



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

SONALY RODRIGUES FELIX

**REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO
UTILIZANDO SISTEMAS DE FILTRAÇÃO RÁPIDA DESCENDENTE**

Campina Grande – PB

2026

SONALY RODRIGUES FELIX

**REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO
UTILIZANDO SISTEMAS DE FILTRAÇÃO RÁPIDA DESCENDENTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil Ambiental – PPGECA da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental

Orientadora:

Prof^ª. Dr^a. Andréa Carla Lima Rodrigues

Co-orientadora:

Prof^ª. Dr^a. Mônica de Amorim Coura

Campina Grande – PB

2026

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Sistema de Bibliotecas - SISTEMOTECA
Catalogação de Publicação na Fonte. UFCG - Biblioteca Central

F316r

Felix, Sonaly Rodrigues.

Remoção de ferro e manganês de águas de abastecimento utilizando sistemas de filtração rápida descendente / Sonaly Rodrigues Felix. – 2026.
129 f. : il. color.

Dissertação (mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2026.

“Orientação: Profa. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues, Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura”.

Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Tratamento de água. 3. Carvão Ativado Granular. 4. Delineamento Composto Central. 5. Metodologia de Superfície de Resposta. I. Rodrigues, Andréa Carla Lima. II. Coura, Mônica de Amorim. III. Título.

UFCG/BC

CDU 624(043.3)

SONALY RODRIGUES FELIX

**REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO
UTILIZANDO SISTEMAS DE FILTRAÇÃO RÁPIDA DESCENDENTE**

Dissertação aprovada em: 06 de março de 2026.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Andréa Carla Lima Rodrigues
Universidade Federal de Campina Grande
Orientadora

Prof.^a Dr.^a Mônica de Amorim Coura
Universidade Federal de Campina Grande
Co-orientadora

Prof.^a Dr.^a Dayse Luna Barbosa
Universidade Federal de Campina Grande
Examinadora Interna

Prof.^a Dr.^a Diva Guedes de Araujo Neta
Universidade Federal de Campina Grande
Examinadora Externa



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO(A): SONALY RODRIGUES FELIX / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.^a ANDRÉA CARLA LIMA RODRIGUES - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA, DR.^a MÔNICA DE AMORIM COURA – PPGECA/UFCG – COORIENTADORA, DR.^a DAYSE LUNA BARBOSA – PPGECA/UFCG – EXAMINADORA INTERNA, DR.^a DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA – UFCG – EXAMINADORA EXTERNA (PORTARIA 12/2026). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: “REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO UTILIZANDO SISTEMAS DE FILTRAÇÃO RÁPIDA DESCENDENTE” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 09:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VIDEOCONFERÊNCIA.**
3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VIDEOCONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADA”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, FLÁVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO(A), ALUNA E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 06 DE MARÇO DE 2026**



Documento assinado eletronicamente por **DAYSE LUNA BARBOSA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 06/03/2026, às 11:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **ANDREA CARLA LIMA RODRIGUES, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 06/03/2026, às 11:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 06/03/2026, às 11:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sonaly Rodrigues Felix, Usuário Externo**, em 09/03/2026, às 10:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **FLAVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO (A)**, em 09/03/2026, às 10:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Diva Guedes de Araújo Neta, Usuário Externo**, em 09/03/2026, às 10:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **6301940** e o código CRC **EBF72E85**.

*Dedico este trabalho aos meus pais,
Sayonara e Valfredo, pelo carinho,
apoio incondicional e paciência
ao longo de toda essa jornada.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela fé, força e perseverança que me sustentaram em cada etapa desta jornada, mesmo diante dos desafios enfrentados. Aos meus pais, pelo amor, incentivo constante e por sempre acreditarem no meu potencial, transmitindo valores e educação que moldaram minha trajetória.

Ao meu noivo, Renato, por sua paciência, apoio incondicional e por estar ao meu lado em cada desafio, oferecendo conforto e motivação quando mais precisei.

Às minhas orientadoras, Andréa e Mônica, pela confiança, dedicação e orientação que transformaram dificuldades em aprendizados e são exemplos de amor à docência, me motivando ainda mais a seguir pela caminhada acadêmica.

Aos demais professores e pesquisadores do Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Dayse, Elis e Whelton, pelo acompanhamento, orientação e auxílio na aquisição de insumos, bem como ao grupo de pesquisa de Saneamento, Meio Ambiente e Sustentabilidade (SAMAS), pela troca constante de experiências e apoio no andamento dessa temática.

À concessionária da Paraíba, a Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), Edson, Sérgio e Henrique pela parceria e auxílio nas dúvidas que surgiram no decorrer das análises em laboratório e que possibilitou a realização desta pesquisa com comprometimento social.

Aos meus companheiros de laboratório, Renan e aos alunos de Iniciação Científica (IC), Saulo e Francisco, pelo companheirismo, ajuda prática e compartilhamento das conquistas e desafios durante os ensaios, e aos técnicos dos laboratórios, especialmente à Ismael do Laboratório de Hidráulica (LABHIDRO) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), cuja dedicação na construção do protótipo de filtração tornou este trabalho possível.

Às minhas amigas engenheiras, por compartilhar experiências, risadas e aprendizado, tornando esta jornada mais leve, Patrícia, Solange, Edna e Iranilza.

Por fim, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento, e à Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), que foi minha casa, meu refúgio e base acadêmica durante todos estes anos.

RESUMO

A presença de metais como ferro e manganês em águas de abastecimento representa um desafio ao tratamento de água, devido aos impactos negativos na saúde pública, na estética da água e na eficiência dos processos de tratamento. A Barragem de Nova Camará, localizada em Alagoa Nova, Paraíba, é responsável pelo abastecimento de diversos municípios da região do Brejo Paraibano. Contudo, verifica-se a ocorrência sazonal de ferro e manganês no manancial, o que impõe desafios adicionais às etapas de clarificação e filtração no tratamento convencional. Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar e otimizar o processo de filtração rápida descendente na remoção de ferro e manganês em águas destinadas ao abastecimento público, bem como de parâmetros auxiliares da água, como turbidez e cor aparente. Para isso, foram construídos sistemas de filtração em escala de bancada com diferentes combinações de meios filtrantes, incluindo areia, antracito e Carvão Ativado Granular (CAG). A otimização do processo de filtração foi realizada por meio da análise da influência da espessura do leito filtrante e da taxa de filtração, utilizando-se o Delineamento Composto Central (DCC), associado à Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), abordagem estatística que possibilita a construção de modelos preditivos e determinação de regiões operacionais ótimas. Os resultados indicaram que o filtro constituído por areia e antracito apresentou remoção superior a 81,71% de manganês, sob condições ótimas de clarificação (pH 9,0, dosagem de PAC de 35 mg/L e cloro de 10 mg/L), com espessura de leito filtrante de 50 cm e taxa de filtração de 200 m³/m². dia. Todavia, a turbidez do efluente filtrado não atendeu aos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Por sua vez, os filtros contendo CAG atenderam ao limite de manganês em 50% das amostras analisadas, evidenciando as propriedades de filtração e adsorção desse material. Além disso, apresentaram desempenho satisfatório na remoção de turbidez, com valores entre 0,7 e 1,7 NTU. Verificou-se que tanto a espessura do leito filtrante quanto a taxa de filtração exerceram influência significativa na remoção de ferro e manganês. Para os filtros contendo CAG, devido à predominância de mecanismos de adsorção, destaca-se a necessidade de estudos complementares relacionados aos fenômenos de transferência de massa. Por fim, conclui-se que a otimização da etapa de filtração rápida constitui uma estratégia importante para aprimorar sistemas de tratamento de água diante da presença de metais como ferro e manganês.

Palavras-chave: Tratamento de água; Carvão Ativado Granular; Delineamento Composto Central; Metodologia de Superfície de Resposta.

ABSTRACT

The presence of metals such as iron and manganese in drinking water sources represents a challenge for water treatment systems due to their negative impacts on public health, aesthetic water quality, and treatment process efficiency. The Nova Camará Dam, located in the municipality of Alagoa Nova, Paraíba, Brazil, is responsible for supplying water to several municipalities in the Brejo Paraibano region. However, the seasonal occurrence of iron and manganese in the source water has been observed, posing additional challenges to the clarification and filtration stages of conventional water treatment. In this context, the present study aimed to evaluate and optimize the rapid downward filtration process for the removal of iron and manganese in water intended for public supply, as well as auxiliary water quality parameters such as turbidity and apparent color. For this purpose, bench-scale filtration systems were constructed with different combinations of filter media, including sand, anthracite, and granular activated carbon (GAC). The optimization of the filtration process was carried out by analyzing the influence of filter bed depth and filtration rate using a Central Composite Design (CCD) associated with Response Surface Methodology (RSM), a statistical approach that enables the development of predictive models and the identification of optimal operational regions. The results indicated that the filter composed of sand and anthracite achieved manganese removal higher than 81,71% under optimal clarification conditions (pH 9.0, polyaluminum chloride (PAC) dosage of 35 mg L⁻¹, and chlorine dosage of 10 mg L⁻¹), with a filter bed depth of 50 cm and a filtration rate of 200 m³ m⁻² day⁻¹. However, the turbidity of the filtered effluent did not comply with the limits established by Brazilian drinking water regulation (GM/MS Ordinance No. 888/2021). In contrast, filters containing GAC met the manganese standard in approximately 50% of the analyzed samples, highlighting the filtration and adsorption properties of this material. In addition, these filters showed satisfactory turbidity removal performance, with values ranging from 0.7 to 1.7 NTU. It was also observed that both filter bed depth and filtration rate significantly influenced iron and manganese removal. For filters containing GAC, due to the predominance of adsorption mechanisms, further studies focusing on mass transfer phenomena are recommended. Finally, it can be concluded that the optimization of the rapid filtration stage is an important strategy for improving water treatment systems in the presence of metals such as iron and manganese.

Keywords: Water treatment; Granular Activated Carbon; Central Composite Design; Response Surface Methodology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Etapas do tratamento convencional em ETA.....	26
Figura 2: Mecanismos atuantes na filtração	29
Figura 3: Fluxograma de uma estação de remoção de Fe e Mn de águas	39
Figura 4: Fluxograma metodológico do estudo.....	47
Figura 5: Mapa de localização da área de estudoFonte: Autoria própria (2025)	48
Figura 6: Croqui do Sistema Adutor Nova Camará	50
Figura 7: Seixos de diferentes granulometrias utilizados como camada suporte.....	52
Figura 8: Materiais utilizados como leito filtrante: a) areia; b) antracito e c) CAG 8x30	52
Figura 9: Sistema de filtração desenvolvido	54
Figura 10: Curvas de calibração para a) ferro e b) manganês	58
Figura 11: Padrões utilizados nos ensaios para a) ferro e b) manganês	59
Figura 12: Configuração dos ensaios de clarificação e filtração na primeira campanha	61
Figura 13: Configuração dos sistemas de filtração na primeira campanha.....	61
Figura 14: Configuração dos sistemas de filtração na segunda campanha	63
Figura 15: Filtros da segunda campanha: a) areia e antracito; b) areia, antracito e CAG 8 x 16 e c) CAG 8 x 30.....	64
Figura 16: Curva granulométrica para a areia	68
Figura 17: Curva granulométrica para o antracito	68
Figura 18: Curva granulométrica para o CAG 8 x 30	69
Figura 19: Gráfico combinado para a remoção de: a) ferro; b) manganês e c) turbidez e d) pH para a primeira campanha.....	73
Figura 20: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1	78
Figura 21: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1	80
Figura 22: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1	82
Figura 23: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) ferro; b) manganês para o filtro 1	87
Figura 24: Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando a remoção simultânea de ferro e manganês	88

Figura 25: Gráfico combinado para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente e c) pH para o filtro 1	89
Figura 26: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2	93
Figura 27: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2	95
Figura 28: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2.....	97
Figura 29: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) ferro; b) manganês e c) turbidez para o filtro 2	102
Figura 30: Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando a remoção simultânea de ferro, manganês e turbidez	105
Figura 31: Gráfico combinado para a remoção de: a) cor aparente e b) pH para o filtro 2 ..	106
Figura 32: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3	109
Figura 33: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3	111
Figura 34: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3.....	113
Figura 35: Gráfico combinado para a remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez; d) cor aparente e e) pH para o filtro 3	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros de filtros de camada dupla, segundo a NBR 12216/1992	34
Tabela 2: Estequiometria teórica de reações de oxidação para ferro e manganês.....	38
Tabela 3: Padrão organoléptico de potabilidade	44
Tabela 4: Parâmetros especificados pelos fabricantes.....	53
Tabela 5: Tempo de esvaziamento das taxas de filtração da segunda campanha	55
Tabela 6: Caracterização das campanhas de amostragem na ETA Nova Camará	56
Tabela 7: Valores de monitoramento fornecidos pela concessionária da ETA Nova Camará	59
Tabela 8: DCC-CFC filtros com areia, antracito e CAG 8 x 16.....	65
Tabela 9: DCC-CFC filtros com CAG 8 x 30	66
Tabela 10: Características físicas calculadas para os materiais filtrantes em estudo	69
Tabela 11: Resultados da caracterização físico-química da água afluenta a ETA Nova Camará no ano de 2025.....	71
Tabela 12: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de areia e antracito no tratamento das águas da Barragem Nova Camará.....	77
Tabela 13: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 1	84
Tabela 14: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis significativas das etapas de filtração para o filtro 1	85
Tabela 15: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de filtração para o filtro 1.....	86
Tabela 16: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de areia, antracito e CAG no tratamento das águas da Barragem Nova Camará.....	92
Tabela 17: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 2	100
Tabela 18: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis significativas das etapas de filtração para o filtro 2	100
Tabela 19: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de filtração para o filtro 2.....	101
Tabela 20: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de CAG no tratamento das águas da Barragem Nova Camará	108
Tabela 21: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 3	115

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação e tratamento para água doce de abastecimento para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005	25
Quadro 2: Aplicações de tecnologias de tratamento em águas superficiais para remoção de metais.....	41
Quadro 3: Parâmetros físico-químicos para análise da qualidade de água	43
Quadro 4: Aplicações do DCC-MSR no tratamento de águas para abastecimento	46
Quadro 5: Ensaios de caracterização dos materiais filtrantes	52
Quadro 6: Métodos utilizados para determinação dos parâmetros físico-químicos	58
Quadro 7: Desempenho dos filtros com base nos melhores valores dos parâmetros	119

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
CAG	Carvão Ativado Granular
CAP	Carvão Ativado em Pó
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CEC	Contaminantes Emergentes
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
C.U.	Coefficiente de Uniformidade
$d_{10} \mid T_{ef}$	Tamanho Efetivo Diâmetro do grão correspondente a 10 % mais fino
d_{50}	Diâmetro do grão correspondente a 50 % mais fino
d_{60}	Diâmetro do grão correspondente a 60 % mais fino
DBP	Subprodutos da desinfecção
DCC	Delineamento Composto Central
ETA	Estação de Tratamento de Água
FAD	Filtração por Ar Dissolvido
GM	Gabinete do Ministro
HAA	Ácidos Haloacéticos
MESH	Malha
MP	Microplásticos
MS	Ministério da Saúde
MSR	Metodologia de Superfície de Resposta
MON	Matéria Orgânica Natural
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
ONU UN	Organização das Nações Unidas
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OMS WHO	Organização Mundial de Saúde
PAC	Policloreto de Alumínio
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
PPGECA	Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental
R ²	Coeficiente de Determinação
SINISA	Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
TAS	Taxa de Aplicação Superficial
UEPB	Universidade Estadual de Campina Grande
THM	Trihalometanos
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
VMP	Valor Máximo Permitido
V.O.	Valor Observado
V.P.	Valor Predito

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	21
1.1.1 Objetivo Geral	21
1.1.2 Objetivos Específicos	21
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1 RECURSOS HÍDRICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA PARA O ABASTECIMENTO	22
2.2 ASPECTOS LEGAIS E REGULATÓRIOS DE QUALIDADE DE ÁGUA	24
2.3 PROCESSOS E OPERAÇÕES UNITÁRIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA	26
2.3.1. Pré-oxidação	27
2.3.2. Coagulação e floculação	27
2.3.3. Decantação	28
2.3.4. Filtração	28
2.3.4.1 Filtração rápida descendente	28
2.3.4.2. Materiais utilizados	30
2.3.4.3. Fatores influentes do desempenho da filtração	32
2.3.4.4. Projeto e operação do sistema de filtração descendente	34
2.3.5. Desinfecção	35
2.4. PRESENÇA DE FERRO E MANGANÊS EM MANANCIAIS	35
2.5. PROCESSOS DE REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS	37
2.6. PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	43
2.7. PLANEJAMENTO DE EXPERIMENTOS	44
3. MATERIAIS E MÉTODOS	47
3.1 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	48
3.1.1. Caracterização do Sistema Adutor Nova Camará	48
3.1.2. Caracterização geral da ETA Nova Camará	51
3.2 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL	51
3.2.1. Caracterização física dos materiais filtrantes	51
3.2.2. Construção dos sistemas de filtração em bancada	53
3.2.3. Locais de coleta e amostragem	56
3.3. ENSAIOS E DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL (DCC)	57
3.3.1. Determinação dos parâmetros físico-químicos	57
3.3.2. Ensaio de clarificação e filtração	59
3.3.2.1. Primeira campanha	60
3.3.2.2. Segunda campanha	62
3.3.3. Definição dos fatores e níveis do DCC	64
3.4. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	66

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS FILTRANTES	67
4.2. CARATERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA	71
4.3. ENSAIOS DA PRIMEIRA CAMPANHA	72
4.4. ENSAIOS DA SEGUNDA CAMPANHA	76
4.4.1. Otimização da etapa de filtração do tratamento convencional	76
4.4.1.1. Otimização do Filtro 1	77
4.4.1.2. Otimização do Filtro 2	92
4.4.1.3. Otimização do Filtro 3	107
4.4.2. Discussão dos resultados e análise comparativa	119
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	122
REFERÊNCIAS	124

1. INTRODUÇÃO

Os mananciais superficiais, como rios, lagos e reservatórios, frequentemente enfrentam problemas quanto à presença de ferro e manganês nas águas. Esses metais podem advir da erosão de rochas e solos ou serem introduzidos a partir de atividades industriais e humanas como a mineração e a agricultura.

