F_T).

Fonte: Autoria própria, 2023.

Segundo Myers, Montgomery e Anderson-Cook (2016), é recomendado que o valor do $F_{\text{Calculado}}$ seja, no mínimo, quatro ou cinco vezes maior que o F_{Tabelado} , para que o modelo seja considerado eficiente na realização de predições. Ao analisar a Tabela 11, é possível observar que a relação entre o valor de $F_{\text{Calculado}}$ e o F_{Tabelado} foi superior a quatro para as variáveis resposta remoção de turbidez e cor aparente analisada pelo método de comparação visual. No entanto, para a remoção de cor aparente medida pelo método Número de Cor, essa relação foi praticamente igual ao valor mínimo.

Sobressai-se que o modelo de regressão para a variável remoção de cor aparente determinada pelo método Número de Cor, embora seja considerado estatisticamente significativo, não é útil para fazer boas predições. Isso é observado na Tabela 12.

Tabela 12: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de clarificação da água do Açude Grande.

Ensaio	Remoção de turbidez			Remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual			Remoção de cor aparente analisada pelo método Número de Cor		
	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)
1	15,504	21,015	-5,511	12,500	27,091	-14,591	17,286	27,903	-10,617
2	25,841	28,840	-2,999	12,500	9,926	2,574	14,565	12,343	2,222
3	67,303	72,731	-5,428	78,130	78,096	0,0340	136,774	149,696	-12,922
4	39,999	42,915	-2,916	62,500	60,930	1,570	46,882	46,966	-0,0838
5	14,830	10,558	4,272	12,500	7,945	4,555	16,918	3,926	12,992
6	61,235	57,080	4,155	75,000	80,076	-5,077	130,781	114,528	16,253
7	62,696	56,706	5,990	62,500	56,149	6,351	134,851	101,049	33,803
8	43,594	41,157	2,437	25,000	31,873	-6,873	33,052	17,405	15,647
9 (C)	45,841	45,055	-0,786	50,000	44,011	5,989	45,247	59,227	-13,980
10 (C)	43,145	45,055	-1,910	50,000	44,011	5,989	53,168	59,227	-6,059
11 (C)	46,291	45,055	1,236	50,000	44,011	5,989	25,634	59,227	-33,593
12 (C)	44,943	45,055	-0,112	37,500	44,011	-6,511	55,565	59,227	-3,662

V.O: Valor Observado; V.P: Valor Predito.

Fonte: Autoria própria, 2023.

Ao examinar a Tabela 12, verifica-se que o erro entre os valores observados e previstos pelo modelo para a variável remoção de turbidez e remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual, apresentou valores no intervalo, respectivamente, de -0,112% a 5,99% e de -14,591% a 5,989%. Com exceção do experimento 1 para a variável cor aparente, os demais ensaios para as duas respostas foram estimados com valores muito próximos aos obtidos experimentalmente. Isso indica que ambos os modelos são capazes de fazer boas previsões, sendo considerados satisfatórios no domínio da faixa de estudo.

No entanto, para a variável remoção de cor aparente determinada pelo método Número de Cor, observa-se que os valores previstos apresentaram discrepâncias em relação aos valores observados, com um erro máximo de 33,803%. Assim, infere-se que o modelo gerado para essa resposta não é satisfatório. Esse fato pode ser explicado pela interferência dos valores negativos obtidos para o número de cor nos ensaios 3, 6 e 7, os quais resultaram em valores extremos de remoção de cor aparente e possivelmente afetaram a precisão do modelo. Além disso, as variações do meio externo às amostras reais podem contribuir para um maior erro experimental.

Posteriormente, a qualidade do ajuste do modelo proposto para as três variáveis resposta também foi verificada por meio da validação experimental. Essa abordagem visa analisar o ajuste entre os valores preditos e os observados pelos experimentos, com valor dentro da faixa de estudo, mas que não corresponda exatamente a nenhum dos ensaios do planejamento DCCR, conforme afirmado por Lucena (2021) e Quirino (2021).

Neste viés, realizou-se a validação dos experimentos com a concentração do coagulante de 50 mg.L⁻¹ e o pH natural das amostras (7,22). O ensaio seguiu o procedimento metodológico estabelecido para os demais, com duas réplicas da mesma condição experimental. O erro entre os valores observados e os preditos pelo modelo é apresentado na Tabela 13.

Tabela 13: Resíduo obtido entre os valores obtidos nos ensaios e os valores obtidos pelo modelo para as três variáveis resposta analisadas na etapa de clarificação do tratamento convencional.

Ensaio	Remoção de turbidez			Remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual			Remoção de cor aparente medida pelo método do Número de Cor		
	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)
1	53,482	50,296	3,186	62,50	56,999	5,50	69,912	72,743	- 2,831
2	48,313	50,296	-1,983	62,50	56,999	5,50	68,674	72,743	- 4,069
3	47,639	50,296	-2,657	62,50	56,999	5,50	36,375	72,743	- 36,368

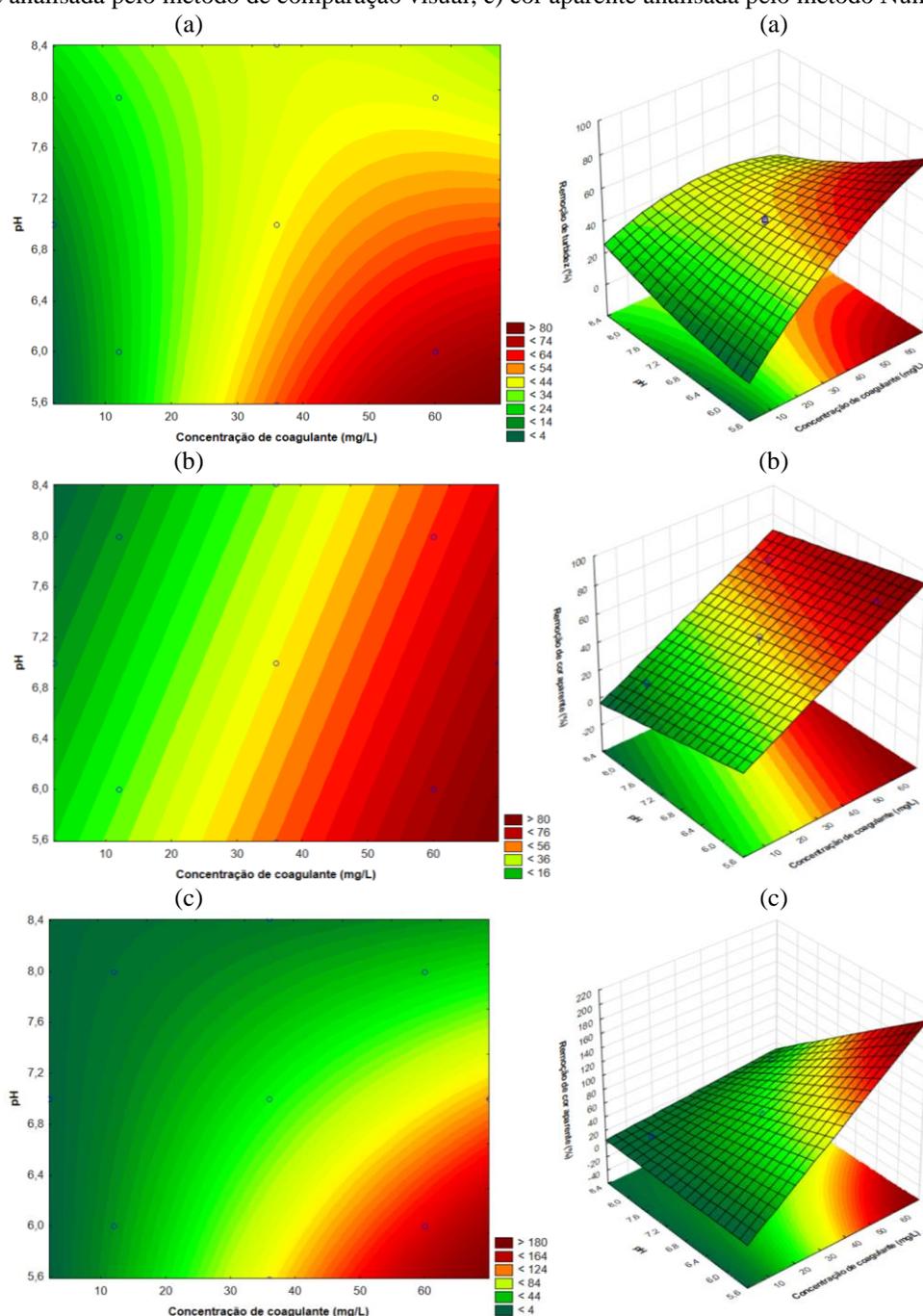
V.O: Valor Observado; V.P: Valor Predito.

Fonte: Autoria própria, 2023.