Em concentrações elevadas, o ferro pode provocar alterações gastrointestinais e a exposição prolongada ao manganês presente em águas potáveis pode causar efeitos neurotóxicos em crianças, incluindo prejuízos no desempenho cognitivo, na função verbal e na pontuação de QI (Bjørklund; Chartrand; Aaseth, 2017). Esses riscos reforçam a importância do controle rigoroso desses elementos nos sistemas de abastecimento.

Nesse contexto, a Portaria de Potabilidade nº 888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde (MS), define os valores máximos permitidos de 0,3 mg/L e 0,1 mg/L para ferro e manganês, respectivamente, em águas utilizadas para o consumo humano.

O tratamento pode ser relativamente simples em águas subterrâneas, mas se torna mais complexo em águas superficiais, cuja presença de matéria orgânica é mais frequente (Chang *et al.*, 2022; Moruzzi; Reali, 2012). Dessa forma, compreender os mecanismos de remoção de ferro e manganês, considerando as formas químicas em que esses elementos se apresentam e suas concentrações, é essencial para manter a resiliência da Estação de Tratamento (ETA) e escolher a técnica de remoção mais adequada (Costa *et al.*, 2024).

Dentre os processos que podem ser adotados em uma ETA para remoção das concentrações de ferro e manganês estão a aeração seguida por filtração rápida em areia ou outros materiais filtrantes e a aeração seguida de coagulação, decantação e filtração, com o uso de coagulantes químicos ou alternativos (Haukelidsaeter *et al.*, 2024).

A oxidação seguida de filtração tem se mostrado uma alternativa eficiente para eliminar ferro e manganês, evitando problemas como alterações na cor e sabor da água, além de danos às tubulações. Nesse contexto, diversos materiais têm sido estudados para a remoção de metais, como o Carvão Ativado Granular (CAG), devido às suas propriedades adsorptivas que podem elevar a eficiência na remoção de ferro e manganês durante a filtração (Almeida *et al.*, 2019).

A aplicação desse tratamento melhora as condições sanitárias, reduz custos de manutenção do sistema de distribuição e promove maior segurança hídrica às comunidades atendidas. Entretanto, a realização de ensaios em escala real nem sempre é viável, o que torna indispensável a condução de testes em laboratório. Ainda assim, esses ensaios podem demandar

um elevado número de experimentos, o que implica maior consumo de reagentes e tempo experimental limitado.

Diante dessas restrições, torna-se essencial a adoção de estratégias sistemáticas para avaliação das variáveis de maior impacto no processo. Na filtração rápida, parâmetros como espessura do leito filtrante, taxa de filtração e pH (Potencial Hidrogeniônico) afetam diretamente os mecanismos de retenção, oxidação e adsorção, influenciando a eficiência do sistema. Assim, estudos têm buscado otimizar os processos de clarificação e filtração por meio de ferramentas estatísticas capazes de avaliar efeitos lineares, quadráticos e interações entre variáveis. Entre essas abordagens, destaca-se o Delineamento Composto Central (DCC) associado à Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), que permite a otimização e a construção de modelos preditivos com menor número de ensaios (Taoufik *et al.*, 2020).

Nesse contexto, insere-se a Barragem Nova Camará, reconstruída após o desastre geológico ocorrido em 2004, cuja água é destinada ao tratamento na ETA Nova Camará, localizada no município de Alagoa Nova/PB. O sistema é responsável pelo abastecimento de treze municípios do estado da Paraíba, atendendo a cerca de 120 mil pessoas (Paraíba, 2018). Contudo, a ocorrência sazonal de ferro e manganês no manancial tem comprometido a qualidade da água fornecida. Essa situação gera impactos sociais e econômicos, levando parte da população a recorrer à compra de água mineral ou ao uso de fontes alternativas, muitas vezes sem controle de qualidade.

Diante desse cenário, torna-se fundamental a busca por soluções que auxiliem os órgãos gestores na adoção de alternativas de tratamento eficazes e operacionalmente viáveis. Assim, a presente pesquisa visa contribuir para as investigações acerca da definição de um tratamento eficaz para remoção de ferro e manganês das águas de Nova Camará, por meio da avaliação de diferentes materiais filtrantes e da aplicação do Delineamento Composto Central aliado à Metodologia de Superfície de Resposta (DCC-MSR) para otimização das variáveis operacionais. Pretende-se, dessa forma, estabelecer condições otimizadas que subsidiem uma metodologia técnica consistente, contribuindo para a melhoria da qualidade da água de abastecimento, a proteção da saúde pública e o suporte à tomada de decisão pelos gestores.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar e otimizar o desempenho do processo de filtração rápida descendente, em escala de bancada, na remoção de ferro e manganês em águas destinadas ao abastecimento público.

1.1.2 Objetivos Específicos

Para obtenção do objetivo geral, almeja-se cumprir os seguintes objetivos específicos:

- Quantificar a eficiência de remoção de ferro e manganês por filtração rápida descendente, utilizando diferentes meios filtrantes (areia, antracito e carvão ativado granular) aplicados a águas previamente oxidadas e clarificadas;
- Avaliar, por meio de planejamento experimental baseado no Delineamento Composto Central (DCC) e na Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), a influência das variáveis operacionais (espessura das camadas e taxa de filtração) e suas interações sobre a remoção de ferro e manganês e sobre os parâmetros de turbidez, cor aparente e pH;
- Identificar as condições operacionais otimizadas do sistema, visando subsidiar sua aplicação na ETA Nova Camará.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo está estruturado em sete seções. A primeira seção apresenta um panorama da gestão dos recursos hídricos e da qualidade da água destinada ao abastecimento público. A segunda seção aborda os aspectos legais e regulatórios relacionados à qualidade da água no Brasil, com destaque para a Portaria GM/MS nº 888/2021, que dispõe sobre os padrões de potabilidade, e para a classificação das águas doces estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Na terceira seção são descritas as etapas do tratamento convencional de água, incluindo o acréscimo dos processos de pré-oxidação e adsorção. A quarta e a quinta seção tratam dos problemas associados à presença de ferro e manganês em águas de abastecimento, bem como das principais tecnologias de tratamento empregadas para a remoção desses metais. A sexta seção contempla os principais parâmetros utilizados na avaliação da qualidade da água para abastecimento. Por fim, a sétima seção apresenta os fundamentos do planejamento de experimentos e da metodologia de superfície de resposta.

2.1 RECURSOS HÍDRICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA PARA O ABASTECIMENTO

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) fazem parte de uma ação global da Organização das Nações Unidas (ONU) para erradicar a pobreza e proteger o meio ambiente. Entre os ODS a serem alcançados estão a garantia ao acesso à água potável e ao saneamento para todos (UN, 2015).

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), em 2025, 84,1% da população total é atendida com rede de abastecimento de água, dos quais 92,3% destinam-se às áreas urbanas e 22,9% às áreas rurais. Conforme Biswas (2022), o crescimento urbano nos países desenvolvidos e em desenvolvimento apresenta grandes disparidades. Se por um lado, os países desenvolvidos experimentam um crescimento em conjunto com a melhoria das condições socioeconômicas, permitindo uma gestão eficaz, por outro, os países em desenvolvimento enfrentam desafios que comprometem sua sustentabilidade.

Esses desafios incluem a insegurança fundiária e déficit habitacional, bem como questões ambientais, a exemplo da má gestão de resíduos e mudanças climáticas, que demandam soluções eficientes e inovadoras, razão pela qual a tecnologia é essencial para a melhoria dos resultados de desenvolvimento e gestão urbana (Awuah; Abdulai, 2022).

A contaminação dos açudes por rejeitos oriundos de atividades antrópicas é atualmente um dos maiores fatores de risco para a saúde humana, especialmente em países em desenvolvimento que apresentam condições precárias de saneamento básico e suprimento de água potável (Silva, 2015).

Nos últimos anos, a contaminação dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos tem se tornado cada vez mais frequente, devido ao aumento das atividades industriais e agrícolas. No contexto do crescimento populacional e, conseqüentemente, da crescente demanda por abastecimento de água, tem se tornado cada vez mais difícil garantir esse serviço de forma adequada (Sawyer; McCarty; Parkin, 2003).

Vliet *et al.* (2021) observaram, a partir da construção de um modelo com diferentes constituintes da qualidade da água superficial e o uso de tecnologias de água limpa, que a escassez hídrica é motivada tanto por questões de quantidade, quanto por qualidade de água. Os resultados indicaram uma maior proporção de pessoas afetadas quando a qualidade da água é considerada (cerca de 40%), em comparação com análises baseadas exclusivamente na quantidade (aproximadamente 30%).

Nesse contexto, além dos aspectos quantitativos e qualitativos, a compreensão conceitual dos processos de degradação ambiental é fundamental para o planejamento de políticas públicas.

Para isso, é conveniente destacar a distinção conceitual que se faz entre poluição e contaminação. Segundo Heller (2010), enquanto a poluição é definida como a alteração das propriedades físicas, químicas, radiológicas ou biológicas naturais do meio ambiente (ar, água e solo), causada por substâncias ou formas de energia que podem prejudicar a saúde, segurança e bem-estar das populações, a contaminação é um caso particular de poluição, caracterizado pelo lançamento na água de elementos nocivos à saúde humana, animal ou vegetal.

Nesse cenário, torna-se essencial conhecer as fontes de deterioração das águas, a fim de evitar os caminhos que levam à poluição e, conseqüentemente, reduzir os impactos negativos à saúde humana e os custos com o tratamento de água (Rauh; Hughes, 2024).

Diante do exposto, evidencia-se que a garantia do abastecimento de água em condições adequadas depende não apenas da disponibilidade quantitativa dos recursos hídricos, mas, sobretudo, da manutenção de sua qualidade. Nesse sentido, a gestão integrada dos mananciais e o aprimoramento dos processos de tratamento tornam-se elementos fundamentais para assegurar a proteção da saúde pública e a sustentabilidade dos sistemas de abastecimento.

2.2 ASPECTOS LEGAIS E REGULATÓRIOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

A água potável deve ser segura e aceitável em aparência, sabor e odor, conforme priorizado pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Entretanto, uma água esteticamente aceitável não garante sua segurança, pois pode conter elementos tóxicos ou contaminação organolepticamente indetectáveis e/ou ser microbiologicamente contaminada. A OMS publicou três edições de diretrizes para água potável – 1983-1984, 1993-1997 e 2004 –, como sucessoras aos padrões internacionais anteriores, publicados em 1958, 1963 e 1971, com a quarta edição das "Diretrizes de Qualidade para Água Potável" publicada em 2011 (WHO, 2011).

A fim de atender à Agenda 2030, a ONU lançou o ODS 6, que visa garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos, a partir dos seguintes objetivos: gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis, eliminação da defecação a céu aberto, redução do despejo de produtos químicos e materiais perigosos, maximização da eficiência do uso da água em todos os setores, expansão para a cooperação internacional e o apoio à capacitação de países, em desenvolvimento, em atividades e programas relacionados à água e ao saneamento, bem como o fortalecimento da participação das comunidades locais.

No Brasil, a Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, define o setor de abastecimento de água como usuário prioritário. No entanto, dentre as diretrizes da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) está a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade. Ao considerar a água um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, a gestão deve ser descentralizada com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, visando a utilização racional e integrada dos recursos hídricos (Brasil, 1997). Além da atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), a PNRH define os seguintes instrumentos:

- os Planos de Recursos Hídricos;
- o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

O art. 9 da PNRH traz que o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, visa (i) assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e (ii) diminuir os custos de combate à poluição das águas, a partir de ações preventivas.

O art. 10 considera que as classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental, sendo o caso da Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, complementada e alterada pela Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 também do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ambas as resoluções dispõem 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. Observa-se no Quadro 1 a classificação das águas para abastecimento para consumo humano.

Quadro 1: Classificação e tratamento para água doce de abastecimento para consumo humano, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005

Destinação	Salinidade	Classificação / Tratamento
Abastecimento para consumo humano	Doce	Especial / com desinfecção
		Classe 1 / tratamento simplificado
		Classe 2 / tratamento convencional
		Classe 3 / tratamento convencional ou avançado
	Salina	Não se aplica
	Salobra	Classe 1 / tratamento convencional ou avançado

Legenda:

- águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 %;
- águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 % e inferior a 30 %;
- águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 %.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2005)

Nesse viés, o Ministério da Saúde (MS) do Brasil publicou no dia 4 de maio de 2021 a Portaria de Potabilidade nº 888 que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, com um conjunto de valores permitidos para diferentes parâmetros.

Embora a maioria dos padrões nacionais de qualidade da água sejam desenvolvidos com base nas diretrizes da OMS, os valores paramétricos podem variar devido às diferentes condições ambientais, sociais, econômicas e culturais (Postawa; Hayes, 2013).

A Portaria de Potabilidade nº 888 traz a definição de água para consumo humano como água potável destinada à ingestão, preparação de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem. Entretanto, o tratamento da água, em si, não é suficiente para garantir sua potabilidade, uma vez que a qualidade pode se deteriorar durante a distribuição, reservação e consumo.

A legislação brasileira adota uma visão sistêmica, considerando a água desde o manancial até o consumo, com medidas como proteção dos mananciais, tecnologias de tratamento adequadas, operação correta das estações de tratamento e controle da contaminação no sistema de distribuição, para garantir a segurança sanitária (Heller, 2010).

Assim, o arcabouço legal brasileiro estabelece uma abordagem integrada para garantir a qualidade da água destinada ao consumo humano, articulando gestão ambiental e vigilância sanitária. Contudo, a efetividade dessas normas depende do monitoramento contínuo e da aplicação adequada dos processos de tratamento, de modo a assegurar a conformidade com os padrões de potabilidade e a proteção da saúde pública.

2.3 PROCESSOS E OPERAÇÕES UNITÁRIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Em sistemas de abastecimento de água objetiva-se o controle e a qualidade da água para fornecimento a população e a garantia de uma distribuição adequada. Libânio (2016) afirma que, na potabilização das águas naturais, as tecnologias de tratamento apresentam, basicamente, três fases nas quais os processos e operações unitárias hão de se inserir: clarificação – abrangendo as etapas de coagulação, floculação e decantação/flotação – filtração e desinfecção, esquematizado na Figura 1.

Figura 1: Etapas do tratamento convencional em ETA



Fonte: SINISA (2025)

Adicionalmente às etapas do tratamento convencional, podem ser incorporadas operações complementares, como os processos de pré-oxidação e adsorção, com o objetivo de aprimorar a eficiência do tratamento e a remoção de compostos específicos. Nesse contexto, Cantoni *et al.* (2024), ao avaliarem a aplicação de processos oxidativos seguida de adsorção em CAG para a remoção de Contaminantes Emergentes (CECs), reportaram uma eficiência média de remoção de 83%. A pré-oxidação, que pode empregar diferentes agentes oxidantes, como cloro, dióxido de cloro, permanganato de potássio ou ozônio, atua como precedente à adsorção. Esses processos complementares ao tratamento convencional são apresentados nas seções seguintes, com foco maior na etapa de filtração.

2.3.1. Pré-oxidação

O processo de pré-oxidação pode ser realizado através da aeração que consiste na remoção e precipitação de compostos inorgânicos, tais como ferro e manganês, e voláteis, bem como gases indesejáveis utilizando aeradores (Brasil, 2006). Entretanto, quando essa técnica se mostra insuficiente, pode-se avaliar a aplicação de oxidantes químicos, como cloro (pré-cloração), ozônio, dióxido de cloro, permanganato de potássio e peróxido de hidrogênio, com o objetivo de reduzir a concentração de contaminantes orgânicos e inorgânicos não eficientemente removidos nas unidades convencionais das ETAs.

Contudo, embora a pré-cloração seja amplamente utilizada devido à sua simplicidade e baixo custo, sua aplicação requer monitoramento em função da possível formação de Subprodutos da Desinfecção (DPB). Nesse sentido, He *et al.* (2022) verificaram que a pré-oxidação com cloro pode favorecer a formação direta de trihalometanos (THMs) e ácidos haloacéticos (HAAs), apresentando efeito limitado na redução de DBPs nas etapas subsequentes de desinfecção.