Os resíduos entre os valores observados e preditos para as variáveis remoção de turbidez e remoção de cor aparente analisada pelo método de comparação visual variaram de -1,983% a 5,50%, o que confirma a qualidade do ajuste dos modelos de regressão dentro da faixa de estudo. Enquanto para a variável remoção de cor aparente medida pelo método Número de Cor, a validação experimental demonstra que o modelo gerado não foi satisfatório. Portanto, são necessários novos testes com o objetivo de aprimorar o modelo.

Por fim, foram geradas as curvas de contorno e as superfícies de respostas para as três variáveis resposta, conforme ilustrado na Figura 16.

Figura 16: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente analisada pelo método de comparação visual; c) cor aparente analisada pelo método Número de Cor.



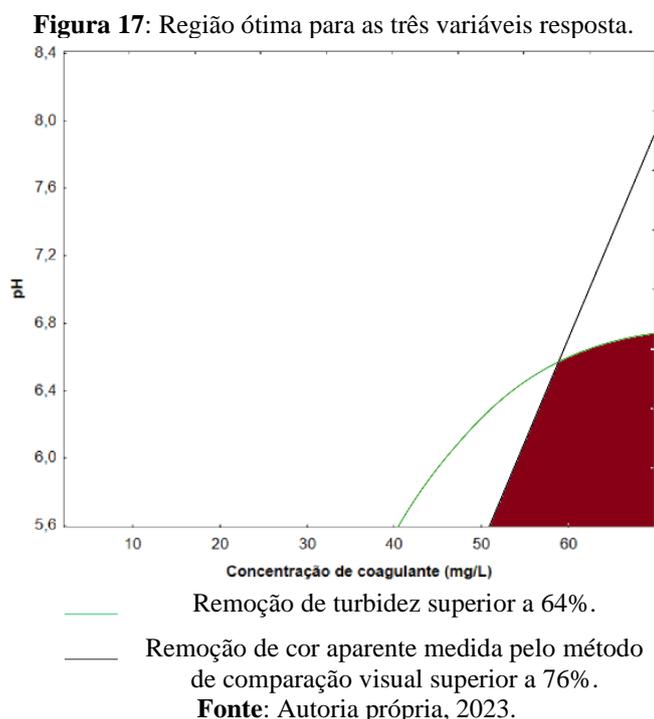
Fonte: Autoria própria, 2023.

Para cumprir as exigências da portaria de potabilidade, é necessário realizar uma remoção de turbidez de pelo menos 66,3% e uma remoção de cor aparente de no mínimo 81,2%. Considerando que os padrões organolépticos da portaria de potabilidade para cor e turbidez referem-se à água após o tratamento completo, e que após a etapa de clarificação, ainda ocorrerá a filtração para auxiliar no alcance dos padrões de cor e turbidez, definiu-se como metas de remoção pelo menos 64% para turbidez e 76% para remoção de cor.

Ao analisar separadamente os gráficos das curvas de contorno, pode-se observar que, para alcançar uma remoção mínima de 64% da turbidez, a faixa de concentração de sulfato de alumínio deve estar entre 40,5 e 69,94 mg.L⁻¹, com um pH variando de 5,59 a 6,5. No caso da variável cor aparente medida pelo método de comparação visual, a região com remoção mínima de 76% apresenta uma faixa de concentração do coagulante entre 51 e 69,94 mg.L⁻¹, e o pH varia de 5,59 a 7,8.

Por outro lado, para a variável cor aparente medida pelo método Número de Cor, foram encontradas remoções superiores a 100% nos gráficos da Figura 16c, pois nos ensaios 3, 6 e 7 obteve-se valores negativos para o NC, que gerou remoções em torno de 130,78% a 136,77%. Além disso, sobressai-se que essas curvas de contorno e a superfície de resposta não representam bem os dados experimentais, pois o modelo gerado não foi satisfatório.

A condição ideal de concentração de sulfato de alumínio e pH, em que ocorre simultaneamente a remoção necessária de turbidez e de cor aparente para atender aos limites da portaria de potabilidade, foi obtida pela sobreposição das duas curvas de contorno das variáveis dependentes. Essa condição otimizada está destacada em vermelho na Figura 17.



A partir da análise da Figura 17, é possível observar que a região ótima corresponde à faixa de concentração entre 51 e 69,94 mg.L⁻¹, com um pH de 5,59 a 6,5. Essa região é caracterizada pela interseção das duas curvas de contorno, garantindo uma remoção de turbidez superior a 64% e uma remoção de cor aparente acima de 76%.

Ao comparar esses resultados com a literatura, Menezes (2019) investigou o desempenho de uma estação de tratamento de ciclo completo localizada em Alagoas, com captação de água no manancial Pratagy. As variáveis resposta analisadas foram a remoção de turbidez, cor aparente e ferro. Utilizando o diagrama de coagulação, a região ótima para o sulfato de alumínio foi encontrada entre 55 e 67,5 mg.L⁻¹, com pH variando de 6,33 a 6,77.

Outro estudo realizado por Trinh e Kang (2011) abordou a melhor combinação de pH e dosagem de coagulante para obter a máxima remoção de turbidez e carbono orgânico dissolvido. Os coagulantes utilizados nos experimentos foram o sulfato de alumínio e o PAC. Ao utilizar a metodologia de superfície de resposta, constatou-se que para o sulfato de alumínio, as condições otimizadas com uma remoção de turbidez de 86,3% ocorreram em pH de 6,6 e uma dose de 0,15 mM de sulfato de alumínio que corresponde a 51,32 mg.L⁻¹.

Logo, ambos os trabalhos confirmam a precisão dos resultados encontrados e a eficiência do sulfato de alumínio na remoção de turbidez e cor aparente nas condições otimizadas.

5.4 Testes nos sistemas de filtração

Para a execução dos testes de filtração, foram realizados previamente ensaios de clarificação nas condições ótimas (concentração de coagulante de 60 mg/L, pH de 6 – conforme ensaio 3). Desse modo, após finalizar o tempo de decantação, as amostras pós-clarificação foram conduzidas para a etapa de filtração com a passagem da água pelo filtro de camada dupla e o filtro de camada simples, a fim de comparar a eficiência dos filtros.

Em relação ao processo de filtração, este pode ser classificado com base na taxa de filtração. Na filtração lenta, os filtros possuem uma taxa entre 2 e 6 m³/m²/dia, enquanto na filtração rápida, a taxa de filtração é de 120 a 360 m³/m²/dia (Ferreira Filho, 2017).

O tempo necessário para filtrar 4 L de amostra no filtro de camada dupla foi de 5 horas. Assim, calcula-se que a vazão do filtro é de 0,0192 m³/dia, correspondendo a uma taxa de filtração de 2,445 m³/m²/dia, classificando-se como um filtro lento. Por outro lado, o tempo requerido para filtrar 4 L de amostra no filtro de camada simples foi de 13 minutos. Desse modo, determina-se que a vazão de filtração é de 0,443 m³/dia, resultando em uma taxa de filtração de 56,414 m³/m²/dia, a qual situa-se em uma faixa de valor intermediária entre o filtro lento e o filtro rápido. Ressalta-se que o tempo de filtração é maior para o filtro de camada dupla, devido à menor granulometria do CAP em comparação a areia.

No tocante às caracterizações, os resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras brutas e das amostras pós-clarificação estão detalhados na Tabela 14, incluindo os valores máximos permitidos para o enquadramento do manancial na classe 2 de água doce, previstos pela Resolução do CONAMA n° 357/2005, e os valores para os padrões organolépticos de potabilidade definidos pela Portaria GM/MS n° 888/2021.

Tabela 14: Resultados da caracterização para as amostras brutas, amostras pós-clarificação e amostras pós-filtração das águas do Açude Grande.

Parâmetros	Br	D.P.	Clar	D.P	F.C.D	D.P.	F.C.S	D.P	A.P.	A.S.
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	242,000	0,000	92,000	0,000	214,000	0,000	104,000	0,000	-	-
Cloretos (mg Cl.L ⁻¹)	107,470	0,000	109,970	3,536	132,460	7,071	107,470	0,000	250	250
Condutividade Elétrica (µS/cm)	683,500	0,000	709,500	0,707	748,500	7,778	720,000	5,657	-	-
Cor Aparente (uH)	75,000	0,000	25,000	0,000	5,000	0,000	7,50	0,000	15	-
DBO _{5,20} (mg O ₂ .L ⁻¹)	18,6	-	13,350	3,465	10,4	-	7,1	-	-	5
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	80,658	0,617	60,700	0,184	31,070	0,071	10,700	-	-	-
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	200,000	0,000	200,000	0,000	246,500	2,121	208,000	1,414	300	-
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	10	10
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	0,850	0,000	0,576	0,000	0,000	0,000	0,500	0,000	1,2	3,7
pH	7,465	0,064	6,380	0,028	9,030	0,240	6,85	0,057	-	6,0 a 9,0
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	0,483	0,012	0,523	0,021	0,566	0,004	0,536	0,012	-	-
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	0,123	0,004	0,104	0,017	0,105	0,006	0,123	0,004	-	-
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	0,360	0,008	0,418	0,037	0,461	0,001	0,413	0,016	-	-
Sulfato (mg SO ₄ .L ⁻¹)	14,910	0,000	170,200	3,111	152,050	2,051	169,500	6,222	250	250
Turbidez (NTU)	22,500	0,707	12,950	0,495	1,30	0,042	2,850	0,071	5	100

Br: Amostra bruta; Clar: Amostra pós-clarificação; F.C.D: Amostra pós-filtro de camada dupla; F.C.S: Amostra pós-filtro de camada simples; D.P: Desvio padrão; A.P: Para a água potável (Portaria GM/MS n° 888/21); A.S: Para a água superficial classe 2 (Resolução do CONAMA n° 357/2005).

Fonte: Autoria própria, 2023.

Ao analisar os dados da Tabela 14, nota-se que os parâmetros cloretos, dureza total, nitrogênio amoniacal e sulfato para todas as amostras (bruta, pós-clarificação e pós-filtração) estão em conformidade com os padrões de potabilidade previstos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e com os critérios de classificação da classe 2 de água doce definidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005. Vale salientar que nas quatro amostras analisadas, a concentração de nitrato foi zero.

Na Tabela 14, verifica-se uma redução significativa no parâmetro alcalinidade entre a amostra bruta e a amostra pós-clarificação. Isso ocorre, possivelmente, devido à adição do sulfato de alumínio, durante a etapa de clarificação, e à adição de ácido sulfúrico no ajuste do pH da amostra bruta para o pH do ponto ótimo. De acordo com Howe et al. (2016), ao inserir o sulfato de alumínio na água, ocorre a precipitação do hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$), produzindo um efeito semelhante à adição de um ácido forte, como o ácido sulfúrico. O autor complementa que a adição de um ácido forte na solução aquosa resulta na redução do pH e no consumo de alcalinidade.

Os valores obtidos para o parâmetro alcalinidade após a etapa de filtração demonstram que, no filtro de camada simples, houve uma pequena variação na alcalinidade em relação à amostra pós-clarificação. Por outro lado, no filtro de camada dupla, observa-se um aumento notável no parâmetro. Conforme as informações fornecidas pelo fabricante, constantes no Anexo deste estudo, o CAP apresenta um pH alcalino, indicando provavelmente a presença de compostos alcalinos. Supõe-se que esses compostos ao reagir com a amostra, durante um prolongado tempo de filtração, tenham contribuído para o aumento da alcalinidade.

Quanto ao teor de cloretos, este apresentou uma variação mínima entre a amostra clarificada e a amostra bruta, semelhante àquela determinada para a amostra pós-clarificação, e a amostra pós-filtro de camada simples. Segundo Richter (2009), altas remoções de cloretos são obtidas através da troca iônica, da eletrodialise, da osmose reversa ou da destilação. Logo, o tratamento convencional não é capaz de promover remoções significativas de cloretos. CETESB (2019) e Libânio (2010) afirmam que concentrações elevadas do parâmetro podem conferir sabor à água e resultar no maior índice de rejeição por parte da população.

Constatado que no filtro de camada simples, o teor de cloretos permaneceu relativamente inalterado, em relação à amostra bruta e à amostra pós-clarificação, há indícios de que a areia e a brita não contribuem para reações que liberem íons de cloretos na solução

aquosa. Partindo dessa premissa, supõe-se que o aumento do parâmetro no filtro de camada dupla pode ser resultado da utilização do carvão ativado como material filtrante, sendo necessário realizar ensaios direcionados para analisar as características e os componentes do CAP que podem favorecer o incremento dos íons cloretos no meio aquoso. Vale destacar que esses ensaios de caracterização do CAP não foi objeto do presente estudo, limitando-se à análise de eficiência dos protótipos dos filtros.

Referente ao teor de sulfato, observa-se um acréscimo representativo neste parâmetro após a etapa de clarificação, sem ultrapassar os limites estabelecidos pelas legislações ambientais. Isso porque, segundo Ferreira Filho (2017), a adição do sulfato de alumínio no meio aquoso deixa um residual de íon sulfato após o coagulante reagir com a água. No que diz respeito ao processo de filtração, nota-se que o filtro de camada dupla é capaz de remover uma pequena concentração de sulfato, aproximadamente, de 10,66%, enquanto no filtro de camada simples, obteve-se uma redução desprezível (0,41%).

Ao analisar o parâmetro DQO, verifica-se uma remoção de 24,74% após a etapa de clarificação. Por outro lado, a filtração empregando o filtro de camada dupla e a filtração utilizando o filtro de camada simples foram capazes de reduzir o parâmetro no percentual, respectivamente, de 48,81% e 82,37%, em comparação à amostra pós-clarificação.

Relativo ao parâmetro DBO_{5,20}, este alcançou uma redução de 28,23% após a etapa de clarificação. Em contrapartida, a etapa de filtração, utilizando o filtro de camada dupla, atingiu uma remoção do parâmetro em relação à amostra pós-clarificação, em torno de 22,10%; já no filtro de camada simples foi alcançada uma redução de DBO_{5,20} de 46,82% em comparação à amostra pós-clarificação. Ressalta-se que, em ambos os protótipos dos filtros, o parâmetro não atende ao valor máximo permitido (5 mg O₂.L⁻¹) estabelecido para a classe 2 de água doce da Resolução n° 357/2005 do CONAMA.

É notório que no sistema de clarificação seguido da filtração, com o filtro de camada simples, a remoção de DBO_{5,20} obtida (61,83%) se aproximou da remoção mínima necessária (73,1%), além de garantir uma eficiente remoção de DQO (86,73%). Neste viés, pressupõe-se que para o filtro com três granulometrias de areia, a adição de uma etapa de pré-oxidação, realizada antes da coagulação, seja capaz de possibilitar o enquadramento do parâmetro dentro dos limites da legislação ambiental.

No sistema de clarificação e filtração, utilizando o filtro de camada dupla, foi alcançada uma remoção de DBO_{5,20} de 44,09% e uma remoção de DQO de 61,48%, valores estes inferiores aos obtidos no sistema com o filtro de camada simples. Essa diferença deve-

se possivelmente à contribuição da matéria orgânica carbonácea proveniente da solubilização do CAP e ao tempo de contato entre a amostra e o CAP. Vale mencionar que, nas estações de tratamento de água, é comum a utilização do carvão ativado granular no sistema de filtração. A maior granulometria desse material impede que o adsorvente solubilize em contato com a água, bem como garante uma taxa de filtração mais rápida devido às maiores quantidades de vazios presentes entre as partículas de carvão.

Segundo Libânio (2010), grande parte dos mananciais de captação usado no abastecimento de água apresenta baixa $DBO_{5,20}$, sendo o parâmetro geralmente não monitorado nas estações de tratamento de água.

Azzam et al. (2022) analisaram a qualidade da água bruta e tratada de quatro ETA's na província de El-Monofeya, no Egito e, obtiveram valores de DBO para as amostras brutas variando entre 4,6 e 7,0 $mg\ O_2.L^{-1}$. Semelhantemente, Sória et al. (2020) investigaram a qualidade da água da bacia de contribuição da estação de tratamento de água Sinnott, na qual a captação de água ocorre no Córrego Pelotas e no Córrego Quilombo, localizados no Rio Grande do Sul. Os autores constataram que os valores médios de matéria orgânica, entre 2007 e 2012, variaram de 4,6 a 5,1 $mg.L^{-1}$ para o Córrego Pelotas e de 1,7 a 3,7 $mg.L^{-1}$ para o Córrego Quilombo.

Os resultados obtidos para a concentração de $DBO_{5,20}$, após a passagem nos filtros, são superiores a faixa de valores da água bruta encontrados por Azzam et al. (2022) e Sória et al. (2020) na entrada da ETA. Assim, se o objetivo é o tratamento para fins potáveis, a inserção da etapa de oxidação, usando oxidantes adequados para evitar a formação de trihalometanos, possivelmente é a solução mais adequada. Desse modo, sugere-se que estudos futuros analisem se a etapa de pré-oxidação combinada ao processo convencional de tratamento, utilizando filtros de camada simples ou dupla, seria suficiente para reduzir a matéria orgânica excedente.

Posteriormente, ao analisar a eficiência dos processos simulados na concentração de nitrogênio amoniacal, verifica-se que houve uma redução de 22,10% do parâmetro na etapa de clarificação. Em contrapartida, o filtro utilizando o carvão ativado demonstrou capacidade de remover 100% do teor de nitrogênio amoniacal em relação à amostra pós-clarificação. Por outro lado, o filtro de camada simples, apresentou uma remoção de 13,19% desse parâmetro, mantendo-o dentro dos limites aceitáveis para a água potável. Ademais, o valor máximo de nitrogênio amoniacal permitido para a água superficial classe 2 exigido na

Resolução do CONAMA n° 357/2005 também foi atendido em ambos os protótipos de filtros.