2.3.2. Coagulação e floculação

O processo de coagulação–floculação consiste em uma etapa físico-química na qual coagulantes são adicionados à água contendo substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas ou em suspensão, bem como microrganismos, como bactérias, algas e vírus, promovendo a desestabilização de partículas coloidais. Parâmetros como cor, turbidez, sabor, odor e diversos contaminantes orgânicos e inorgânicos geralmente estão associados a essas partículas, tornando necessária a aplicação da coagulação química para facilitar a remoção dessas impurezas nas etapas subsequentes do tratamento de água (Benalia *et al.*, 2024; Heller, 2010).

Dentre os coagulantes inorgânicos mais utilizados estão o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o hidróxi-cloreto de alumínio/policloreto de alumínio (HCA ou PAC), sendo a dispersão do coagulante realizada nas unidades de mistura rápida, geralmente por meio de calhas Parshall.

O Sulfato de Alumínio [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$], conhecido como alúmen, é o coagulante à base de alumínio mais utilizado no tratamento de água potável, apresentando melhor desempenho em faixas de pH entre 5,0 e 8,0 (Netto *et al.*, 1987). O Policloreto de Alumínio (PAC), por sua vez, é um coagulante inorgânico polimérico pré-hidrolisado que tem se destacado no tratamento de

águas de abastecimento e residuárias, devido à formação de hidróxidos de alumínio mais densos, que favorecem a remoção de partículas e matéria orgânica.

Enquanto a coagulação corresponde à etapa de desestabilização das partículas coloidais, a floculação consiste em um processo físico de condicionamento que promove o crescimento dos núcleos formados, possibilitando sua agregação em flocos maiores e mais densos, favorecendo a rápida decantação (Landim, 2005).

2.3.3. Decantação

A etapa de decantação em ETAs objetiva promover a separação, por ação da gravidade, dos flocos formados nas etapas de coagulação e floculação, removendo partículas em suspensão e coloidais da água. As unidades de decantação são projetadas com base na Taxa de Aplicação Superficial (TAS), que está diretamente relacionada com a velocidade de sedimentação das partículas suspensas na água e é calculada dividindo-se a vazão afluente ao decantador pela sua área em planta (Heller, 2010).

Conforme Netto *et al.* (1987) os decantadores são tanques onde se evita ao máximo a turbulência, em que as partículas grandes, na ordem de 10 mm, precipitam-se com um movimento acelerado, enquanto as pequenas, inferiores a 0,1 mm, no seu movimento de deposição apresentam velocidade constante e, as extremamente pequenas, são objeto do movimento browniano, não sendo sedimentáveis dentro do tempo de permanência na unidade.

2.3.4. Filtração

A filtração cabe essencialmente a remoção de partículas em suspensão, microrganismos, tais como bactérias e cistos e oocistos de protozoário, e podem ser classificados em lentos e rápidos, de acordo com a velocidade em que a água atravessa o leito filtrante, sendo de baixa ou alta taxa, respectivamente (Libânio, 2016). Em adição, a filtração depende do sentido do escoamento e pode ocorrer de forma ascendente ou descendente.

2.3.4.1 Filtração rápida descendente

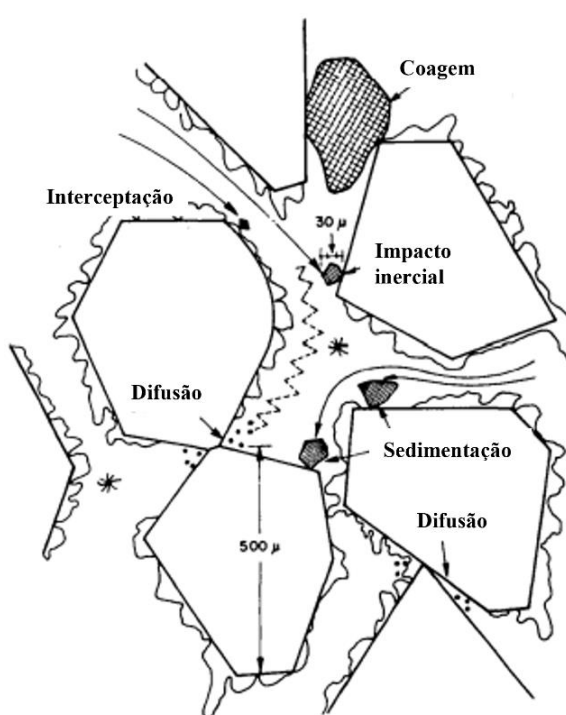
A filtração rápida/alta taxa de fluxo descendente é amplamente utilizado ETAs e essa unidade se localiza após coagulação, floculação e sedimentação ou Flotação por Ar Dissolvido

(FAD). Pode ser de camada simples, quando há apenas um material no leito filtrante ou de camadas múltiplas.

O leito filtrante é sustentado por uma camada suporte, geralmente constituída por seixos rolados ou pedregulhos, que se apoia sobre um fundo falso responsável pela coleta da água filtrada. Sua importância é relativa a impedir que os grãos do meio filtrante passem através dos orifícios de coleta de água filtrada e sejam arrastados pelo efluente, bem como otimiza a distribuição adequada da água de lavagem (Libânio, 2016).

Ademais, Heller (2010) destaca que, nas ETAs, a filtração rápida em meio granular resulta da atuação conjunta de três mecanismos fundamentais: transporte das partículas até o meio filtrante, aderência dessas partículas aos grãos do material filtrante e seu eventual desprendimento ao longo do processo. A Figura 2 apresenta os mecanismos de coagem, sedimentação, interceptação, difusão e impacto inercial atuantes durante a filtração.

Figura 2: Mecanismos atuantes na filtração



Fonte: Valência (1992)

A coagem ocorre quando o diâmetro das partículas excede o tamanho dos poros do meio filtrante, promovendo sua retenção mecânica, enquanto a sedimentação e a interceptação resultam do contato das partículas com os grãos. Também atuam o impacto inercial, pelo desvio das linhas de fluxo e colisão com o meio, e a difusão, associada ao movimento browniano (Libânio, 2016).

Enquanto a aderência ocorre em decorrência de interações físico-químicas entre as partículas suspensas e a superfície dos grãos do meio filtrante, destacam-se as forças de Van der Waals, as interações eletrostáticas, relacionadas às cargas elétricas envolvidas, e a formação de pontes químicas, geralmente mediadas por íons ou produtos da coagulação, que favorecem a fixação das partículas ao leito filtrante.

2.3.4.2. Materiais utilizados

Segundo Propolsky e Romanovski (2025), os materiais filtrantes podem ser classificados, quanto à sua origem, em naturais, sintéticos e naturais modificados. Entre os materiais naturais, destaca-se a areia de quartzo (dióxido de silício), amplamente utilizada como camada de retenção em sistemas de filtração para o tratamento de água potável. Outro material natural é o antracito, um combustível sólido fóssil classificado como rocha sedimentar organogênica, que, quando comparado a filtros de leito de areia equivalentes, apresenta ciclos de filtração mais longos, menores perdas de carga e menor taxa de retrolavagem.

Nesse contexto, a escolha do material filtrante exerce papel fundamental na eficiência dos processos de filtração em sistemas de tratamento de água. Estudos conduzidos por Chabi *et al.* (2024) avaliaram a remoção de microplásticos (MPs) com diâmetro inferior a 10 µm em água potável por meio de um sistema de filtração rápida em areia, em escala piloto. Os resultados demonstraram que esse sistema apresentou elevada capacidade de remoção e imobilização desses contaminantes, alcançando eficiência de até 98% para MPs com diâmetro < 10 µm, evidenciando o desempenho da areia de quartzo como meio filtrante na retenção de partículas finas.

Apesar da elevada eficiência dos filtros rápidos de areia, esse tipo de sistema apresenta algumas limitações operacionais, destacando-se o desenvolvimento acentuado de perda de carga ao longo do meio filtrante, uma vez que a maior parte das partículas é retida predominantemente nas camadas superiores do leito. Como alternativa, empregam-se filtros rápidos de dupla camada, compostos por uma camada superior de antracito sobre uma camada inferior de areia. Nessa configuração, o escoamento ocorre de um meio mais grosseiro para um meio mais fino, promovendo uma distribuição mais uniforme da retenção de partículas ao longo do leito e retardando o aumento da perda de carga (Hasan; Al-Baidhani; Al-Saadi, 2020).

Além dos meios filtrantes convencionais, estudos de Propolsky e Romanovski (2025) destacam o potencial de utilização de materiais filtrantes modificados no tratamento de águas subterrâneas. Esses materiais, produzidos a partir de resíduos reciclados ou de baixo custo,

podem atuar como meios catalíticos, promovendo maior eficiência e estabilidade na remoção de ferro já nos estágios iniciais da filtração. Adicionalmente, esses materiais apresentam camadas com propriedades inativadoras de microrganismos, sendo empregados para mitigar a formação de películas orgânicas na superfície do meio filtrante.

Ressalta-se que a escolha final do material filtrante deve considerar, de forma integrada, critérios técnicos e econômicos, incluindo os custos de transporte, britagem e peneiramento do material, bem como a viabilidade de reaproveitamento dos resíduos gerados.

Nesse contexto, o Carvão Ativado Granular (CAG) apresenta-se como uma alternativa promissora para aplicação em sistemas de filtração. Trata-se de um material que pode ser produzido a partir de diferentes matérias-primas, como casca de coco e casca de arroz, conferindo-lhe características físico-químicas específicas conforme o processo de fabricação (Emboaba, 2019).

A adsorção constitui um dos principais mecanismos de remoção no processo de filtração, atuando de forma complementar aos demais mecanismos previamente descritos. Nesse processo, partículas finas e compostos dissolvidos aderem à superfície do meio filtrante por forças intermoleculares, contribuindo para o aumento da eficiência da remoção de contaminantes (Patil; Chavan; Oubagaranadin, 2016)

Esse fenômeno envolve interações entre a substância adsorvida (adsorvato) e o material adsorvente, por meio de ligações de hidrogênio, interações dipolo–dipolo e forças de van der Waals. Entre os adsorventes mais utilizados no tratamento de água destacam-se a alumina e o carvão ativado, empregado tanto na forma pulverizada (CAP) quanto granular (CAG).

Estudos têm demonstrado a aplicação do CAG na remoção de diferentes contaminantes em sistemas de abastecimento de água. No município de Crato, Ceará, a análise de 35 pontos de abastecimento identificou concentrações de ferro e manganês acima dos limites permitidos, sendo recomendada a oxidação com hipoclorito de cálcio seguida de filtração em leito de CAG como alternativa eficaz para a remoção desses metais (Almeida *et al.*, 2019). De forma semelhante, Emboaba (2019) avaliou diferentes materiais filtrantes submetidos à oxidação por ozônio e verificou que o CAG apresentou desempenho superior como meio suporte de filtração, demonstrando maior eficiência na remoção de metais.

Além disso, Taoufik *et al.* (2020) investigaram a remoção de nitrato por adsorção em CAG, destacando sua elevada eficiência, atribuída à alta porosidade e à grande área superficial específica do material, características que favorecem a retenção de contaminantes dissolvidos.

O processo de adsorção também é utilizado para a remoção de corantes e outros poluentes orgânicos solúveis presentes em efluentes, sendo também eficaz na remoção de

substâncias tóxicas, como pesticidas, fenóis e cianetos, que frequentemente não são tratados de forma adequada por métodos convencionais (Patil; Chavan; Oubagaranadin, 2016). A eficiência do processo é influenciada por diversos parâmetros operacionais, como a concentração inicial do poluente, a dosagem do adsorvente, o pH, a temperatura e o tempo de contato (Taoufik *et al.*, 2020).

Considerando que os processos de desinfecção são indispensáveis para garantir a segurança microbiológica da água, mas podem resultar na formação de DBPs, a adsorção tem se destacado como uma das técnicas mais eficientes para o controle desses compostos. Nos últimos anos, o uso de nanomateriais como adsorventes tem ganhado destaque por sua capacidade de reduzir de forma eficaz os precursores de DBPs antes da desinfecção.

Entretanto, a dificuldade de reciclagem desses materiais ainda representa um entrave para sua aplicação em larga escala (He *et al.*, 2022). Para o uso do CAG, também podem ocorrer limitações operacionais, uma vez que o material requer regeneração periódica, geralmente em intervalos de um a três anos. Além disso, o controle adequado da retrolavagem é fundamental, pois o desenvolvimento de biofilme sobre os grãos de CAG pode alterar o desempenho do filtro. Nesse contexto, recomenda-se a reposição parcial com CAG virgem, bem como a consideração dos efeitos do biofilme sobre o processo de filtração (Kramer *et al.*, 2021).

Estudos conduzidos por Gibert *et al.* (2013) destacam a influência da formação de biofilme em leitos de CAG, indicando que sua presença pode modificar os mecanismos de remoção de contaminantes. Assim, a realização de estudos em escala piloto é frequentemente recomendada para avaliar a formação e o crescimento desse biofilme, bem como para investigar o controle de subprodutos e aprimorar estratégias operacionais de filtração e retrolavagem (Bridgehouse *et al.*, 2023).

2.3.4.3. Fatores influentes do desempenho da filtração

O conhecimento das características granulométricas dos materiais granulares que compõem o meio filtrante é imprescindível para que se possa projetar um sistema de filtração. O tamanho dos grãos e a distribuição são obtidos através da análise granulométrica do material granular, utilizando-se peneiras padronizadas, e determinando a porcentagem de material retido em cada peneira. Segundo Propolsky e Romanovski (2025), apresentam-se a seguir alguns dos parâmetros empregados na caracterização do meio filtrante:

- **Tamanho e distribuição dos grãos:** O tamanho dos grãos do meio filtrante exerce influência direta sobre a taxa de filtração e a qualidade do filtrado. Meios constituídos por partículas

de menor diâmetro apresentam maior área superficial específica, favorecendo a retenção de partículas, porém promovem maior perda de carga e, consequentemente, menores taxas de filtração. Em contrapartida, materiais com grãos de maior diâmetro possuem menor área superficial específica, permitindo maiores taxas de filtração, porém com redução da eficiência na remoção de impurezas;

- Grau de homogeneidade do meio: A partir de ensaio granulométrico determinar dois parâmetros essenciais: coeficiente de uniformidade (C.U.) e tamanho ou diâmetro efetivo (T_{ef} ou d_{10}). Expresso pelo coeficiente de uniformidade (C.U.), definido pela Equação 1:

$$C.U. = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

Onde,

- d_{60} : o tamanho dos grãos abaixo do qual ficam 60% da massa do material granular
- d_{10} : tamanho efetivo, e representa o tamanho dos grãos abaixo do qual ficam 10% da massa do material granular.

Meios filtrantes mais uniformes ($C.U. < 2$) favorecem a penetração mais profunda e homogênea dos contaminantes ao longo da camada filtrante, especialmente em filtração descendente, proporcionando melhor aproveitamento da capacidade de retenção de impurezas e condições mais eficientes de retrolavagem (aumento da carreira de filtração). Em contrapartida, materiais com elevados valores de C.U. exigem a redução da intensidade da retrolavagem para evitar a perda de grãos mais finos;

- Fator de forma dos grãos: Razão entre a superfície do grão e a de uma esfera de mesmo volume. Grãos angulares geram maiores vazios e menor retenção de partículas, enquanto materiais com maior área superficial favorecem a adesão e a qualidade do filtrado, porém aumentam a abrasão do meio filtrante;
- Porosidade do material: Refere-se ao volume total de vazios do leito filtrante, influenciando a capacidade de armazenamento de impurezas, o desenvolvimento da perda de carga e a duração do ciclo de filtração. Meios filtrantes mais porosos tendem a apresentar maior capacidade de armazenamento de impurezas e ciclos de filtração mais longos, com retardamento do aumento da perda de carga;

Em relação à lavagem de filtros rápidos, normalmente é feita utilizando-se água no sentido ascensional para promover a fluidificação e, consequentemente, acarretar uma expansão adequada do meio filtrante, com liberação das impurezas retidas (Di Bernardo, 1993). A carreira

de filtração é definida como o intervalo de tempo entre o momento que um filtro é colocado em operação e o momento em que ele é retirado de operação para limpeza (Heller, 2010).

2.3.4.4. Projeto e operação do sistema de filtração descendente

O projeto e a operação de sistemas de filtração descendente são determinantes para a eficiência do tratamento de água, influenciando a qualidade do filtrado, a perda de carga e a duração dos ciclos de filtração. Este tópico apresenta os principais critérios técnicos que orientam o dimensionamento e a operação desses sistemas.

No Brasil, os meios filtrantes são geralmente de camada simples ou dupla. Os primeiros são formados por areia e os segundos por areia e antracito. A NBR 12216 (ABNT, 1992) referente ao projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público estabelece as características dos filtros de camada dupla, segundo a Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros de filtros de camada dupla, segundo a NBR 12216/1992

Parâmetro	Areia	Antracito
Espessura mínima (cm)	25	45
Tamanho efetivo (mm)	0,4 a 0,45	0,8 a 1
Coeficiente de uniformidade	1,4 a 1,6	$\leq 1,4$

Fonte: ABNT NBR 12216 (1992)

Ademais, a camada suporte do leito filtrante deve ser constituída por material disposto em estratos com granulometria decrescente no sentido ascendente. Em relação à taxa de filtração é definida como a razão entre a vazão aplicada e a área superficial do filtro, estabelecendo-se para filtros de camada simples e dupla valores máximos de 180 e 360 m³/m². dia, respectivamente, conforme a NBR 12216, a qual também determina que, na lavagem em contracorrente, a vazão de água deve proporcionar expansão do leito filtrante entre 20% e 30%, com velocidade ascensional adequada para promover a desagregação e remoção dos sólidos retidos.