Supõe-se que o filtro de camada dupla apresentou um melhor desempenho na remoção do nitrogênio amoniacal devido ao pH da solução (9,03). Mihelcic e Zimmerman (2018) explicam que nos efluentes com pH inferior a 9, a amônia predomina na forma NH_4^+ . Ao elevar o valor do pH, observa-se um aumento na fração da amônia livre na forma de NH_3 (Calijuri; Cunha, 2019). Dependendo das condições do meio, a amônia livre presente na solução aquosa pode volatilizar para a fase gasosa até que o equilíbrio químico seja alcançado ($\text{NH}_{3(\text{aq})} \rightleftharpoons \text{NH}_{3(\text{g})}$). Esse processo, conhecido como transferência de gases, possibilita retirar a amônia da água (Davis; Masten, 2016).

De acordo com a CETESB (2019) e Libânio (2010), teores significativos de nitrogênio amoniacal, principalmente em água com pH elevado, são extremamente tóxicos para a vida aquática, além de favorecerem uma demanda maior de oxigênio dissolvido quando a água natural é oxidada biologicamente.

Quanto ao parâmetro dureza, este permaneceu inalterado após a etapa de clarificação. Contudo, observa-se um acréscimo relevante no parâmetro após a etapa de filtração empregando o filtro de camada dupla, ao passo que uma pequena variação é verificada após a passagem pelo filtro de camada simples. De acordo com a CETESB (2019), a dureza é proveniente da presença de cálcio e magnésio, e outros cátions como ferro, manganês, estrôncio, zinco, alumínio, hidrogênio e ânions carbonato (especialmente o bicarbonato). Por outro lado, os principais componentes do parâmetro alcalinidade são os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Assim, suspeita-se que, no filtro com o carvão ativado, o aumento da dureza esteja diretamente associado ao maior valor de alcalinidade obtido.

CETESB (2019) e Libânio (2010) explicam que o parâmetro dureza não possui influência significativa no aspecto sanitário, mas interfere na natureza econômica, pois aumenta o consumo de sabões e xampus e pode ocasionar incrustações nas tubulações.

Referente ao pH, verifica-se que a alteração do parâmetro entre a amostra bruta e a amostra após a etapa de clarificação, é resultado do ajuste realizado antes da simulação no *Jar Test*, por meio da adição de ácido sulfúrico. Após a passagem da água no filtro de camada simples, houve uma pequena variação do pH, em comparação a amostra de água pós-clarificação, permanecendo um pH ácido (6,85). Contudo, a passagem da água no filtro de camada dupla, resultou no aumento significativo do parâmetro, de modo que, finalizado o processo de filtração, a amostra atingiu um pH alcalino (9,03).

Acredita-se que isso pode ser efeito do pH alcalino do CAP (conforme Anexo), o qual favorece a presença de íons alcalinos no filtro. Esse fator associado a uma baixa taxa de filtração possivelmente influenciou para o aumento do pH da amostra.

No que diz respeito ao parâmetro condutividade elétrica, este apresentou um aumento após a etapa de clarificação. De acordo com CETESB (2019) e Libânio (2010), o transporte de corrente elétrica é resultado da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. Neste viés, ao adicionar o sulfato de alumínio na etapa de coagulação, ocorre uma reação entre o coagulante (Al_2SO_4) e a água (H_2O), liberando íons de alumínio (Al^{+3}) e íons de sulfato (SO_4), conforme explicado por Richter (2009). O aumento da concentração de íons favorece o transporte de corrente elétrica, impactando no aumento da condutividade (Metcalf; Eddy, 2016).

Ao analisar os sólidos totais, constata-se que houve um aumento do parâmetro para as amostras após a clarificação e as amostras após a filtração. Brasil (2014) e Libânio (2010) especificam que os sólidos totais são divididos em sólidos suspensos e sólidos dissolvidos. Os sólidos em suspensão estão diretamente associados com a turbidez e podem ser retidos durante a filtração, enquanto os sólidos dissolvidos continuam na solução aquosa após a filtração.

Neste âmbito, a redução de turbidez nas amostras, após as etapas de clarificação e filtração, promoveu uma remoção dos sólidos suspensos presentes na água. Assim, pressupõe-se que o aumento dos sólidos totais se deve ao acréscimo da parcela de sólidos dissolvidos não retidos na filtração. Destaca-se que as altas concentrações de sólidos totais dissolvidos promovem um aumento de condutividade elétrica, sendo observado uma correlação entre eles (CETESB, 2019; Metcalf; Eddy, 2016). A afirmação condiz com os resultados encontrados, os quais demonstraram que o filtro de camada dupla apresentou uma maior condutividade elétrica e uma quantidade maior de sólidos totais.

No tocante ao parâmetro turbidez, a Portaria de Potabilidade GM/MS n° 888/21 estabelece que o valor máximo permitido deve ser igual a 5 NTU na extensão do sistema de distribuição ou no ponto de consumo, a fim de atender aos padrões organolépticos de potabilidade. No entanto, no monitoramento realizado diariamente, após a filtração lenta, é exigido que em 95% das amostras, a turbidez seja igual a 1 NTU e em 5% das amostras é admissível uma turbidez de 2 NTU. Em contrapartida, após a filtração rápida, é requerido que em 95% das amostras, a turbidez seja igual a 0,5 NTU e no restante das amostras (5%) é aceitável uma turbidez de 1 NTU (Brasil, 2021).

A remoção de turbidez e cor aparente obtida após a etapa de clarificação, utilizando o coagulante sulfato de alumínio, foi de 42,44% e 66,67%, respectivamente. O filtro com o carvão ativado foi capaz de reduzir cerca de 89,96% de turbidez e 80% de cor aparente em comparação à amostra após a clarificação. Enquanto o filtro com três granulometrias de areia promoveu uma remoção de turbidez de 77,9% e uma remoção de cor aparente de 70%, em relação à amostra pós-clarificação.

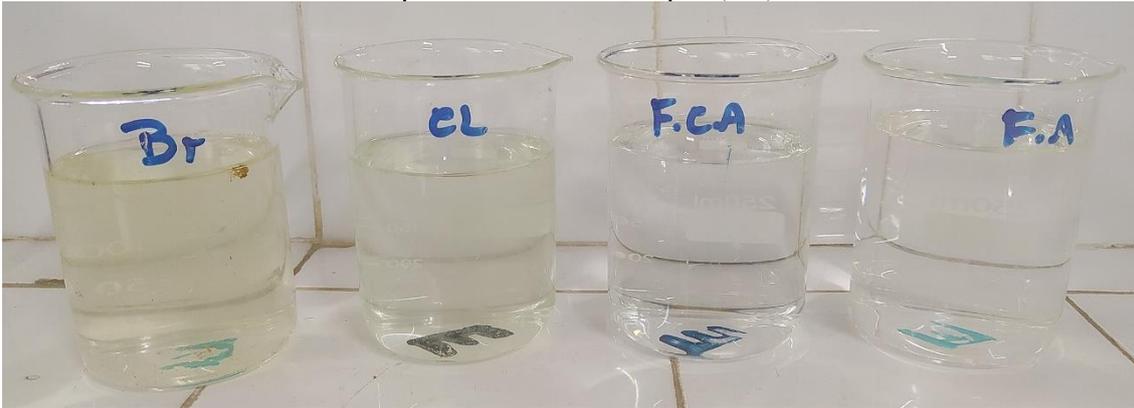
Neste âmbito, os protótipos dos dois filtros foram eficazes na remoção de cor aparente e turbidez, enquadrando ambos os parâmetros dentro dos limites dos padrões organolépticos de potabilidade. Contudo, é notório que o filtro de camada dupla apresentou uma melhor eficiência na remoção desses parâmetros quando comparado ao filtro de camada simples. Isso deve-se a granulometria reduzida do CAP, o qual possui uma baixa quantidade de vazios intergranulares, permitindo a retenção de uma parcela significativa das impurezas que possuem diâmetros superiores aos espaços entre as partículas (Ferreira Filho, 2017).

Observa-se que no filtro de camada dupla, o padrão de turbidez, especificado para 95% das amostras (1 NTU) na filtração lenta, não foi atendido. No caso do filtro de camada simples, o padrão de turbidez, estabelecido tanto para a filtração lenta quanto para a filtração rápida, não foi obedecido. Logo, torna-se necessário incluir uma etapa complementar no processo convencional para enquadrá-lo aos limites previstos.

Assim, recomenda-se a adição de uma etapa de pré-oxidação aplicada antes da coagulação, de modo a aumentar a eficiência do processo de clarificação. Entre os oxidantes disponíveis no mercado, indica-se a utilização do peróxido de hidrogênio, uma vez que o oxidante é amplamente empregado na ETA da Cidade de Cajazeiras no processo conhecido como peroxidação.

O aspecto estético das amostras brutas, das amostras pós-clarificação e das amostras pós-filtração estão representadas na Figura 18.

Figura 18: Aparência das amostras: Bruta (Br), pós-clarificação (CL), pós-filtro de camada dupla (F.C.A) e pós-filtro de camada simples (F.A).



Fonte: Autoria própria, 2023.