A NBR 11799 (ABNT, 2024) que estabelece especificações, amostragem, métodos de ensaio e critérios de aplicação para materiais filtrantes como areia, carvão antracitoso, argila expandida e pedregulho, também apresenta orientações relativas à operação e à lavagem dos filtros, bem como aos procedimentos de preparo das amostras para ensaios laboratoriais, incluindo a determinação da composição granulométrica e de parâmetros geotécnicos, como a massa específica dos materiais, a qual deve ser igual ou superior a 2,5 g/cm³ para a areia e igual ou superior a 1,4 g/cm³ para o antracito.

2.3.5. Desinfecção

Segundo Libânio (2016), a desinfecção consiste na destruição ou inativação de organismos patogênicos, capazes de causar doenças, a exemplo de vírus e bactérias. Dentre os agentes químicos utilizados estão: cloro, em sua forma gasosa, hipoclorito de cálcio ou de sódio, bromo, iodo, ozônio e peróxido de hidrogênio e os íons metálicos, prata e cobre, enquanto dentre os agentes físicos destacam-se o calor e a radiação ultravioleta (Heller, 2010).

Embora a desinfecção seja uma etapa indispensável para assegurar a segurança microbiológica da água potável, esse processo resulta, de forma inevitável, na formação de DBPs, os quais apresentam potenciais efeitos adversos à saúde humana, incluindo citotoxicidade, mutagenicidade, teratogenicidade e carcinogenicidade (He *et al.*, 2022).

No contexto da presença de metais em sistemas de abastecimento, Khadse *et al.* (2015) observaram que uma ETA na área industrial de Hingna, na Índia, abastecida pelo Lago Ambazari e operando com tratamento convencional, apresentou coloração amarelada e formação de precipitados marrom a preto após a cloração, tornando a água esteticamente inaceitável. Esse fenômeno, frequentemente relatado em ETAs, foi atribuído à presença residual de ferro e manganês não completamente removidos nas etapas anteriores do tratamento, os quais foram posteriormente oxidados pela adição de cloro.

Os processos e operações unitárias do tratamento de água atuam de forma integrada, sendo o desempenho do sistema condicionado ao controle adequado das variáveis operacionais em cada etapa. A eficiência da clarificação, filtração e desinfecção depende do correto dimensionamento das unidades, da dosagem de reagentes e do controle do pH. Nesse contexto, a compreensão dos mecanismos envolvidos na filtração rápida descendente é essencial para otimizar a remoção de ferro e manganês e assegurar a qualidade da água tratada

2.4. PRESENÇA DE FERRO E MANGANÊS EM MANANCIAIS

Segundo Postawa e Hayes (2013), o ferro e o manganês estão entre os dez elementos mais abundantes na crosta terrestre e podem estar presentes no ambiente em vários estados de oxidação. Na água, o ferro existe principalmente como Fe (II) ou Fe (III) e o manganês como Mn (II) e Mn (IV). Em águas subterrâneas o ferro ocorre geralmente na forma bivalente, enquanto nas águas superficiais frequentemente se apresenta na forma de suspensão coloidal de ferro trivalente. Quando exposto ao oxigênio ou desinfetante durante o tratamento e distribuição

de água, o Fe (II) é oxidado para a forma insolúvel de Fe (III), que precipita e pode resultar no acúmulo de ferro na rede de distribuição.

O ferro reduzido solúvel simples é o ferro ferroso (Fe^{2+}) e o manganês reduzido solúvel simples é manganês manganoso (Mn^{2+}), encontrados, sobretudo, em águas naturais de baixo pH e na ausência de oxigênio, a exemplo de camadas inferiores estratificadas de reservatórios, onde há intensa degradação de matéria orgânica, sobretudo no período seco, em que há redução do Oxigênio Dissolvido (OD), tornando o ambiente anaeróbico no fundo (Wu *et al.*, 2023).

Quando oxidado, o ferro muda para ferro férrico (Fe^{3+}), de coloração vermelha a preta, e o manganês frequentemente muda para as formas insolúveis Mn^{3+} ou Mn^{4+} , de coloração púrpura a preta, e ambos podem formar combinações com muitos outros elementos, como os hidróxidos, bicarbonatos e sulfatos (APHA, 2023).

Quanto às concentrações de ferro e manganês, elas variam amplamente devido a fatores como tempo, vazão e operação da planta, podendo exigir monitoramento contínuo, embora a amostragem discreta seja geralmente suficiente e mais econômica. O monitoramento contínuo do ferro pode auxiliar no controle do processo de coagulação, considerando ciclos sazonais, diurnos e semanais que influenciam as concentrações, além de eventos aleatórios e tendências de longo prazo (Postawa; Hayes, 2013).

Os métodos de precipitação para determinação de altas concentrações de ferro mais citados na literatura são espectrofotometria de absorção atômica, espectroscopia de emissão usando gás neon ionizado e o método colorimétrico da fenatrolina (Silva; Oliveira, 2001). Os métodos colorimétricos baseiam-se na reação de um íon metálico com um reagente para formar uma substância colorida que absorve luz em um comprimento de onda específico na região UV-Visível, em que a intensidade da cor está relacionada à concentração do metal na amostra, logo, para garantir a medição da concentração total, todas as formas do metal devem ser convertidas na forma reativa sob condições específicas (Postawa; Hayes, 2013).

É importante destacar que a presença de metais na água pode representar tanto benefícios quanto riscos, dependendo de suas concentrações e formas químicas. Em determinadas regiões, fatores geológicos e interações com matéria orgânica podem resultar em concentrações naturalmente elevadas no solo e nos recursos hídricos. Embora alguns metais sejam essenciais à biota em baixos teores, concentrações superiores aos limites recomendados podem comprometer os sistemas de tratamento, afetar a qualidade da água distribuída e causar impactos aos corpos hídricos receptores (Hikon; Yebpella, 2024).

O ferro é essencial para processos metabólicos como transporte de oxigênio, síntese de DNA e transporte de elétrons, sendo acumulado no fígado e no baço, enquanto o manganês,

também vital para animais e vegetais, é um nutriente essencial, mas pode ser neurotóxico em altas concentrações (Postawa; Hayes, 2013). Na irrigação, por exemplo, o ferro não causa tantos problemas de toxicidade em solos com boa aeração, mas, além de certos limites, contribui para a acidez e indisponibilidade de fósforo e molibdênio (Silva; Oliveira, 2001).

Os teores excessivos de ferro nas águas apresentam vários inconvenientes, dentre eles problemas estéticos, mancham tecidos, roupas e utensílios, causam sabor desagradável “metálico”, interferem em processos industriais, causam depósitos e incrustações nas tubulações, ocasionando a corrosão, e possibilitam o desenvolvimento de bactérias ferruginosas nocivas (*crenatrix*) (Richter; Netto, 1998).

Em consonância, o manganês apresenta problemas semelhantes, porém, muito mais graves, causando inicialmente sintomas psiquiátricos, seguidos de distúrbios neurológicos como distonia e bradicinesia. Estudos de Bjørklund, Chartrand e Aaseth (2017) identificaram uma associação significativa entre concentrações elevadas de manganês na água potável e a redução do desempenho cognitivo, da função verbal e das pontuações de Quociente de Inteligência (QI). Outro ponto abordado pelos autores refere-se às crianças pequenas que se destacam como o grupo mais vulnerável a esses efeitos, especialmente em regiões com presença de resíduos industriais ou onde o manganês é lixiviado do solo para a água potável.

Quanto à tentativa de evitar processos de contaminação secundária da água na rede de distribuição com íons de ferro e manganês, muitas publicações sugerem o uso de inibidores de corrosão, à exemplo dos ortofosfatos e polifosfatos, entretanto, nem sempre os estudos encontram efeitos benéficos, visto que ação anticorrosiva preventiva dos próprios fosfatos muda significativamente ao longo do tempo (Postawa; Hayes, 2013).

A ocorrência de ferro e manganês em mananciais não se limita a uma questão natural, mas representa um desafio técnico recorrente para os sistemas de abastecimento. A variabilidade de suas formas químicas e concentrações exige monitoramento e controle operacional rigorosos. Sem estratégias adequadas de oxidação e remoção, esses elementos comprometem a estabilidade do tratamento e a qualidade da água distribuída

2.5. PROCESSOS DE REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS

Dentre os processos para remoção de ferro e manganês nas águas, estão: aeração seguida por leito de contato ou filtração e a aeração seguida de coagulação, decantação e filtração, entretanto, se o ferro e manganês estiverem presentes junto com a matéria orgânica, as águas, em geral, necessitam de um tratamento químico (coagulação e precipitação) e a filtração, sendo

a escolha do processo em função das impurezas (Richter; Netto, 1998). A Tabela 2 apresenta as reações de oxidação e a quantidade teórica de oxidantes calculada por estequiometria.

Tabela 2: Estequiometria teórica de reações de oxidação para ferro e manganês

Oxidante	Reação	Estequiometria
Ferro		
$O_2 (aq)$	$2Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + 5H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3(s) + 4H^+$	0,14 mg : 1 mg Fe
$O_3 (aq)$	$2Fe^{2+} + O_3 + 5H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3(s) + O_2 + 4H^+$	0,43 mg : 1 mg Fe
HOCl	$2Fe^{2+} + HOCl + 5H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3(s) + Cl^- + 5H^+$	0,64 mg : 1 mg Fe
KMnO ₄	$3Fe^{2+} + MnO_4 + 7H_2O \rightarrow 3Fe(OH)_3(s) + MnO_2 + 5H^+$	0,94 mg : 1 mg Fe
ClO ₂	$5Fe^{2+} + ClO_2 + 13H_2O \rightarrow 5Fe(OH)_3(s) + Cl^- + 11H^+$	0,24 mg : 1 mg Fe
Manganês		
$O_2 (aq)$	$Mn^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + H_2O \rightarrow MnO_2(s) + 2H^+$	0,29 mg : 1 mg Mn
$O_3 (aq)$	$Mn^{2+} + O_3 + H_2O \rightarrow MnO_2(s) + O_2 + 2H^+$	0,88 mg : 1 mg Mn
HOCl	$Mn^{2+} + HOCl + H_2O \rightarrow MnO_2(s) + Cl^- + 3H^+$	1,30 mg : 1 mg Mn
KMnO ₄	$3Mn^{2+} + 2KMnO_4 + 2H_2O \rightarrow 5MnO_2(s) + 4H^+$	1,92 mg : 1 mg Mn
ClO ₂	$Mn^{2+} + 2ClO_2 + 2H_2O \rightarrow MnO_2(s) + 2ClO^{2-} + 4H^+$	2,45 mg : 1 mg Mn

Fonte: APHA (2023)

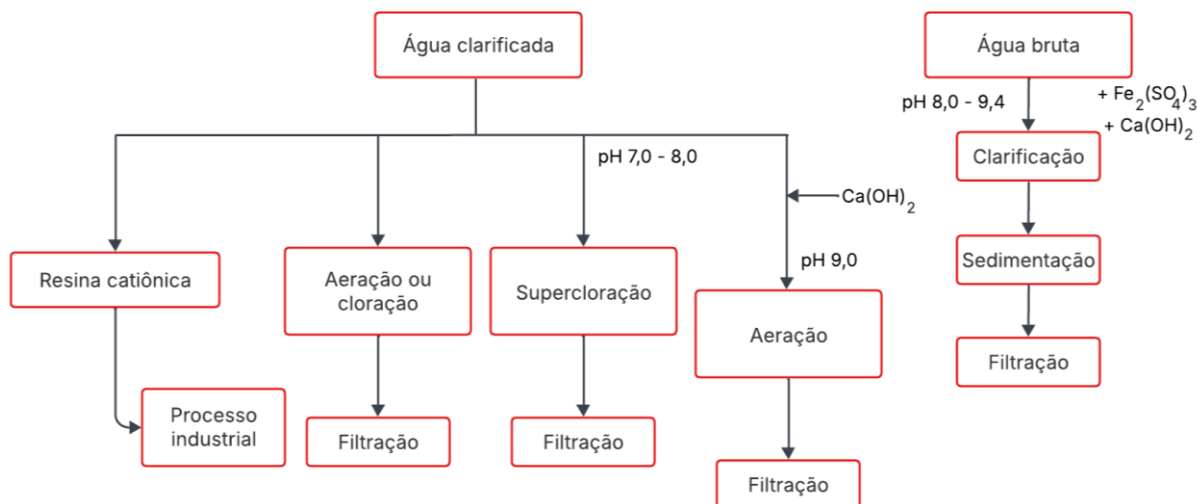
Segundo a APHA (2023), as três formas mais comuns de oxidantes para tratamento de água são: oxigênio (do ar), cloro (Cl₂), gasoso ou em solução, a partir de hipoclorito de cálcio (Ca(ClO)₂), e permanganato de potássio (KMnO₄), em solução, além do uso do ozônio (O₃), dióxido de cloro (ClO₂), luz ultravioleta e peróxido de hidrogênio (H₂O₂).

Conforme Dantas *et al.* (2011), a matéria orgânica dissolvida (MOD) presente em mananciais, geralmente estão associadas com metais como o ferro e o manganês e, quando complexados, a remoção destes metais em ciclo completo (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) ou por filtração direta (coagulação e filtração) não é eficiente, necessitando do uso adicional da oxidação ou/e adsorção em carvão ativado ou/e filtração em membranas.

A determinação para avaliar se o ferro e o manganês estão organicamente ligados e em que porcentagem exige métodos complexos, difíceis e caros, logo, sugere-se o monitoramento do Carbono Orgânico Total (COT) como indicador de possível complexação, por exemplo, valores acima de 2,0 a 2,5 mg/L podem indicar dificuldades na remoção por pré-oxidação/filtração direta (APHA, 2023).

A Figura 3 apresenta um fluxograma de uma estação de remoção de ferro e manganês de águas.

Figura 3: Fluxograma de uma estação de remoção de Fe e Mn de águas



Fonte: Filho (1987)

Conforme APHA (2023), o ferro e o manganês podem ser removidos por meio de tecnologias alternativas, tais como: o *Manganese Green Sand*, composta por um mineral natural que contém óxidos de manganês e possui propriedades de adsorção e oxidação; filtros de pressão com zeólita, sem o uso de oxidante, que remove tanto a dureza, quanto os íons solúveis de ferro e manganês; métodos biológicos, em que a ação bacteriana oxida o Fe e o Mn, e os precipitados resultantes ficam presos dentro do meio filtrante circundante e FAD que remove os precipitados formados após a oxidação do Fe e Mn dissolvidos por agentes, tanto químicos, quanto por aeração.

Em adição, Patil, Chavan e Oubagaranadin (2016) apresentam diferentes tecnologias para a remoção de manganês, entre as quais se destacam a precipitação química — técnica que consiste na conversão de íons manganês solúveis em precipitados insolúveis, sendo necessário pH superior a 9,4 para alcançar reduções significativas —, troca iônica, filtração por membranas, oxidação seguida de filtração (a mais comumente empregada), eletrocoagulação e adsorção.

Portanto, o monitoramento das espécies químicas de Fe e Mn é essencial para identificar falhas no processo de remoção. Se persistir a presença dos compostos solúveis, mesmo após a oxidação é um indicativo de um processo ineficiente, sendo possivelmente influenciado por pH, temperatura, dosagem de coagulante, entre outros fatores. Por outro lado, a falha na remoção por meio dos filtros pode indicar condições operacionais inadequadas, a exemplo das camadas filtrantes utilizadas, velocidade excessiva de filtração e sujeiras, além da presença de partículas muito finas que não são retidas na camada filtrante.

Nesse contexto, o Quadro 2 apresenta estudos que evidenciam diferentes abordagens aplicadas à remoção de ferro e manganês em águas superficiais e subterrâneas. A tecnologia adotada neste estudo foi selecionada com base em critérios técnicos, compatibilidade com as características da água analisada e viabilidade operacional em escala experimental. As demais alternativas não foram aprofundadas por não se alinharem ao escopo e às condições definidas para esta pesquisa.

Embora existam diversas tecnologias disponíveis, sua eficácia está condicionada à adequada interpretação das características da água bruta e ao rigor no controle operacional. Assim, a eficiência do tratamento depende da integração entre pré-oxidação e filtração, bem como do controle das variáveis físico-químicas envolvidas.