Diante dos resultados obtidos para os protótipos dos filtros, deduziu-se que o filtro de camada simples possui uma maior eficácia sanitária para o tratamento da água do Açude Grande nas condições experimentais desta pesquisa. Isso é justificado principalmente pela satisfatória remoção dos parâmetros de turbidez, cor aparente, DQO e DBO, bem como pela taxa de filtração mais rápida.

Considerando as propostas de tratamento estudadas, ainda que o filtro de camada dupla não tenha sido a melhor proposta para o tratamento das águas do Açude Grande, nota-se que o desempenho do CAP foi superior quando utilizado como meio filtrante em comparação à sua aplicação como adsorvente, pois as camadas do filtro, com maiores granulometrias, impediram o arraste do carvão ativado, isso refletiu no parâmetro DQO, que registrou uma redução em seu valor, ao invés de um acréscimo. Além de que o protótipo do filtro alcançou uma satisfatória remoção de turbidez e de cor aparente.

Comparando os resultados encontrados com a literatura, Bastos et al. (2023) analisaram a eficiência de um protótipo de filtro com garrafa PET, composto por areia média, areia fina, brita, carvão ativado granular Carvomax, algodão e manta (geotêxtil), na remoção de nitrogênio amoniacal, turbidez e na variação de pH de uma água residual proveniente da máquina de lavar roupas. Os resultados indicaram que o filtro, empregando o carvão ativado, é capaz de remover nitrogênio amoniacal. Em relação ao parâmetro turbidez, verifica-se que o protótipo construído neste presente estudo apresentou uma eficiência maior do que o filtro desenvolvido por Bastos et al. (2023), o qual alcançou uma redução de 41% de turbidez. Outro ponto de destaque é a pequena variação do pH encontrada pelos autores, enquanto a presente pesquisa demonstrou uma alteração significativa do parâmetro, pois foi utilizado um CAP com propriedades alcalinas.

Silva (2023a) realizou um estudo com biomassas e, a partir dos resultados, escolheu a jurema preta como fonte para a produção do carvão ativado granular. Após executar o ensaio de ativação da porosidade e os testes de adsorção com o carvão ativado, construiu o filtro com a garrafa PET, composto por pedras, areia, carvão ativado produzido e o polímero siliconado. Após o tratamento da água proveniente da caixa de água da Cidade de Pedra Branca-CE, obteve-se uma remoção dos parâmetros de cor aparente (86,67%), de turbidez (78,95%), de condutividade elétrica (86,11%), de sólidos totais (80%), de dureza total (88,57%), de cloretos (60%), de amônia (96%) e uma variação no pH de 8,0 para 7,0.

Confrontando os resultados encontrados por Silva (2023a) com a presente pesquisa, notam-se valores similares de remoção de turbidez e cor aparente. Contudo, o carvão ativado granular produzido a partir da biomassa de jurema apresentou uma boa eficiência na remoção de condutividade elétrica, sólidos totais, dureza total e cloretos, ao contrário do carvão ativado em pó comercial, conforme a Tabela 14.

Cazú (2019) simulou no *Jar Test* a etapa de coagulação, floculação e decantação, com utilização do coagulante *Moringa oleífera*. Posteriormente, a água passou pela etapa de filtração. O filtro foi montado na garrafa PET, constituído por dois tipos de areia com granulometrias diferentes, brita, algodão e um filtro de café em contato com algodão na extremidade inferior. Os resultados do processo de clarificação associado à filtração demonstraram uma pequena variação de pH entre 6,5 e 7, um aumento de condutividade da faixa de 80 a 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para um intervalo entre 170 a 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$, uma remoção de cor aparente em torno de 87,8% a 93,3% e uma redução de turbidez cerca de 99% a 99,8%.

Na presente pesquisa, o sistema clarificação seguido pela filtração utilizando o filtro de camada simples, em relação à amostra bruta, alcançou uma remoção de cor aparente correspondente a 96,2%, uma redução de turbidez de 87,33%, uma leve variação de pH de 7,465 para 6,85 e um aumento de condutividade de 683,5 para 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esses resultados são relativamente próximos aos valores encontrados no estudo conduzido por Cazú (2019).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A caracterização físico-química do Açude Grande evidenciou que a maioria dos parâmetros físico-químicos, no período seco e no período chuvoso, atendem aos limites previstos pela Resolução do CONAMA n° 357/2005 e pela Portaria GM/MS n° 888/20021, com exceção dos parâmetros de turbidez e cor aparente para as coletas realizadas no período seco e chuvoso, e o parâmetro DBO_{5,20} para as amostras coletadas no período seco. Neste viés, é notória a degradação estética do manancial em virtude da presença significativa dos sólidos em suspensão, o que fomenta a percepção populacional de que o corpo hídrico está excessivamente poluído.

Recomenda-se o desenvolvimento de trabalhos que contemplem os parâmetros biológicos de qualidade da água, com intuito de comparar os valores desses parâmetros com as legislações vigentes.

A técnica de adsorção com o carvão ativado em pó resultou em boas remoções de cor verdadeira e aumentos significativos no parâmetro DQO. Dentre os fatores que contribuíram para o aumento da matéria orgânica, destacam-se a solubilização do CAP no meio líquido, o emprego de processos não eficientes para a separação completa entre o sobrenadante e o CAP, e possíveis interferências externas do meio que impactaram na técnica de DQO.

Nos trabalhos futuros, sugere-se que a separação entre o CAP e as amostras seja realizada por meio da centrifugação e a filtração em membrana de fibra de vidro, com intuito de garantir a remoção total do carvão ativado.

As etapas de clarificação do tratamento convencional (coagulação, floculação e decantação) apresentaram uma boa eficiência na remoção dos parâmetros de turbidez (>60%) e cor aparente (>76%), sendo que o melhor resultado foi alcançado com a concentração do coagulante de 60 mg.L⁻¹ e pH de 6. Vale destacar que a condição otimizada, capaz de garantir as máximas eficiências no processo de tratamento, correspondeu a faixa de concentração do sulfato de alumínio entre 51 e 69,94 mg.L⁻¹, com um pH de 5,59 a 6,5, respeitando-se as interações entre as variáveis independentes, apresentadas no gráfico da região ótima para as três variáveis resposta.

Em relação ao processo de filtração, o filtro de camada simples apresentou uma remoção significativa de matéria orgânica e sólidos em suspensão, sem alterar demasiadamente os parâmetros pH e alcalinidade das amostras. Do ponto de vista

econômico, esse protótipo demonstrou uma taxa de filtração mais rápida, que possibilitou um menor tempo de filtração.

Recomenda-se que nas pesquisas futuras seja substituído, no filtro de camada dupla, o carvão ativado em pó pelo carvão ativado granular, com intuito de analisar a taxa de filtração e a eficiência do protótipo na remoção de DBO, DQO, cor aparente e turbidez. Adicionalmente a isso, indica-se simular, nas condições da presente pesquisa, a técnica de peroxidação, seguida das etapas de clarificação e filtração, usando o filtro de camada simples, na remoção de matéria orgânica, cor, turbidez e coliformes.

Portanto, conclui-se que o tratamento convencional é uma técnica apropriada para adequar os parâmetros de qualidade da água do Açude Grande aos padrões organolépticos de potabilidade e as exigências da Resolução do CONAMA n° 357/2005. Estudos mais aprofundados devem ser realizados, uma vez que essa técnica é vantajosa tanto do ponto de vista técnico quanto econômico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Atlas águas:** segurança hídrica do abastecimento urbano. Brasília: ANA, 2021b. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/1d27ae7adb7f4baeb224d5893cc21730>. Acesso em: 07 jun. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** relatório pleno. Brasília: ANA, 2021a. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_2021_pdf_final_revdirec.pdf. Acesso em: 07 jun. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** relatório pleno. Brasília: ANA, 2023. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjunturainforme2023.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2024.

ADEBAYO, I.O.; OLUKOWI, O.O.; ZHIYUAN, Z.; ZHANG, Y. Comparisons of coagulation efficiency of conventional aluminium sulfate and enhanced composite aluminium sulfate/polydimethyldiallylammonium chloride coagulants coupled with rapid sand filtration. **Journal of Water Process Engineering**, v.44, 2021.

AKPOTU, S.O.; MOODLEY, B. Application of as-synthesised MCM-41 and MCM-41 wrapped with reduced graphene oxide/graphene oxide in the remediation of acetaminophen and aspirin from aqueous system. **J. Environ. Manag.**, v. 209, p. 205-215, 2018.

ALENCAR, V.E.S.A.; ROCHA, E.J.P; SOUZA JÚNIOR, J.A.; CARNEIRO, B.S. Análise de parâmetros de qualidade da água em decorrência de efeitos da precipitação na Baía de Guajará – Belém– PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 2, p. 661- 680, 2019.

ALMEIDA, F. S; FONSECA, J.S. **Legislação ambiental, ética e sustentabilidade:** a revitalização do Açude Grande de Cajazeiras – PB. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, 2005.