Quadro 2: Aplicações de tecnologias de tratamento em águas superficiais para remoção de metais

Estudo	Tecnologia / local	Metodologia	Parâmetros analisados	Principais resultados
Anderson <i>et al.</i> (2023)	Remoção do COD, ferro e manganês utilizando clarificação e filtração com CAG/ ETA Nova Escócia - Canadá	Simulação com três filtros, incluindo o CAG, em água com elevada MON, para remoção de ferro e manganês	Ferro, manganês e COD	O CAG proporcionou uma remoção de aproximadamente 60% do COD e uma redução significativa no potencial de formação de DBPs
Che Harun <i>et al.</i> (2022)	Investigar o desempenho do filtro rápido de areia em diferentes velocidades/ Água subterrânea de Kg Budi Kelantan.	O desempenho da areia como um foi avaliado por perda de carga, qualidade do efluente, sedimento depositado e tempo de serviço do filtro	Turbidez, pH, ferro e manganês	A remoção de Mn, Fe e turbidez foi registrada usando velocidade de 4,38 m/h seguida por 2,95 m/h e 2,4 m/h
Rodeghiero (2022)	Avaliar o emprego de um sistema de Eletrodialise (ED) para a remoção de Ferro e Manganês em água/ Represa Lomba do Sabão em Porto Alegre - RS	Ensaio de eletrodialise com diferentes amostras, sintéticas e reais, inclusive com uma amostra real aplicado pré-tratamento com PAC	Condutividade, pH, ferro e manganês, COD	A combinação de ED e uma etapa de pré-tratamento, aumentam a eficiência quando comparado com a amostra real. Ao avaliar a remoção dos metais obteve-se uma remoção de 89% para o Ferro e 98% para o Manganês
Silveira (2017)	Filtração adsorptiva em zeólitas/ Manancial de abastecimento de Irati - PR	Emprego de filtro rápido por gravidade utilizando-se de zeólita adsorvente como meio filtrante, com e sem oxidante	pH, turbidez, cor aparente e verdadeira, ferro e manganês	A zeólita utilizada sem oxidação prévia de cloro resultou em remoção média de ferro e manganês satisfatória para pequenas concentrações
Paz (2016)	Utilização de Zeólita natural como material de 2ª camada/ ETA Iapó - PR	Emprego de filtro rápido descendente e a gravidade, com troca do material de 2ª camada sem alterações de sua tipologia construtiva e operacional	Ferro e manganês total, cor aparente, turbidez e pH	Apresentou eficiência média de: 100,00% para remoção de manganês; 96,17% para remoção de ferro; 99,90% para remoção de cor aparente; e 98,96% para remoção de turbidez
Silva (2015)	Oxidação avançada com o reagente Fenton na oxidação da microcistina-LR/ Água potável distribuída em Campina Grande - PB	Preparação da água de estudo com adição de cultivo de células lisadas de <i>Microcystis aeruginosa</i> com água potável desclorada	Turbidez, cor aparente e cor verdadeira	Após a etapa de oxidação observou-se degradação significativa de Microcistina-LR e redução de COD. Após a sedimentação de 15 minutos o reagente Fenton possibilitou remoção de turbidez 100%, cor aparente 90%, cor verdadeira 91% e COD 70%

Quadro 2: Aplicações de tecnologias de tratamento em águas superficiais para remoção de metais (continuação)

Estudo	Tecnologia / local	Metodologia	Parâmetros analisados	Principais resultados
Dutra (2014)	Avaliar o desempenho de coagulantes orgânicos e inorgânicos em ensaios de bancada/ Barragem Araçagi - PB	Emprego de <i>jar test</i> com diferentes dosagens de coagulantes orgânicos e inorgânicos	Turbidez, cor aparente e cor verdadeira, pH, manganês e ferro	Os coagulantes orgânicos apresentaram melhor desempenho, obtendo até 97% de remoção de manganês para o coagulante a base de Angico e remoção de 75% de ferro utilizando o coagulante Tanfloc
Leal (2013)	Avaliar a remoção de substâncias húmicas aquáticas, ferro e manganês/ ETA Florianópolis - SC	Uso de membranas de ultrafiltração/nanofiltração, e precedidas de tratamento por coagulação-floculação-sedimentação	pH, cor aparente e verdadeira, turbidez, ferro e manganês, alumínio, absorvância, COD, alcalinidade, dureza, coliformes totais e E. Coli	Com as membranas de nanofiltração foram obtidas remoções quase completas de ferro dissolvido, e altas para substâncias húmicas
Dantas <i>et al.</i> (2011)	Avaliar a eficiência da oxidação com o cloro precedida de coagulação, filtração em areia e adsorção em carvão ativado granular (CAG)/ Água bruta do rio Itapanhaú - SP	Emprego do <i>jar test</i> com o uso de filtros de laboratório (de areia e de CAG) e membranas de ultrafiltração	Turbidez, cor aparente e verdadeira, ferro e manganês, alcalinidade, COD e pH	A adsorção em CAG após a coagulação com sulfato de alumínio e filtração em areia foi a única condição de tratamento estudada cujos resultados atenderam ao padrão de potabilidade
Di Bernardo e Teixeira (1986)	Avaliar a influência das características das camadas-suporte e de areia na filtração direta ascendente/ ETA de São Carlos - SP	Emprego de 3 filtros pilotos em paralelo, que diferiam entre si pela espessura das camadas, bem como dos efeitos causados pela perda de carga, por piezômetros, e duração das carreiras de filtração	Turbidez, cor e microorganismos	A utilização da camada de areia com espessura de 2 m e camada suporte de 40 cm, levou a um baixo valor de turbidez que se manteve durante toda a duração das carreiras e o filtro com camada suporte de 120 cm levou a maiores carreiras de filtração

Fonte: Autoria própria (2025)

2.6. PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

De acordo com Price e Heberling (2018), o projeto e a operação de uma estação de tratamento de água potável fundamentam-se, entre outros aspectos, nas características físicas, químicas e microbiológicas da água de origem, sendo imprescindível a adequada caracterização da água bruta para a definição das tecnologias e das etapas de tratamento mais apropriadas.

A contaminação por microrganismos patogênicos constitui um relevante ameaça à saúde pública, razão pela qual diferentes organismos indicadores são empregados na avaliação da qualidade da água, destacando-se os coliformes totais e *Escherichia coli*; contudo, o aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica tem suscitado discussões acerca da necessidade de indicadores alternativos ou complementares (Wen *et al.*, 2020).

No que se refere aos parâmetros de natureza química e física utilizados na avaliação da qualidade da água, destacam-se as variáveis apresentadas e descritas no Quadro 3.

Quadro 3: Parâmetros físico-químicos para análise da qualidade de água

Parâmetro	Definição	Fonte
Turbidez	Medida óptica da quantidade de material particulado em suspensão na água. Quanto maior a turbidez, mais opaca a água (ou seja, menor a penetração da luz)	Trevathan; Read; Sattar (2022)
	Indicador utilizado após a etapa de filtração, pois a turbidez pode oferecer proteção aos microrganismos no contato com os desinfetantes	Brasil (2006)
pH	Concentração de íons hidrogênio em uma solução	Heller (2010)
	Águas naturais tendem a apresentar pH próximo da neutralidade, devido à sua capacidade de tamponamento, entretanto, fatores como características do solo podem contribuir para a alteração do pH	
Cor verdadeira	Medição na amostra sem remoção das partículas em suspensão, refletindo a contribuição conjunta de substâncias dissolvidas e materiais particulados	APHA (2023)
Cor aparente	Medição após a remoção das partículas em suspensão (por filtração ou centrifugação), representando apenas as substâncias dissolvidas	
Gosto e odor	Podem indicar contaminação e falhas no tratamento ou na manutenção do sistema de distribuição, e têm origem biológica ou química, bem como pode surgir devido à atividade microbiológica ou corrosão das tubulações	Heller (2010)
Alcalinidade	Capacidade da água em neutralizar os ácidos ou de resistir às alterações de pH, funcionando como uma solução tampão	Brasil (2006)
	Influência na coagulação química, pois alguns coagulantes têm caráter ácido, consomem alcalinidade e tendem a reduzir o pH	Heller (2010)

Fonte: Autoria própria (2025)

No âmbito da filtração rápida descendente, esses parâmetros constituem indicadores operacionais essenciais, pois permitem avaliar tanto a eficiência de remoção de partículas e metais quanto a estabilidade do processo ao longo das carreiras de filtração.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece os Valores Máximos Permitidos (VMP) para determinados parâmetros de qualidade da água para consumo humano, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Padrão organoléptico de potabilidade

Parâmetro	VMP
Cor aparente	15 uH
Ferro	0,3 mg/L
Manganês	0,1 mg/L
Turbidez	0,5 uT em 95% das amostras, 1,0 uT no restante das amostras mensais coletadas*

Legenda:
*VMP (Valor Máximo Permitido) após filtração rápida
uT: Unidade de turbidez
uH: Unidade Hazen

Fonte: Portaria GM/MS nº 888 (2021)

2.7. PLANEJAMENTO DE EXPERIMENTOS

O planejamento de experimentos constitui etapa fundamental na condução de estudos experimentais, pois possibilita avaliar de forma sistemática a influência de variáveis controláveis sobre as respostas de interesse, promovendo maior eficiência, redução do número de ensaios e maior confiabilidade estatística dos resultados. Nesse contexto, definem-se previamente os fatores (variáveis independentes) e as variáveis resposta. Diferentemente do método clássico, no qual se varia um fator por vez mantendo os demais constantes, abordagens estatísticas permitem avaliar simultaneamente efeitos individuais e interações entre fatores (Taoufik *et al.*, 2020).

Para um sistema com k fatores avaliados em dois níveis, o planejamento fatorial completo requer 2^k ensaios, sendo denominado planejamento fatorial 2^k (Neto; Scarminio; Bruns, 2001). Essa abordagem possibilita o ajuste de modelos matemáticos de regressão e a construção da Superfície de Resposta, que descreve o comportamento da variável dependente em função das combinações dos níveis dos fatores (Silva, 2024).

Quando há necessidade de estimar efeitos quadráticos e aprimorar o ajuste do modelo, emprega-se a Metodologia de Superfície de Resposta (MSR) associada a delineamentos específicos, como o Delineamento Composto Central (DCC). O DCC é estruturado a partir de pontos fatoriais, axiais e centrais, permitindo estimar efeitos lineares, interações e termos

quadráticos, além de avaliar o erro experimental (Arruda, 2018). Sua configuração depende do valor de α , que define propriedades como rotacionalidade e ortogonalidade. Quando $\alpha = 1$, obtém-se o delineamento centrado na face, no qual os pontos axiais situam-se nos limites da região fatorial, resultando em três níveis por fator (Asghar *et al.*, 2014).

Os pontos centrais, realizados com repetições, possibilitam a estimativa do erro puro e a verificação da estabilidade da variância. Recomenda-se realizar de três a cinco repetições do ponto central quando α estiver próximo de $\sqrt{k}$ e, no mínimo, duas quando α estiver próximo de 1 (Neves, 2024).

A escolha adequada da faixa inicial de variação dos fatores é etapa determinante na MSR, pois define a escala de codificação e influencia a qualidade do modelo ajustado (Neto; Scarminio; Bruns, 2001). Além disso, o uso de softwares estatísticos para aplicação do DCC-MSR permite simular diferentes cenários operacionais em sistemas de tratamento de água, reduzindo a necessidade de intervenções experimentais extensas e otimizando recursos (Arruda, 2018).

O Quadro 4 reúne estudos da literatura que aplicaram o DCC associado à MSR em processos de tratamento de água para abastecimento, evidenciando sua aplicabilidade na modelagem e otimização de variáveis operacionais.

O DCC associado à MSR constitui ferramenta robusta para modelagem e otimização de processos no tratamento de água, permitindo avaliar efeitos individuais e interações entre variáveis operacionais. No contexto da filtração rápida descendente, essa abordagem favorece a identificação de condições ótimas de operação. Assim, o planejamento experimental assegura maior confiabilidade e consistência estatística aos resultados.

Quadro 4: Aplicações do DCC-MSR no tratamento de águas para abastecimento

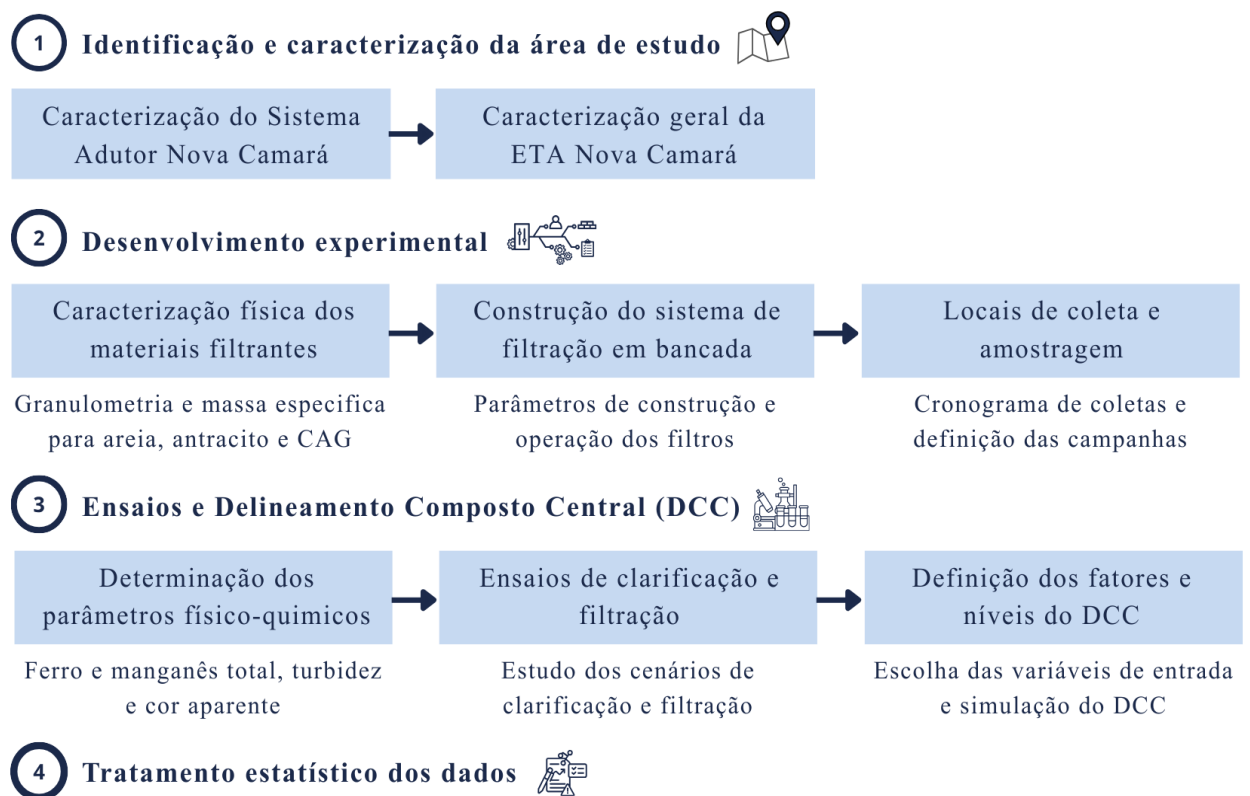
Estudo	Objetivo	Metodologia	Parâmetros analisados	Principais resultados
Benalia <i>et al.</i> (2024)	Otimizar os parâmetros no processo de coagulação-floculação com uso de biocoagulante à base de Aloe vera em escala laboratorial e semi-industrial/ETA de Ibn Ziad, Constantine, Argélia	Otimização de variáveis (pH e dosagem) usando o DCC-MSR por meio de <i>jar test</i> e aplicação em escala piloto	Turbidez e Sólidos Totais em Suspensão	Remoção de 99,13% e 94,0% para turbidez e SST e eficiência de remoção foi de 98,45% e 92,29%, respectivamente, aplicados em uma planta piloto
Silva (2024)	Otimizar duas tecnologias de tratamento para as águas de abastecimento, a partir da utilização do planejamento fatorial DCCR, associado à MSR/Açude Grande, Cajazeiras, PB	Otimização do processo de adsorção por CAP, a partir da otimização da dosagem de CAP e coagulante, pH, bem como do tratamento convencional e filtração	DQO e cor verdadeira	Melhor concentração do coagulante de 60 mg/L e pH de 6, com remoção de turbidez de 67,30% e cor aparente de 78,13%. Filtro de camada simples com areia obteve melhor desempenho
Mutar; Saleh (2022)	Nanobentonita modificada para remoção de arsênio vindo de água residual de um hospital	DCC para escolher o melhor cenário de otimização com as variáveis de pH, dosagem e tempo de contato	Remoção de arsênio	Três fatores operacionais foram otimizados de pH (5,5), dose de bentonita (100 mg/L) e tempo de contato (5 min) e os resultados da isoterma de adsorção foram bem ajustados com o modelo de Langmuir
Taoufik <i>et al.</i> (2020)	Otimizar e modelar a remoção de nitrato de soluções aquosas sintéticas utilizando o processo de adsorção por CAG	Otimização de variáveis (pH, concentração de nitrato, tempo de contato e massa de CAG) usando o DSS-MSR	Remoção de nitrato	As condições ótimas foram: concentração inicial de nitrato = 15 mg/L, pH inicial = 4,0, massa de carvão ativado = 25 mg e tempo de contato = 70 min
Arruda (2018)	Comparação entre diagramas de coagulação e método DCC-MSR para águas com elevada turbidez/ Riacho do Pinhal - SP	Ensaio de <i>jar test</i> utilizando PAC com variação do pH e da dosagem aplicada	Turbidez	O DCC-MSR permitiu a determinação das condições ótimas com 12 ensaios, mantendo elevada eficiência de remoção de turbidez. As condições ótimas situaram-se na faixa de pH 7,7 a 8,1 e dosagem de PAC entre 2,0 e 3,1 mg Al ₂ O ₃ L ⁻¹

Fonte: Autoria própria (2025)

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento (LABSAN) e no Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), campus Campina Grande – PB, com o objetivo de avaliar a remoção de ferro e manganês da água proveniente da Barragem Nova Camará, responsável pelo abastecimento da ETA em Alagoa Nova/PB. Para isso, foram realizados ensaios de bancada utilizando o equipamento *jar test*, destinados à oxidação prévia dos metais, seguidos de filtração em filtros confeccionados com diferentes espessuras de leito, taxas de filtração e materiais filtrantes. A metodologia adotada para o desenvolvimento da pesquisa está estruturada conforme as etapas apresentadas no fluxograma da Figura 4.