ALVES, B.S.G. **Análise das variáveis do processo de coagulação-floculação para clarificação de água superficial.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

AMIRI, A.; SABOUR, M. R. Multi-response optimization of Fenton process for applicability assessment in landfill leachate treatment. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2528–2536, 2014.

ANDRADE, E.L. **Análise de eficiência de biopolímero como composto coadjuvante no processo de coagulação-floculação e sedimentação.** Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2017.

ANDREOLI, F.C. **Remoção de *giardia spp.* e *cryptosporidium parvum* em água de abastecimento utilizando flotação**: estudo em escala de bancada e desafios de detecção. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

ANJINHO, P.S. **Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo, Itirapina hídrica – SP**. Dissertação (Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC, 2017.

ARAÚJO, A.L.G. **Otimização do processo de tratamento de água de abastecimento do município de Crateús-CE**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2021.

ARRUDA, M. S.M. **O espaço em construção**: ocupação e usos das áreas no entorno do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras, PB. Monografia (Licenciatura em Geografia) – Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, 2014.

ASHBY, M. F. **Engenharia Ambiental**: Conceitos, Tecnologia e Gestão. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

AZZAM, M.I.; KORAYEM, A.S.; OTHMAN, S.A.; MOHAMMED, F.A. Assessment of some drinking water plants efficiency at El-Menofeya Governorate, Egypt. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 18, 2022.

AZEVÊDO, E.L.; SILVA, W.C.M; ASSIS, T.I.A; SOUSA, R.A. Ecotoxicological Index: indicando a qualidade ambiental de um reservatório urbano. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade – CONIMAS / III Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido – CONIDIS. **Anais eletrônicos**. Campina Grande: Realize, 2019.

BAGASTYO, A.Y.; ANGGRAINY, A.D; GATNEH, S.; NURHAYATI, E.; SUSANTI, D.; WIDODO, E.; SOEHARTANTO, T.; WARMADEWANTHI, I. Study on optimization of coagulation-flocculation of fish market wastewater using bittern coagulant – response surface methodological approach. **Water Science & Technology**, v. 85, 2022.

BAGASTYO, A.Y.; NURHAYATI, E.; MANAH, S.P.H.; ISWARI, A.A.W.R; YULIKASARI, A.; WARMADEWANTHI, I.D.A.A.; LIN, T.F. The role of aeration and pre-chlorination prior to coagulation-flocculation process in water treatment: A laboratory and field research in Indonesia, **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v.7, 2023.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I.S.; BRUNS, R.E. **Como fazer experimentos**. 4 ed. Porto Alegre: Grupo A, 2010. ISBN: 9788577807130.

BASTOS, R.G.O; SILVA, L.P; OLIVEIRA, C.C.S; SILVA, R.M.S.; MARQUES, A.R. **Uso de filtro caseiro de areia para melhorar a qualidade da água após o uso na máquina de lavar.** In: Desenvolvimento, Tecnologia e Meio Ambiente. Campina Grande: EPTEC, 2023. ISBN: 9786500849417

BISCOLA, T.A; DANTAS, A.D.B; PEREIRA, C.F; PASCHOALATO, R.; MARRENGULA, F.A; GUIMARÃES, M.A.R. Influência das condições de aplicação do carvão ativado pulverizado na eficiência de remoção de azul de metileno no tratamento de água em ciclo completo. **DAE**, São Paulo, v. 68, n. 226, p. 160-178, 2020.

BITTENCOURT, C.; PAULA, M.A.S. **Tratamento de Água e Efluentes - Fundamentos de Saneamento Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos.** 1 ed. São Paulo: Editora Saraiva, 2014. ISBN: 9788536521770.

BONILLA-PETRICIOLET, A.; MENDOZA-CASTILLO, D.I.; REYNEL-ÁVILA, H.E. **Adsorption Processes for Water Treatment and Purification.** Aguascalientes: Springer, 2017.

BORGES, L.B. **Elaboração do plano de segurança da água em sistema de tratamento de água do tipo ciclo completo através de uma metodologia multidisciplinar.** Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2023.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília: FUNASA, 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual prático de análise de água.** 3 ed. Brasília: FUNASA, 2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n° 888**, de 4 de maio de 2021 – Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n° 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF.

BRASIL. **Resolução n° 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, publicada no Diário Oficial da União em 18/03/2005. Brasília, DF.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico temático serviços de água e esgoto:** visão geral. Brasília: SNIS, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf. Acesso em: 27 fev. 2024.

BREITKREITZ, M.C.; SOUZA, A.M.; POPPI, R.J. Experimento didático de quimiometria para planejamento de experimentos: avaliação das condições experimentais na

determinação espectrofotométrica de ferro II com o-fenantrolina. Um tutorial, parte III. **Quim. Nova**, v. 37, n. 3, p. 564-573, 2014.

BYRNE, A.; BRAUN, K.; FABRIS, R.; MORRAN, J.; DRIKAS, M. Small particles in distribution systems: the effect of improving treatment. **JAWWA**, v. 106, n. 1, p. 21-31, 2014.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. **Engenharia Ambiental - Conceitos, Tecnologias e Gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier 2019. ISBN 9788535290479.

CARVALHO, P.C.A.P. **Tratamento combinado da água produzida de petróleo: filtração, adsorção e foto-fenton**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

CASTRO, C.N. **Água, problemas complexos e o Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Rio de Janeiro: Ipea, 2022. 281p. ISBN: 9786556350318.

CAZÚ, D.C. **Tratamento de água por sistema SODIS com utilização de *Moringa Oleifera***. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice E: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2018/03/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-Variaveis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2023.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas**. São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2023.

CHIAVOLA, A.; DI MARCANTONIO, C.; D’AGOSTINI, M.; LEONI, S.; LAZZAZZARA, M. A combined experimental-modeling approach for turbidity removal optimization in a coagulation–flocculation unit of a drinking water treatment plant. **Journal of Process Control**, v. 130, 2023.

CHINVELSKI, F.T.W. **Avaliação do processo de coagulação/floculação para tratamento de água potável de manancial superficial**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2018.

COSTA, S.O.P. **Avaliação das perspectivas socioeconômicas e ambientais do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras/PB: um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

DAVIS, M.L.; MASTEN, S.J. **Princípios de Engenharia Ambiental**. 3. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. ISBN 9788580555912.

DIVER, D.; NHAPI, I.; RUZIWA, W.R. The potential and constraints of replacing conventional chemical coagulants with natural plant extracts in water and wastewater treatment. **Environmental Advances**, v. 13, 2023.

DUARTE, M.A. C. **Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós – Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

EL-TAWHEEL, R.M.; MOHAMED, N.; ALREFAEY, K.A.; HUSIEN, S.; ABDEL-AZIZ, A.B.; SALIM, A.I.; MOSTAFA, N.G.; SAID, L.A.; FAHIM, I.S; RADWAN; A.G. A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v. 6, 2023.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Water Treatment Manual: Disinfection**. Irlanda: 2011. Disponível em: https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/drinking-water/advice--guidance/Disinfection2_web.pdf. Acesso em: 20 dez. 2023.

FERNANDES, K. D. N. Uso de carvão ativado de endocarpo de coco no tratamento de água. **Revista Graduação PUC**, v. 3, n. 2, 2010.

FERREIRA FILHO, S.S. **Princípios, fundamentos e processos em engenharia ambiental**. 1 ed. Santana de Parnaíba: SGuerra Design, 2021. ISBN: 9786558991182.

FERREIRA FILHO, S.S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. ISBN 9788595153851.

FERREIRA, J. R. S. **Análise qualitativa de corpos hídricos superficiais na Cidade de Cajazeiras-PB**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, Cajazeiras, 2019.

FONSECA, C.G.M. **Remoção de micropoluentes de interesse emergente em matriz aquosa por adsorção em carvão ativado em pó e superfino**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.

FREITAS, B.L.S.; TERIN, U.C.; FAVA, N.M.N.; MACIEL, P.M.F.; GARCIA, L.A.T.; MEDEIROS, R.C.; OLIVEIRA, M.; FERNANDEZ-IBÁÑEZ, P.; BYRNE, J.A.; SABOGAL-PAZ, L.P. A critical overview of household slow sand filters for water treatment. **Water Research**, v. 208, 2022.

FREITAS, L.R.V. **Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo de dupla camada filtrante**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

GARBELINI, E.R. **Avaliação da formação de trihalometanos em processos de cloração da água. Efeito da natureza da matéria orgânica e de processos auxiliares de desinfecção.** Tese (Doutorado em Química) – Programa de Pós – Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

GUEDES, L.M.E. **Estudo do comportamento físico-mecânico de BTC estabilizado utilizando o planejamento fatorial experimental.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

GUERRA, A.B; TONUCCI, M.C.; CEBALLOS, B.S.O.; GUIMARÃES, H.R.C.; LOPES, W.S.; AQUINO, S.F.; LIBÂNIO, M. Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguidas de adsorção em carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.20, p. 603-612, 2015.

GUILLEN, R.D.M. **Água tóxica: contaminantes emergentes e a universalização do acesso à água de qualidade.** Dissertação (Mestrado em Direito) – Faculdade de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Franca, 2022.

GUO, Q.; CHEN, X.; YU, J.; LIANG, F.; WANG, C.; YAND, B.; CHEN, T.N; LI, Z.; LI, X.; DING, C. Treatability evaluation of fourteen aldehyde odorants in drinking water by powdered activated carbon: Influence of odorant's properties on adsorption characteristics. **Journal of Water Process Engineering,** v.51, 2023.

HANSEN, K.M.S.; WILLACH, S.; ANTONIOU, M.G; MOSBAEK, H.; ALBRECHTSEN, H.J.; ANDERSEN, H.R. Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water – Is less THM better?. **Water Research,** v. 46, 16 ed., p. 6399-6409, 2012.

HÉLLER, L.; PÁDUA, L. **Abastecimento de água para consumo humano.** 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. ISBN: 9788542301854.

HÉLLER, L.; PÁDUA, L. **Abastecimento de água para consumo humano.** 3 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. ISBN: 8542301854.

HOWE, K.J; HAND, D.W; CRITTENDEN, J.C; TRUSSEL, R.R; TECNOBANOGLOUS, G. **Princípios do tratamento de água.** 1 ed. São Paulo: Cengage, 2016. ISBN: 9788522124084.

HU, H.; XU, K. Physicochemical technologies for HRP and risk control. In: **High-Risk Pollutants in Wastewater.** Elsevier, p. 169–207, 2020.

HUNG, Y.C.; WATERS, B.W.; YEMMIREDDY, V. K.; HUANG, C.H. pH effect on the formation of THM and HAA disinfection byproducts and potential control strategies for food processing. **Journal of Integrative Agriculture,** v. 16, 12 ed., p. 2914–2923, 2017.

ISMAIL, I.A.L. **Plano de segurança da água de lavagem de filtros de estações de tratamento de água de ciclo completo.** Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2020.

JACOBI, P.R.; FRACALANZA, A.N.; SILVA-SÁNCHEZ, S. Governança da água e inovação na política de recuperação de recursos hídricos na Cidade de São Paulo. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 17, n.33, p. 66-81, 2015.

JANKOVIC, A., CHAUDHARY, G., GOIA, F. Designing the design of experiments (DOE) – An investigation on the influence of different factorial designs on the characterization of complex. **Energy and Buildings**, v. 250, 2021.

KASSA, A.E.; SHIBESHI, N.T.; TIZAZU, B.Z. Synthesis of polyaluminum chloride: Optimization of process parameters, characterization and performance investigation for water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 57, 2024.

KHEDR, A.A.; FAWZY, M.E.; AHMED, H.M.; ALSHAMMARI, S.O.; EL-KHATEEB, M.A. Treatment of heavy metal ions from simulated water using adsorption process via modified iron magnetic nanocomposite. **Desalination and Water Treatment**, v. 317, 2024.

KRULL, R.; DÖPKENS, E. Recycling of dyehouse effluents by biological and chemical treatment. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 4, p. 311–317, 2004.

LEE, B.C.Y.; MAHTAB, M.S.; NEO, T.H.; FAROOQI, I.H.; KHURSHEED, A. A comprehensive review of Design of experiment (DOE) for water and wastewater treatment application - Key concepts, methodology and contextualized application. **Journal of Water Process Engineering**, v.47, 2022.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 3 ed. São Paulo: Editora Átomo, 2010. ISBN: 9788576701651.

LIMA, J.P.M; ROLLEMBERG, S. L. S. Técnicas simplificadas de tratamento de água. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 2, 2020.

LIMA, N.N.C. **Remoção de microcistina-LR através de adsorção com carvão ativado.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós – Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

LIMA, R.N.S; RIBEIRO, C.B.M; BARBOSA, C.C.F; ROTUNNO FILHO, O.C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 139-150, 2016.

LOPES, F. C. C. **Avaliação da formação de Trihalometanos através de tratamento simulado em teste de jarros com água bruta de mananciais superficiais eutrofizados.** Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Elaboração e Gerenciamento de

Projetos para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2017.

LUCENA, L.G. **Aplicação de resíduo siderúrgico como adsorvente de baixo custo no tratamento de efluente têxtil**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós – Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

MARQUES, P.S. **Influência da precipitação na qualidade da água de mananciais superficiais no município de Poços de Caldas - MG**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – Programa de Pós – Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2018.

MANGUEIRA, E.S.V. **Produção de carvão ativado a partir do endocarpo do coco da baía (*Cocos nucifera*) aplicado ao processo de adsorção do herbicida metribuzin**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Programa de Pós – Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

MAZHAR, M.A.; KHAN, N.A.; AHMED, S.; KHAN, A.H.; HUSSAIN, A.; RAHISUDDIN, CHANGANI, F.; YOUSEFI, M.; AHMADI, S.; VAMBOL, V. Chlorination disinfection by-products in municipal drinking water – A review. **Journal of Cleaner Production**, v.273, 2020.

MEDEIROS, C. F. F. **Abastecimento de água**. 1º ed. Campina Grande – PB, 2017. Disponível em: https://margaritadea.unir.br/uploads/11523232/arquivos/Apostilha_Abast_de_Agua_UFCG_1632633735.pdf. Acesso em: 21 nov. 2023.

MENEZES, M.C. **Investigação de processos operacionais de uma estação de tratamento de água de ciclo completo**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Programa de Pós – Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2019.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed, Nova Iorque: McGraw-Hill; Porto Alegre: AMGH, 2016.

MICELLA, I.; KROEZE, C.; BAK, M.P.; STROKAL, M. Causes of coastal waters pollution with nutrients, chemicals and plastics worldwide. **Marine Pollution Bulletin**, v. 198, 2024.

MIHELICIC, J.R.; ZIMMERMAN, J.B. **Engenharia Ambiental - Fundamentos, Sustentabilidade e Projeto**. 2 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2018. ISBN 9788521634881

MONTEIRO, D. M; COSTELLA, A. M. S. **Eficiência do pré-tratamento de água do Rio Negro a partir de coluna de adsorção de carvão ativado obtido de Endocarpo de Tucumã (*Astrocaryum aculeatum*)**. In. São Paulo: Blucher, 2018.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 6 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016.

MOOSAEI, R.; SABBAGHI, S.; ZADEGAN, M.J.Z.; RASOULI, K.; GHAEDI, S.; RAJABI, H. Silver nanoparticles modified titanium carbide MXene composite for RSM-CCD optimised chloride removal from water. **Journal of Molecular Liquids**, v. 399, 2024.

MYERS, R. H.; MONTGOMERY, D. C.; ANDERSON-COOK, C. M. **Response Surface Methodology: Process and Product Optimization Using Designed Experiments**. 4. ed. John Wiley & Sons, 2016.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A.C.A; VIDAL, C.B.; MELO, D.Q; RAULINO, G.S.C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020. ISBN: 9786599072277.

OLIVEIRA NETO, D. **Análise de ocupações marginais ao Açude Senador Eptácio Pessoa na Cidade de Cajazeiras/PB com auxílio de técnicas do geoprocessamento**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, Cajazeiras, 2019.

OLIVEIRA, C.R. **Modelagem espaço-temporal e análise de cenários do uso da água para irrigação no trecho submédio da bacia hidrográfica do Rio São Francisco**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós – Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

PARAÍBA. **Decreto nº 25.140**, de 28 de junho de 2004 – Homologa a deliberação nº 0044/2003, do Conselho de Proteção dos Bens Históricos Culturais – CONPEC, órgão de Orientação Superior do Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico do Estado da Paraíba – IPHAEP, declaratória da Delimitação do Centro Histórico Inicial da Cidade de Cajazeiras, deste Estado, e dá outras providências. João Pessoa, PB.

PAREDES, L.; FERNANDEZ-FONTAINA, E.; LEMA, J.M.; OMIEL, F.; CARBALLA, M. Understanding the fate of organic micropollutants in sand and granular activated carbon biofiltration systems. **Science Of The Total Environment**, v. 551-552, p. 640-648, 2016.

PEREIRA NETO, M.C. Perspectivas da açudagem no semiárido brasileiro e suas implicações na região do seridó potiguar. **Sociedade & Natureza**, v. 29, p. 285-294, 2022.

PIVOKONSKY, M.; NOVOTNA, K.; PETRICEK, R.; CERMAKOVA, L.; PROKOPOVA, M.; NACERADSKA, J. Fundamental chemical aspects of coagulation in drinking water treatment – Back to basics. **Journal of Water Process Engineering**, v. 57, 2024.

PIVOKONSKY, M.; NOVOTNA, K.; CERMAKOVA, L.; PETRICEK, R. **Jar Tests for Water Treatment Optimisation, How to Perform Jar Tests—A handbook**. IWA Publishing: London, UK, 2022.

PRIMO, O.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1–2, p. 834–842, 2008.