Figura 4: Fluxograma metodológico do estudo



Fonte: Autoria própria (2025)

É importante ressaltar que essa pesquisa utilizou dados coletados pelo grupo de pesquisa Saneamento, Meio Ambiente e Sustentabilidade (SAMAS) da UFCG.

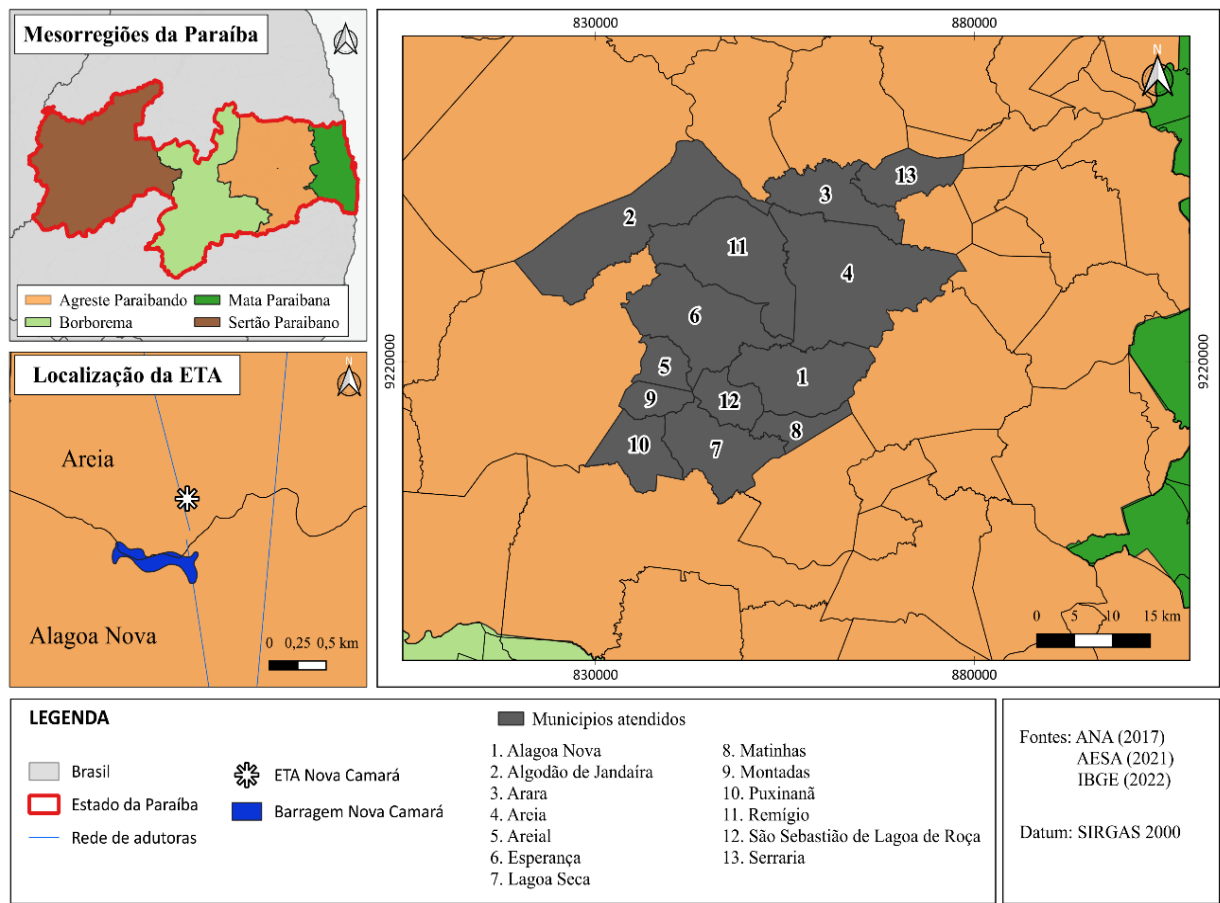
3.1 IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1.1. Caracterização do Sistema Adutor Nova Camará

A Barragem de Camará teve sua construção iniciada no ano 2000 e inaugurada em 2002, está localizada no município de Alagoa Nova/PB, na região do Brejo paraibano. Ocupa uma área de aproximadamente 160 hectares e pode acumular mais de 26 milhões de metros cúbicos de água (Neto *et al.*, 2017). Entretanto, em 2004, a barragem rompeu-se, causando destruição em várias cidades, deixando famílias desabrigadas e resultando em mortes.

A reconstrução da barragem teve início em 2012 e foi concluída em 2016. Posteriormente, em 2018, foi inaugurada a Estação de Tratamento de Água (ETA) do Sistema Adutor Nova Camará. A Figura 5 apresenta a área de estudo, destacando a localização da barragem, das localidades atendidas e da respectiva estação de tratamento.

Figura 5: Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Autoria própria (2025)

O Sistema Adutor Nova Camará utiliza a captação da Barragem Nova Camará, localizada no Rio Mamanguape, no município de Alagoa Nova/PB. O empreendimento consistiu na implantação de aproximadamente 27 mil metros de adutora, bem como na construção de uma estação elevatória e de uma estação de tratamento de água, com capacidade para tratar 1.440 m³/h (ANA, 2021).

O sistema é composto por diversos reservatórios, com destaque para o reservatório apoiado situado em Alagoa Nova/PB, com capacidade para 2.500 m³ de água, além da estação elevatória de água tratada no mesmo município e de um reservatório elevado com estação elevatória na comunidade rural de São Tomé. A infraestrutura é dividida em dois ramais: o Ramal 01, com cerca de 65% das obras concluídas, que atende os municípios de Alagoa Nova, São Sebastião de Lagoa de Roça, Lagoa Seca, Matinhas, Puxinanã, Montadas e Areial; e o Ramal 02, com aproximadamente 90% de execução, destinado a beneficiar Remígio, Esperança, Algodão de Jandaíra, Arara e Serraria (Paraíba, 2023). A Figura 6 apresenta o esquema geral desse sistema.

3.1.2. Caracterização geral da ETA Nova Camará

A ETA Nova Camará é do tipo convencional, composta pelas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração rápida descendente e desinfecção. Na entrada da estação, a água bruta é submetida à aeração, processo destinado à transferência de oxigênio e à remoção de gases dissolvidos. Como consequência da remoção de CO₂, pode ocorrer a elevação do pH, geralmente mantendo-o na faixa de 7,2 a 8,4, condição que favorece a oxidação do ferro e do manganês presentes na água.

A coagulação é realizada com Sulfato de Alumínio (Al₂(SO₄)₃) ou Polisal, aplicado em mistura rápida. Utiliza-se Cloro Gasoso (Cl₂) para pré-oxidação e desinfecção e Hidróxido de Sódio (NaOH) para ajuste de pH. A floculação ocorre em oito unidades mecanizadas, seguida de decantação convencional, contendo quatro decantadores.

O sistema de filtração é composto por oito filtros rápidos descendentes, constituídos por camadas de antracito e areia, cujas espessuras e características granulométricas atendem aos valores mínimos estabelecidos na Seção 2.3.4.4, e com fundo falso formado por crepinas. Esses dispositivos são responsáveis pela coleta da água filtrada e pela distribuição uniforme da água de lavagem, contribuindo para a redução da perda de carga e para a eficiência operacional do sistema. A unidade opera com taxa média de filtração de 235 m³/m²·dia, em regime de taxa declinante, sendo a lavagem dos filtros realizada com base no monitoramento da perda de carga.

Registra-se, em determinados períodos, elevação das concentrações de ferro e manganês no manancial, com potencial impacto na qualidade estética da água tratada. Embora sejam adotadas estratégias de pré-oxidação, não há definição sistematizada das condições operacionais mais eficientes para remoção desses elementos, o que fundamenta a realização do presente estudo.

3.2 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

3.2.1. Caracterização física dos materiais filtrantes

Os ensaios de caracterização física dos materiais filtrantes foram realizados no Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), seguindo os procedimentos estabelecidos nas normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), conforme descrito no Quadro 5.

Quadro 5: Ensaio de caracterização dos materiais filtrantes

Norma	Descrição
NBR 11799/2024	Material filtrante — Areia, antracito e pedregulho — Especificação
NBR 6458/2025	Solos — Determinação da massa específica dos sólidos, da massa específica aparente e da absorção de água da fração retida na peneira com # de 2 mm

Fonte: Autoria própria (2025)

Ressalta-se que os materiais filtrantes areia e antracito, bem como seixos, foram fornecidos pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), sendo amplamente empregados em diversas ETAs operadas pela concessionária. O Carvão Ativado Granular (CAG) utilizado apresentou granulometria 8 × 30 *mesh* (0,6 a 2,36 mm), de origem vegetal (casca de coco), amplamente empregado em estudos de tratamento de água.

Para aplicação como camada superior em filtros multicamadas, o CAG foi ajustado para 8 × 16 *mesh* (1,18 a 2,38 mm), garantindo diâmetro efetivo superior ao do antracito e, consequentemente, adequada estratificação do leito filtrante (Anderson *et al.*, 2023). Dessa forma, a definição granulométrica do CAG foi realizada apenas por peneiramento do material.

Os materiais utilizados estão apresentados na Figura 7 e 8, tanto os que compõem a camada suporte, quanto os que compõem o leito filtrante.

Figura 7: Seixos de diferentes granulometrias utilizados como camada suporte



Fonte: Autoria própria (2025)

Figura 8: Materiais utilizados como leito filtrante: a) areia; b) antracito e c) CAG 8x30



Fonte: Autoria própria (2025)

Foram realizados os ensaios de granulometria para areia, antracito, CAG 8 x 30, a partir da pesagem de 300 gramas de cada material, bem como o de massa específica para areia e o antracito. A partir da composição granulométrica, pôde-se determinar o Tamanho Efetivo (Tef) que corresponde ao D_{10} , o D_{60} e D_{50} , e o Coeficiente de Uniformidade (C.U.).

A massa específica foi determinada conforme a NBR 6458 (2025), utilizando picnômetros previamente calibrados, adotando-se critério de repetibilidade com variação inferior a $0,02 \text{ g/cm}^3$ entre medições.

Para fins de comparação, a Tabela 4 a seguir apresenta as especificações técnicas fornecidas pelos fabricantes dos materiais utilizados, incluindo aqueles disponibilizados pela CAGEPA e o CAG 8 x 30 *mesh* adquirido junto à empresa fornecedora.

Tabela 4: Parâmetros especificados pelos fabricantes

Material	Parâmetros	Unidade	Valor	Norma
Areia filtrante	Massa específica real	g/cm^3	$2,62 \pm 0,01$	$> 2,50$ (NBR 11799)
	Massa específica aparente	g/cm^3	$1,31 \pm 0,01$	-
	Tamanho efetivo (D_{10})	mm	$0,49 \pm 0,01$	Definido pelo cliente (NBR 11799)
	Coeficiente de uniformidade	-	$1,43 \pm 0,01$	Definido pelo cliente (NBR 11799)
Carvão mineral antracitoso	Tamanho efetivo (D_{10})	mm	$0,93 \pm 0,01$	NBR 11799
	Coeficiente de uniformidade	-	$1,69 \pm 0,01$	NBR 11799
CAG 8 x 30 (<i>mesh</i>)	pH	-	8,0 a 10,0	-
	Densidade	g/cm^3	$0,50 \pm 0,05$	-
	Diâmetro médio (D_{50})	mm	1,30 a 1,60	-

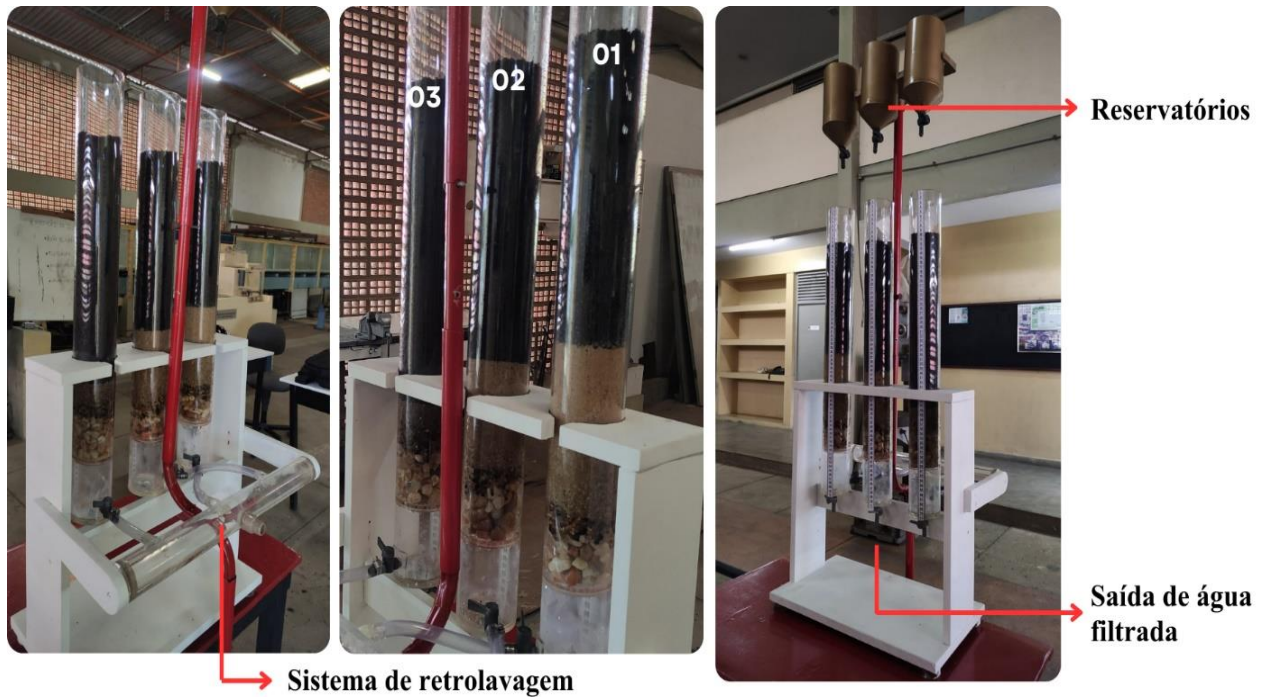
Fonte: Autoria própria (2025)

3.2.2. Construção dos sistemas de filtração em bancada

Antes da montagem, os materiais foram lavados e o CAG previamente umedecido para redução de finos e a consequente perda de material (Touma, 2013).

O sistema foi construído em escala de bancada, utilizando colunas cilíndricas de acrílico ($D = 75 \text{ mm}$), com alimentação por reservatório superior e controle de vazão por registros. O sistema permitia operação em fluxo descendente e lavagem ascendente. A Figura 9 apresenta a representação esquemática do sistema de filtração desenvolvido.

Figura 9: Sistema de filtração desenvolvido



Fonte: Autoria própria (2025)

A determinação do diâmetro dos filtros em escala de bancada foi realizada de modo a manter a taxa de filtração adotada na ETA ($235 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$). Para isso, foram efetuadas simulações considerando diferentes diâmetros, com base nas Equações 2 e 3 a seguir.

$$Taxa = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

Onde,

Q: Vazão aplicada ao filtro (m^3/dia)

A: Área da seção transversal do leito filtrante (m^2)

Sendo a taxa constante e a área determinada por:

$$A = \pi \frac{D^2}{4} \quad (3)$$

Onde,

D: Diâmetro interno do filtro (quando circular) (m)

O diâmetro foi definido de modo a manter a taxa de filtração da ETA ($235 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$), considerando a relação entre vazão e área do filtro (Equações 6 e 7). Portanto, o valor adotado foi 75 mm.

O estudo experimental foi dividido em duas campanhas. Na segunda campanha, foram testadas diferentes taxas de filtração, mantendo o mesmo diâmetro. Para cada taxa, calculou-se o tempo necessário para que o volume pré-determinado de água passasse pelo filtro. A Tabela 5 apresenta os tempos correspondentes às taxas de filtração estabelecidas no planejamento fatorial.

Tabela 5: Tempo de esvaziamento das taxas de filtração da segunda campanha

Taxa de filtração (m ³ /m ² . dia)	Tempo de esvaziamento do reservatório
80	3 min e 16 s
130	2 min
180	1 min e 27 s
200	1 min e 19 s
250	1 min e 3 s
300	52 s

Fonte: Autoria própria (2025)

Quanto às diferentes espessuras adotadas para os filtros foi realizado o cálculo de proporcionalidade entre as camadas do leito filtrante, com base em Santos (2022), visando o dimensionamento dos filtros. A camada suporte foi constituída por seixos rolados, dispostos em ordem crescente de diâmetro, desempenhando função estrutural e promovendo a adequada distribuição do escoamento, além de garantir a sustentação do meio filtrante e prevenir a migração de partículas. A retrolavagem foi realizada por fluxo ascendente durante 30 minutos, promovendo expansão do leito entre 20 e 30%.