POORESMAEIL, M., MANSOORI, Y., MIRZAEINEJAD, M., & KHODAYARI, A. Efficient Removal of Methylene Blue by Novel Magnetic Hydrogel Nanocomposites of Poly(acrylic acid). **Advances in Polymer Technology**, v. 37, 1 ed., p. 262–274, 2016.

POORESMAEIL, M.; NAMAZI, H. Application of polysaccharide-based hydrogels for water treatments. In: **Hydrogels Based on Natural Polymers**. Elsevier, p. 411–455, 2020.

QUEIROZ, S.C.B; BENETTI, A.D.; DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B.; SILVA, G.G. Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil. **DAE**, São Paulo, v. 66, n. 212, p. 41-60, 2018.

QUIRINO, A.G.C. **Investigação do processo fenton heterogêneo no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2021.

RATHI, B.S; KUMAR, P.S. Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater. **Environmental Pollution**, v. 280, 2021.

REIS NETO, A.F. **Influência das condições de aplicação do carvão ativado pulverizado na eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento de água em ciclo completo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós – Graduação da Engenharia Ambiental, Universidade do Tocantins, Palmas, 2020.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. 1º ed. Editora Blucher, 2009. ISBN: 9788521204985.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 52.931**, de 07 de março de 2016 – Dispõe sobre os procedimentos para a Outorga do Direito de Uso da Água e obtenção de Alvará de Obra de Reservatórios em empreendimentos de irrigação, bem como sobre procedimentos para acompanhamento da Segurança de Barragens. Porto Alegre, RS.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos**. 3 ed. revisada. Campinas: Cárta Editora, 2014. 358p. ISBN: 859838903X.

ROLIM, E.S. **Patrimônio arquitetônico de Cajazeiras – PB: memórias, políticas públicas e educação patrimonial**. Dissertação (Mestrado em História) – Programa de Pós-Graduação em História, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2010.

ROLIM, K.A.M.; OLIVEIRA, M.A.B.; LEITE, G.U.; MONTEIRO, H.B.S.; SOUSA, F.C.F.; PORTO, T.M.R. Avaliação da qualidade da água do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras-PB. **Revista Interdisciplinar em Saúde**, v. 6, n-3, p. 3-22, 2019.

- SANG, D.; CIMETIERE, N.; GIRAUDET, S.; TAN, R.; WOLBERT, D.; LE CLOIREC, P. Adsorption-desorption of organic micropollutants by powdered activated carbon and coagulant in drinking water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 49, 2022.
- SANTOS, S.M.L.; CECILIA, J.A; VILARRASA-GARCÍA, E.; SILVA JUNIOR, I.J; RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E.; AZEVEDO, D.C.S. The effect of structure modifying agents in the SBA-15 for its application in the biomolecules adsorption. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 232, p. 53-64, 2016.
- SAQUIB, S.; GUPTA, A.; JOSHI, A. Chapter 21 - Emerging water crisis: Impact of urbanization on water resources and constructed wetlands as a nature-based solution (NbS). **Current Directions in Water Scarcity Research**, Elsevier, v. 6, p. 447 – 468, 2022.
- SARANI, P.; SABBAGHI, S.; RASOULI, K.; MIRBAGHERI, N.S.; RASOULI, J. Optimization of chloride ion removal from drinking water using graphene oxide modified with AgNO₃ via CCD-based RSM method. **Inorganic Chemistry Communications**, v. 160, 2024.
- SILVA, G. G.; NAVAL, L.P.; DI BERNADO, L.; DANTAS, A.D.B. Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Palmas, v. 17, 75 n. 1, p. 71–80, 2012.
- SILVA, M.B.; OLIVEIRA, D.G.D.B.; DUARTE, Y.N.L; ALVES, W.A.; SILVA, E.V. **Avaliação da qualidade físico-química da água do Açude Grande na Cidade de Cajazeiras PB**. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade – CONIMAS / III Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido – CONIDIS. **Anais eletrônicos**. Campina Grande: Realize, 2019.
- SILVA, F.R.M.; SILVA, R.S.; PEREIRA, K.V.F.F; LIMA, L.V. Filtro ecológico de baixo custo, para o tratamento de água, feito à base de carvão ativado proveniente da biomassa da jurema preta (*Mimosa hostilis*). **Revista Ceará Científico**, v. 2, n. 2, p. 41-51, 2023a.
- SILVA, M. S.; Viana, T. H. C.; Gouveia, C. L.; Peters, L. P. Produção e aplicação de filtro de baixo custo com carvão ativado a partir do resíduo de caroço de açaí nativo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 33, n. 2, e71315, p. 1-18, 2023b.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. 1ª. ed. Campina Grande (PB): Gráfica Marcone, 2002. v. 1. 266p.
- SMITH, D.W.; ISLAM, M.; FURST, K.E.; MUSTAREE, S.; CRIDER, Y.S.; AKTER, N.; ISLAM, S.A.; SULTANA, S.; MAHMUD,Z.H.; RAHMAN, M.; MITCH, W.A; DAVIS, J. Chlorine taste can increase simulated exposure to both fecal contamination and disinfection byproducts in water supplies. **Water Research**, v. 207, 2021.
- SONG, S.; LE-CLECH, P.; SHEN, Y. Microscale fluid and particle dynamics in filtration processes in water treatment: A review. **Water Research**, v. 233, 2023.

SÓRIA, M.; TAVARES, V.E.Q.; PINTO, M.A.B.; STUMF, L.; ZARNOTT, D.; BUBOLZ, J.; NOREMBERG, B.G. Evaluation of physicochemical waterparameters in watersheds of southern Brazil. **Revista Ambiente & Água**. v.15, 2020.

SOUSA, F.B. **Avaliação da qualidade da água do Açude Grande em Cajazeiras PB e os impactos das ações antrópicas**. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Química), Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, 2022.

SOUZA JÚNIOR, T. G. **Açude Grande de Cajazeiras-PB: uma análise da sua água e dos seus usos**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável, Universidade Federal do Cariri, Crato, 2020a.

SOUZA JÚNIOR, T.G; MEIRELES, A.C.M.; OLIVEIRA, C.W.; SANTOS, Y.T.C.; ROQUE, R.L. Açude Grande de Cajazeiras (PB): um insustentável exemplo de descuido com a água no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 315-337, 2020b.

SOUZA, J.A.P. **Aspectos gerais da degradação das águas**. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Geografia) – Universidade Federal de Campina Grande, Cajazeiras, 2015.

SUN, Y.; ZHU, C.; ZHENG, H.; SUN, W.; XU, Y.; XIAO, X.; YOU, Z.; LIU, C. Characterization and coagulation behavior of polymeric aluminum ferric silicate for high-concentration oily wastewater treatment. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 119, p. 23-32, 2017.

TEH, C. Y.; B., P.M.; SHAK, K.P.Y.; WU, T.Y. Recent advancement of coagulation-flocculation and its application in wastewater treatment. **Ind. Eng. Chem**, v. 55, 16 ed., p. 4363– 4389, 2016.

TRINH, T.K; KANG, L.S. Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Desing**, v. 89, n. 7, p. 1126-1135, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014. 470 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v.1). ISBN: 9788542300536

XIE, P.; CHEN, Y.; MA, J.; ZHANG, X.; ZOU, J.; WANG, Z. A mini review of preoxidation to improve coagulation. **Chemosphere**, v. 155, p. 550–563, 2016.

ZHENG, D.; ANDREWS, R.C.; ANDREWS, S.A.; TAYLOR-EDMONDS, L. Effects of coagulation on the removal of natural organic matter, genotoxicity, and precursors to halogenated furanones. **Water Research**, v. 70, p. 118-129, 2015.

ZHENG, X.Z.; LIN, Y.L; FANG, R.F; ZHOU, X.Y; LIU, Z.; DONG, Z.Y; ZHANG, T.Y; XU, B. Removal of algae and algogenic odor compounds via combined pre-chlorination

and powdered activated carbon adsorption for source water pretreatment. **Separation and Purification Technology**, v. 304, 2023.

ANEXO



Ficha Técnica

CARVÃO ATIVO EM PÓ P.A

CÓDIGO:R04800500-500G

Validade: 06 ANOS

CARACTERÍSTICAS	ESPECIFICAÇÃO
Aspecto	Pó preto inodoro
pH	Alcalino
Iodo	Mín. 800 Mg ₁₂ /g
Densidade aparente	0,40 – 0,55g/cm ³
Umidade	Máx. 10,0%
Cinzas	12,0%
Granulometria retido na malha 325mesh	50,0 – 70,0
Índice de fenol	3,0mg/L
Formula	C
P.M.	12,01g/mol
CAS	7440-44-0

Este documento é emitido eletronicamente e é válido sem assinatura.

Departamento Controle de Qualidade	Químico Responsável Thiago Elias Pereira	CRQ IV Região 044101214
--	--	-----------------------------------

Rua Jacarandá Brasileira, 79 – Loteamento Industrial Vecon Zeta Cep: 13.178-545 – Sumaré/SP
Site:www.acscientifica.com.br Email:laudo@acscientifica.com.br