A Equação 4 a seguir, utilizada para determinar a proporção de cada camada do leito filtrante, considera tanto a espessura real da ETA quanto sua equivalência em escala de bancada. Para os filtros que incluem CAG, foram adotadas espessuras compatíveis do ponto de vista hidráulico e mecânico com as demais camadas do sistema. Além disso, os valores escolhidos foram ajustados para se aproximarem dos calculados, facilitando a montagem das camadas filtrantes.

$$P = \frac{e_c}{e_T} * 100 \quad (4)$$

Onde:

P: Proporção da camada (%)

e_c : Espessura da camada (cm)

e_T : Espessura total das camadas (cm)

A filtração foi realizada após etapas de pré-cloração e clarificação em *jar test*, simulando as condições de tratamento convencional.

3.2.3. Locais de coleta e amostragem

Amostras de água bruta foram coletadas na entrada da ETA Nova Camará, anterior à entrada da etapa de aeração. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, a primeira em agosto e a segunda em outubro. A Tabela 6 apresenta o detalhamento das coletas realizadas no ano de 2025, incluindo os horários de amostragem e a ocorrência ou não de precipitação no dia anterior.

Tabela 6: Caracterização das campanhas de amostragem na ETA Nova Camará

Campanha	Amostra	Data	Horário	Volume (L)	Precipitação no dia anterior	Observações
Agosto	A1	22/08	09:00	36	Não	-
Agosto	A2	26/08	14:40	36	Sim	Pluviometria de 4,4 mm
Outubro	O1	08/10	07:00	36	Não	-
Outubro	O2	28/10	12:00	72	Não	-

Fonte: Autoria própria (2025)

A primeira campanha, realizada em agosto, apresentou volume total de 72 litros, resultante da coleta de duas águas brutas distintas, sendo cada água bruta destinada à análise ao longo de uma semana. De forma semelhante, a segunda campanha, realizada em outubro, totalizou 108 litros, também proveniente da coleta de duas águas brutas diferentes, com período de análise semanal para cada água bruta. Ressalta-se que as análises da campanha de agosto corresponderam a ensaios preliminares, os quais subsidiaram a definição das faixas de valores adotadas nos procedimentos subsequentes.

A caracterização das condições pluviométricas durante o período de amostragem foi realizada por meio da comparação entre a precipitação mensal observada em 2025 e as médias históricas do período de 1994 a 2023. Os dados de precipitação de 2025 foram obtidos na plataforma da Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba (AESAs), enquanto as médias históricas foram consultadas no Atlas Pluviométrico da Paraíba (AESAs, 2025).

No mês de agosto de 2025, correspondente à primeira campanha de coleta, registrou-se precipitação acumulada de 117,7 mm, valor superior à média histórica de 68 mm, indicando condições pluviométricas acima do padrão esperado para o período. Já no mês de outubro de 2025, quando foi realizada a segunda campanha, o acumulado foi de 14,7 mm, inferior à média

histórica de 18 mm, caracterizando condições de baixa pluviosidade durante o período de amostragem.

Dessa forma, as campanhas foram conduzidas sob condições hidrológicas distintas: a primeira ocorreu em um período com maior ocorrência de chuvas, enquanto a segunda foi realizada sob condições mais secas. A realização dos ensaios em um período de menor pluviosidade permitiu avaliar o desempenho do sistema de filtração em condições mais estáveis da água bruta, reduzindo interferências associadas a eventos de precipitação, como variações de turbidez e matéria orgânica. Avaliações futuras podem investigar o comportamento do sistema sob condições hidrológicas mais variáveis, típicas do período chuvoso.

As coletas foram realizadas em um ponto pré-definido pela CAGEPA, a montante da ETA, onde geralmente são feitas coletas de água bruta. Foram utilizados recipientes de polietileno de alta densidade higienizados antecipadamente com capacidade de 20 L.

As amostras permaneceram armazenadas em galões, à temperatura ambiente, sendo homogeneizadas antes da realização de cada ensaio, conforme procedimento descrito por Silveira (2017), a fim de minimizar possíveis alterações nos parâmetros físico-químicos da água durante o período de armazenamento. Toda a vidraria utilizada era higienizada antes com detergente e ácido clorídrico (HCl) a 10%, e com água destilada.

3.3. ENSAIOS E DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL (DCC)

3.3.1. *Determinação dos parâmetros físico-químicos*

A caracterização da água bruta e das demais amostras ao longo das diferentes etapas do tratamento (água clarificada e filtrada) foi realizada por meio da determinação de parâmetros físicos e químicos segundo as metodologias estabelecidas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023) e o manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias de Silva e Oliveira (2001).

Todos os ensaios foram executados no Laboratório de Saneamento (LABSAN) da UFCG. Os parâmetros analisados nesta presente pesquisa e os métodos empregados estão descritos no Quadro 6.

É importante ressaltar que os parâmetros foram selecionados com base na ocorrência de ferro e manganês na água bruta e na sua relevância em estudos correlatos (Quadro 2).

Quadro 6: Métodos utilizados para determinação dos parâmetros físico-químicos

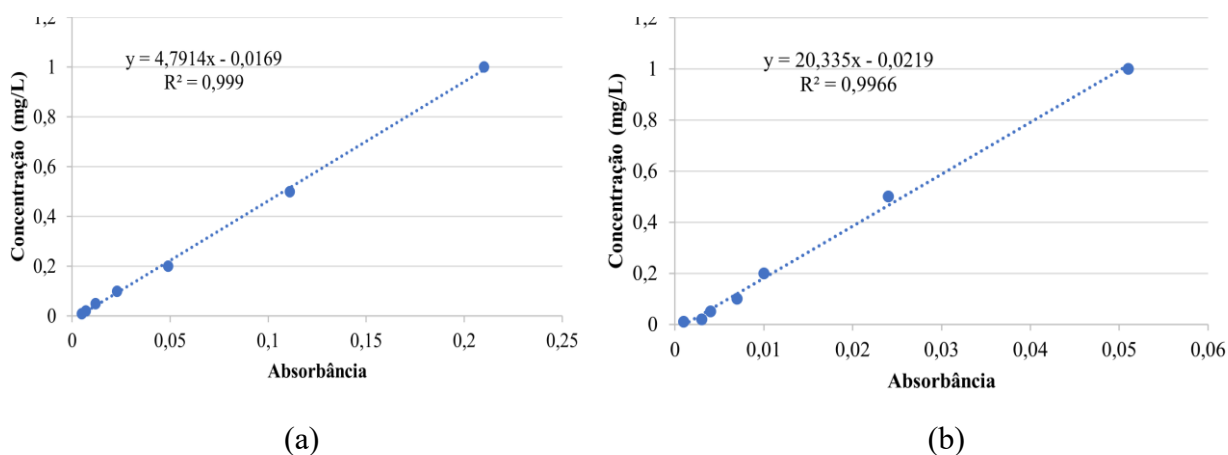
Parâmetro	Equipamento	Método	Referência
pH	PHmetro portátil	Potenciométrico	4500 - H ⁺ B- APHA (2023)
Cor aparente	Fotocolorímetro portátil	Espectrofotométrico	2120 C - APHA (2023)
Turbidez	Turbidímetro portátil	Nefelométrico	2130 B - APHA (2023)
Ferro total	Espectrofotômetro	Colorimétrico	Método da Fenantrolina (3500 - Fe B) - APHA (2023)
Manganês total	Espectrofotômetro	Colorimétrico	Método Persulfato (3500 - Mn B) - APHA (2023)

Fonte: Autoria própria (2025)

Ressalta-se que não foi realizada digestão prévia das amostras, uma vez que o estudo não contemplou a avaliação da complexação de ferro e manganês com a matéria orgânica, possivelmente presente na água bruta. As análises de cor aparente foram realizadas em parceria com o Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas (LARTECA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), utilizando colorímetro disponível na referida instituição.

As determinações de ferro e manganês foram realizadas por métodos colorimétricos, utilizando-se, respectivamente, o método da fenantrolina para ferro e o método do persulfato para manganês. A quantificação baseou-se na construção de curvas de calibração obtidas a partir de soluções padrão, com leituras realizadas em espectrofotômetro. A calibração do equipamento foi efetuada com o uso de uma amostra em branco preparada com água destilada. Após a obtenção das curvas analíticas, as absorbâncias das amostras foram medidas e suas concentrações determinadas por interpolação nos respectivos ajustes de calibração.

A Figura 10 apresenta as curvas de calibração para ferro e manganês, respectivamente, enquanto a Figura 11 traz os ensaios com os padrões.

Figura 10: Curvas de calibração para a) ferro e b) manganês

Fonte: Autoria própria (2025)

Figura 11: Padrões utilizados nos ensaios para a) ferro e b) manganês

Fonte: Autoria própria (2025)

Adicionalmente, a concessionária responsável pelo abastecimento e tratamento da água proveniente da Barragem Nova Camará disponibilizou os dados referentes aos parâmetros de controle investigados, apresentados na Tabela 7. Essas informações foram utilizadas para subsidiar a caracterização preliminar da água bruta e fundamentar a definição das faixas de concentração adotadas na construção das curvas de calibração, garantindo maior representatividade e confiabilidade.

Tabela 7: Valores de monitoramento fornecidos pela concessionária da ETA Nova Camará

Data	Local	pH	Turbidez (NTU)	Cor aparente (uH)	Ferro total (mg/L)	Manganês total (mg/L)
23/05/2025	Água de tomada de fundo	7,2	7,13	76,6	0,65	1,2
01/08/2025	Água de tomada de fundo	-	-	-	0,55	0,8 – 1,2
	Água tratada após oxidação e coagulante				< 0,1	0,2

Fonte: CAGEPA (2025)

3.3.2. Ensaios de clarificação e filtração

Os ensaios de clarificação foram realizados por meio de *jar test*, utilizando equipamento com seis posições e jarros de 2 L. A etapa de coagulação (mistura rápida) foi conduzida a 300 rpm por 10 s. A floculação ocorreu em quatro etapas, iniciando em 60 s⁻¹ e finalizando em 20 s⁻¹. A etapa de decantação foi realizada por 10 min.

As condições operacionais adotadas foram definidas com base nos parâmetros utilizados na ETA Nova Camará e na literatura técnica (FUNASA, 2006; Silva, 2024; Silveira, 2017).

Embora o Sulfato de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), com teor ativo de 7,6%, seja o coagulante convencionalmente empregado na ETA em estudo, optou-se, nesta pesquisa, pela utilização do Policloreto de Alumínio (PAC), com teor de alumínio de 10%, fornecido pela concessionária. Ressalta-se que o PAC já havia sido utilizado anteriormente na estação, tendo seu uso suspenso por questões logísticas.

A escolha do PAC fundamenta-se em suas vantagens operacionais em relação ao $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Por se tratar de um coagulante pré-hidrolisado, o PAC apresenta maior eficiência no mecanismo de coagulação por varredura, demanda menores dosagens para obtenção de resultados equivalentes e possui maior estabilidade em uma faixa mais ampla de pH, o que confere maior flexibilidade operacional ao processo.

Além disso, a concessionária informou que, no mês de maio de 2025, a dosagem de coagulante aplicada na ETA foi de aproximadamente 60 mg/L. Considerando que o PAC, por ser um coagulante pré-hidrolisado, normalmente requer menores dosagens em comparação aos coagulantes convencionais, estimou-se inicialmente uma faixa entre 40 e 50 mg/L.

Entretanto, dados operacionais referentes ao mês de agosto indicaram a aplicação de concentrações mais elevadas de Polisal, variando entre 130 e 150 mg/L, o que evidencia a influência das variações sazonais do manancial na demanda de coagulante. Nesse período, a água bruta apresentava características mais críticas, com valores de cor aparente próximos de 100 uH, turbidez em torno de 15 NTU e elevado teor de matéria orgânica.

No que se refere à dosagem de cloro, a concessionária informou que, no mês de agosto, a concentração aplicada na etapa de pré-oxidação foi de aproximadamente 13,8 mg/L.

Dessa forma, procedeu-se com a pré-oxidação/pré-cloração com Hipoclorito de Sódio (NaClO) e posterior coagulação, em diferentes dosagens do PAC. Tal cenário visava determinar o cenário ótimo de clarificação para utilizar na etapa de filtração durante a segunda campanha.

3.3.2.1. Primeira campanha

A primeira campanha foi realizada ao longo de duas semanas, em agosto de 2025. Em cada semana foram coletados 36 L de água bruta, distribuídos em três dias de ensaio (12 L por dia), correspondentes a uma batelada de *jar test*. O procedimento foi repetido na segunda semana, permitindo a obtenção de amostras em períodos distintos e posterior tratamento estatístico. A Figura 12 apresenta a configuração dos ensaios de clarificação e filtração.

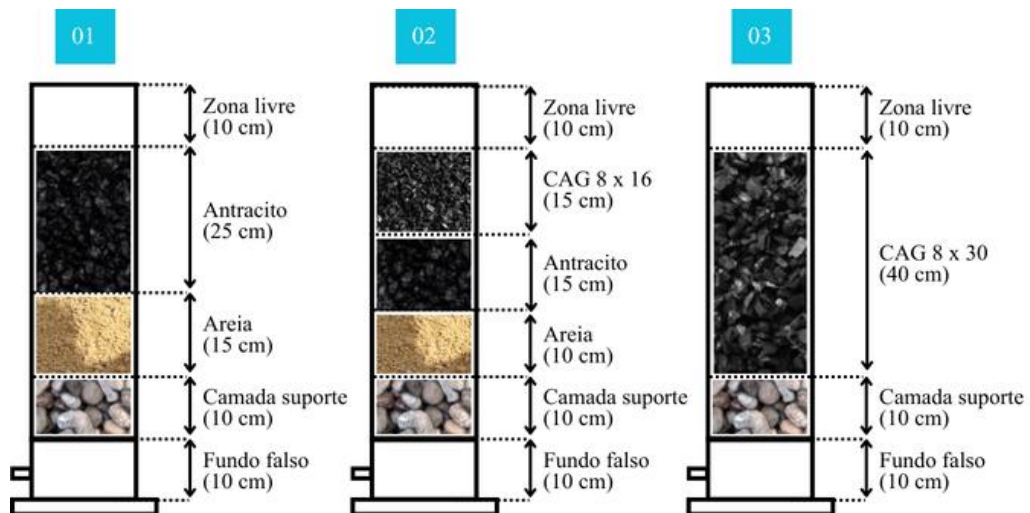
Figura 12: Configuração dos ensaios de clarificação e filtração na primeira campanha



Fonte: Autoria própria (2025)

A configuração de cada filtro avaliada na primeira campanha experimental está detalhada na Figura 13. Foram avaliadas três configurações de meio filtrante: (i) areia e antracito (configuração adotada pela ETA); (ii) areia, antracito e CAG 8 × 16 e (iii) CAG 8 × 30 como meio exclusivo.

Figura 13: Configuração dos sistemas de filtração na primeira campanha



Fonte: Autoria própria (2025)

Em cada dia experimental foram obtidas seis alíquotas de água clarificada e seis de água filtrada, conforme as configurações avaliadas da Figura 12. As alíquotas de água filtrada foram obtidas pela percolação de aproximadamente 500 mL de água clarificada em cada um dos três filtros montados

Além disso, foram testadas três dosagens de cloro (5, 10 e 15 mg/L) e duas dosagens de coagulante (80 e 120 mg/L), mantendo-se o pH natural da água. As faixas adotadas basearam-se nas condições operacionais reportadas pela concessionária para o período, considerando a equivalência de teor ativo entre o Polisal (7,6%) e o PAC (10%).

Os volumes de reagentes foram calculados conforme a Equação 5, considerando o teor ativo das soluções comerciais e o volume do jarro (2 L):

$$C1 * V1 = C2 * V2 \quad (5)$$

Onde,

C1: Teor da substância ativa (mg/L)

V1: Volume preterido da solução (L)

C2: Dosagem preterida da solução (mg/L)

V2: Volume do jarro (L)

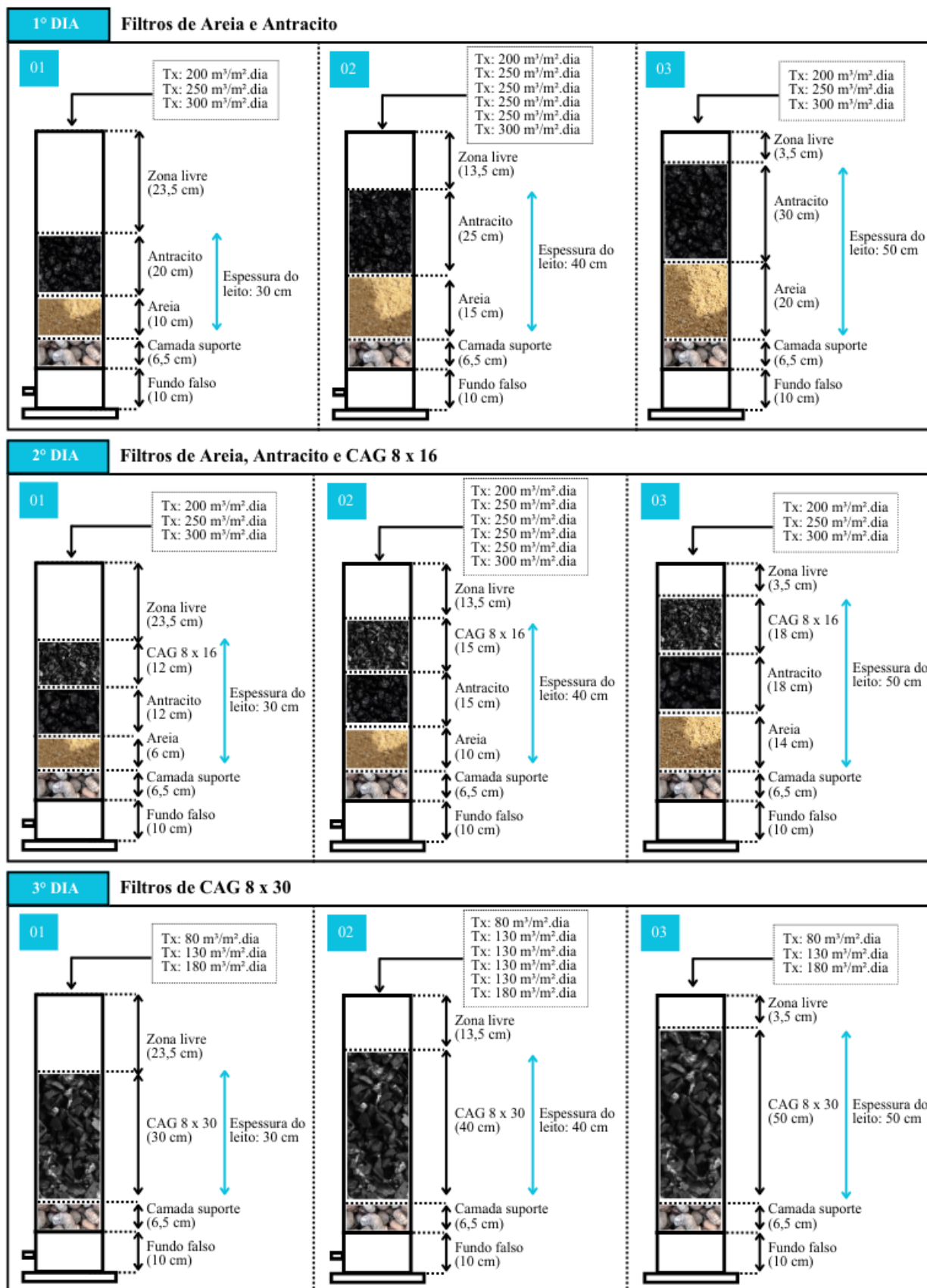
3.3.2.2. Segunda campanha

Na segunda campanha experimental foram realizados ensaios preliminares de coagulação (*jar test*) com o objetivo de redefinir a faixa de dosagens de PAC a ser utilizada no planejamento fatorial, considerando os resultados observados na etapa anterior.

A campanha foi conduzida ao longo de duas semanas, em outubro de 2025, com coleta de água bruta em ambos os períodos. Na primeira semana foram executados os ensaios de clarificação, utilizando-se 36 L de água, distribuídos em dois dias experimentais. Na segunda semana realizaram-se os ensaios de filtração, com utilização de 72 L, distribuídos em três dias

A Figura 14 apresenta a configuração dos filtros, nos quais foram realizadas triplicatas das análises. Em cada dia experimental da segunda semana, coletaram-se doze alíquotas de água filtrada, correspondentes às diferentes configurações avaliadas. É importante ressaltar que durante os três dias, realizava-se a montagem dos filtros para o dia seguinte, lavando os materiais e os filtros para colocar as novas camadas.

Figura 14: Configuração dos sistemas de filtração na segunda campanha



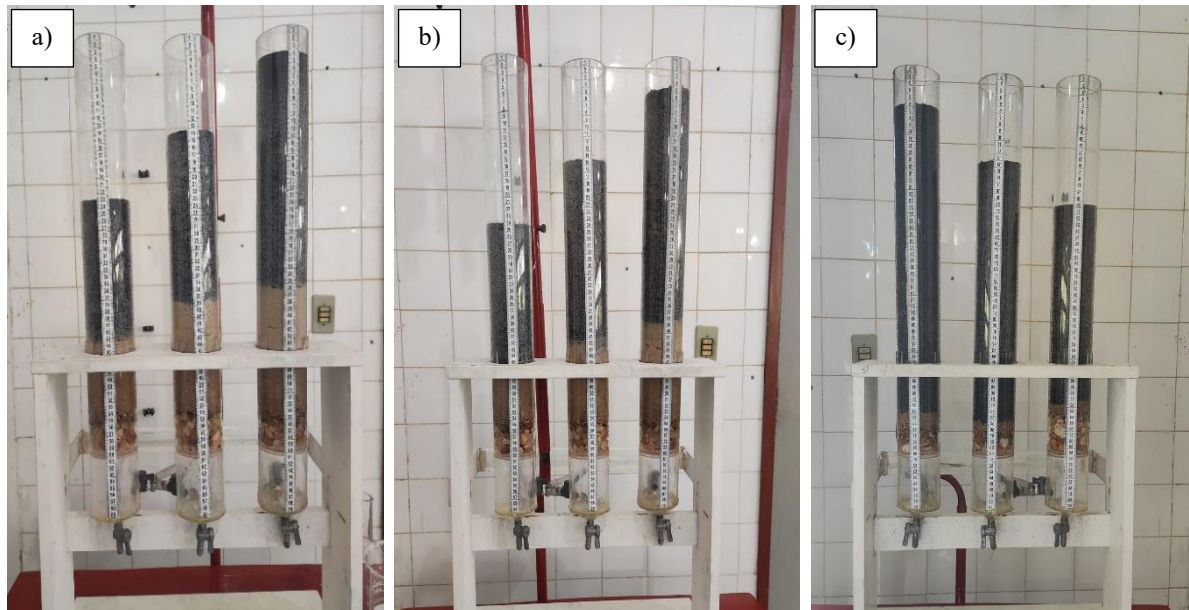
Fonte: Autoria própria (2025)

O planejamento fatorial foi aplicado tanto na etapa de clarificação quanto na filtração, visando à otimização das variáveis operacionais. Para a etapa de filtração, foi adotado o cenário de clarificação com melhor desempenho, definido pelas seguintes condições: dosagem de cloro de 10 mg/L, pH ajustado para 9 e dosagem de PAC de 35 mg/L. O ajuste de pH foi realizado previamente à pré-oxidação, considerando a interação entre a dosagem de cloro e o coagulante no processo.

Neste estudo, as alíquotas de água filtrada foram obtidas por meio da percolação de aproximadamente 800 mL de água previamente clarificada através dos filtros, sob diferentes taxas de filtração. A água filtrada foi submetida a análises em triplicata, totalizando 36 amostras por dia referentes a essa etapa. Ao término da campanha experimental, foram obtidas 108 amostras de água filtrada, todas destinadas às análises de caracterização físico-química.

A Figura 15 apresenta as diferentes configurações dos filtros, conforme o esquema ilustrado na Figura 14.

Figura 15: Filtros da segunda campanha: a) areia e antracito; b) areia, antracito e CAG 8 x 16 e c) CAG 8 x 30



Fonte: Autoria própria (2025)

3.3.3. Definição dos fatores e níveis do DCC

Foi adotado o Delineamento Composto Central (DCC), associado à Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), para modelagem e otimização do processo de filtração. O

modelo estatístico foi ajustado considerando termos quadráticos, e a análise dos coeficientes e das superfícies de resposta foi realizada no software Statística® (versão 12).

Foram selecionados dois fatores experimentais: a espessura do leito filtrante e a taxa de filtração. A escolha dessas variáveis fundamentou-se na revisão da literatura, que evidencia a influência da espessura do meio filtrante e da utilização de diferentes materiais no desempenho do processo de filtração, conforme estudos do Quadro 2, bem como o impacto das taxas de filtração na eficiência de remoção de contaminantes.

Adotou-se o DCC com dois fatores — espessura e taxa de filtração — avaliados em três níveis codificados (-1, 0 e 1). O planejamento experimental foi constituído por quatro pontos fatoriais ($2^k = 2^2$), quatro pontos axiais ($2n = 2 \times 2$) e quatro pontos centrais, totalizando 12 experimentos.

A Tabela 08 e 09 apresentam os níveis das variáveis investigadas DCC adotado neste estudo, cujas variáveis resposta foram os percentuais de remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente. Optou-se pelo DCC centrado na face (CFC), com $\alpha = 1$, em função de restrições operacionais relacionadas à montagem das camadas filtrantes e à quantidade de filtros.

Em ambas as tabelas, “Cd*” refere-se ao valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial, X_1 : Espessura do leito filtrante (cm) e X_2 : Taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$).

Tabela 8: DCC-CFC filtros com areia, antracito e CAG 8 x 16

Ensaio	Variáveis independentes			
	X_1		X_2	
	Cd*	Real	Cd*	Real
1	-1	30	-1	200
2	-1	30	+1	300
3	+1	50	-1	200
4	+1	50	+1	300
5	-1	30	0	250
6	+1	50	0	250
7	0	40	-1	200
8	0	40	+1	300
9 (C)	0	40	0	250
10 (C)	0	40	0	250
11 (C)	0	40	0	250
12 (C)	0	40	0	250

Fonte: Autoria própria (2025)

Tabela 9: DCC-CFC filtros com CAG 8 x 30

Ensaio	Variáveis independentes			
	X ₁		X ₂	
	Cd*	Real	Cd*	Real
1	-1	30	-1	80
2	-1	30	+1	180
3	+1	50	-1	80
4	+1	50	+1	180
5	-1	30	0	130
6	+1	50	0	130
7	0	40	-1	80
8	0	40	+1	180
9 (C)	0	40	0	130
10 (C)	0	40	0	130
11 (C)	0	40	0	130
12 (C)	0	40	0	130

Fonte: Autoria própria (2025)

A espessura do meio filtrante foi avaliada nos níveis de 30, 40 e 50 cm. Para os filtros de camada dupla e tripla, adotaram-se taxas de filtração de 200, 250 e 300 m³/m²·dia, enquanto, para o filtro constituído por camada simples de CAG, foram estabelecidas taxas de 80, 130 e 180 m³/m²·dia. A definição dessas faixas considerou os limites máximos estabelecidos pela NBR 12216 (ABNT, 1992), por estudos de Di Bernardo e Teixeira (1986), bem como a taxa de filtração praticada na ETA em estudo.

3.4. TRATAMENTO ESTATISTICO DOS DADOS

O tratamento estatístico foi realizado no software Statistica® (versão 12), por meio do ajuste de modelos de regressão quadrática, considerando os efeitos lineares, quadráticos e de interação entre as variáveis independentes. A significância estatística dos termos do modelo foi avaliada pelo teste t, com base no p-valor, adotando-se nível de confiança de 95% ($p < 0,05$). A identificação dos efeitos significativos foi auxiliada pelo Gráfico de Pareto.

A qualidade do ajuste foi avaliada pelo coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$), considerando-se satisfatório o modelo com $R^2_{ajustado} \geq 0,80$. Foram verificados

os pressupostos da regressão, incluindo normalidade e independência dos resíduos, por meio da análise gráfica dos resíduos versus valores ajustados e do gráfico de probabilidade normal.

As superfícies de resposta e curvas de contorno foram geradas para identificação das condições operacionais ótimas, enquanto as eficiências de remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente foram calculadas de acordo com a Equação 6:

$$Rem. = \frac{(X_i - X_r)}{X_i} \quad (6)$$

Onde,

Rem.: Remoção (%)

X_i : Valor inicial do parâmetro (mg/L, NTU ou uH)

X_r : Valor medido do parâmetro (mg/L, NTU ou uH)

A aplicação dessas ferramentas estatísticas possibilitou a análise comparativa dos parâmetros físico-químicos nos diferentes estágios do tratamento.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS FILTRANTES

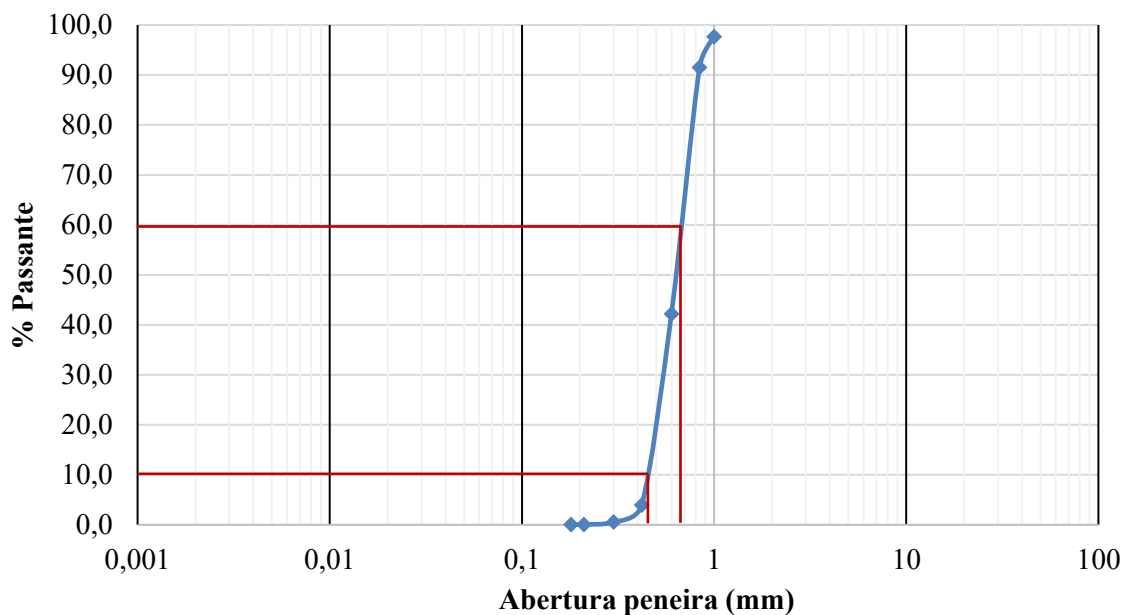
Os ensaios de caracterização física, compreendendo a análise granulométrica e a determinação da massa específica, foram realizados para a areia, o antracito e o CAG. A partir dos resultados obtidos, foram construídas as curvas de distribuição granulométrica, utilizadas tanto na classificação dos materiais quanto na estimativa dos parâmetros de projeto do filtro piloto. As análises granulométricas foram realizadas exclusivamente por peneiramento, sem a etapa de sedimentação, em razão da natureza granular.

Ressalta-se que a obtenção do CAG 8×16 a partir do CAG 8×30 consistiu exclusivamente na separação granulométrica do material originalmente adquirido, não sendo necessária nova caracterização físico-química, visto que o material corresponde ao mesmo lote de origem, diferindo apenas quanto à faixa granulométrica obtida por peneiramento.

As Figuras 16 a 18 apresentam as curvas granulométricas das amostras de areia, antracito e CAG 8×30 analisadas, respectivamente. As linhas em vermelho representam o D_{10} e D_{60} . Enquanto a Tabela 10 apresenta os resultados das características físicas calculadas a partir dos ensaios de granulometria dos materiais filtrantes em estudo.

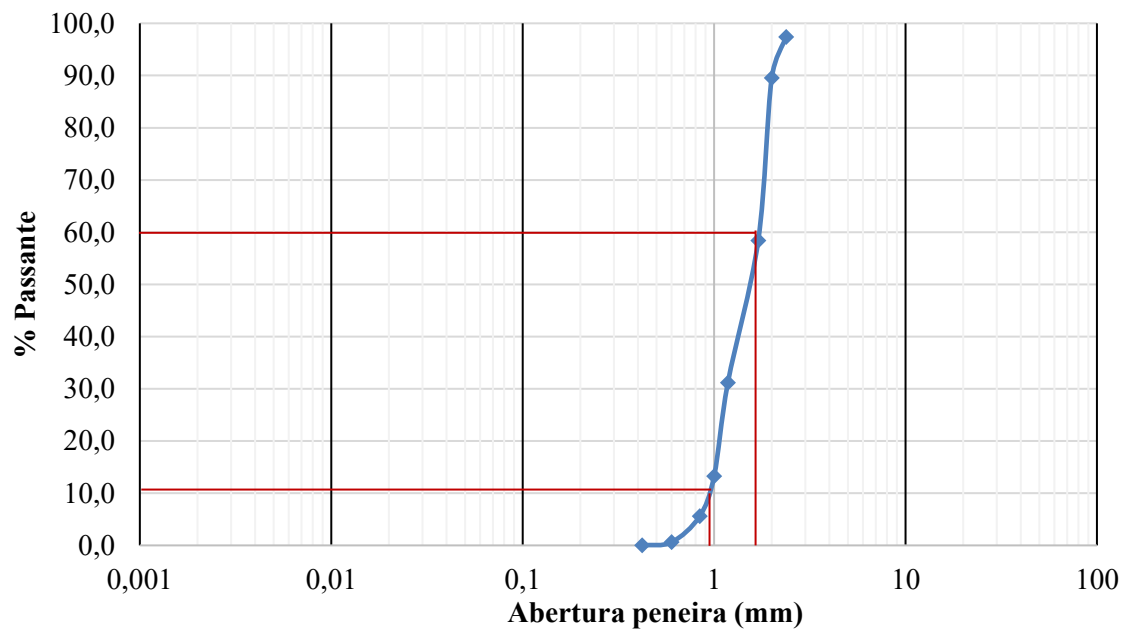
O ensaio de massa específica do CAG não foi realizado, sendo adotados os valores especificados pelo fabricante, considerando-se a padronização industrial do material e sua conformidade com normas técnicas vigentes.

Figura 16: Curva granulométrica para a areia

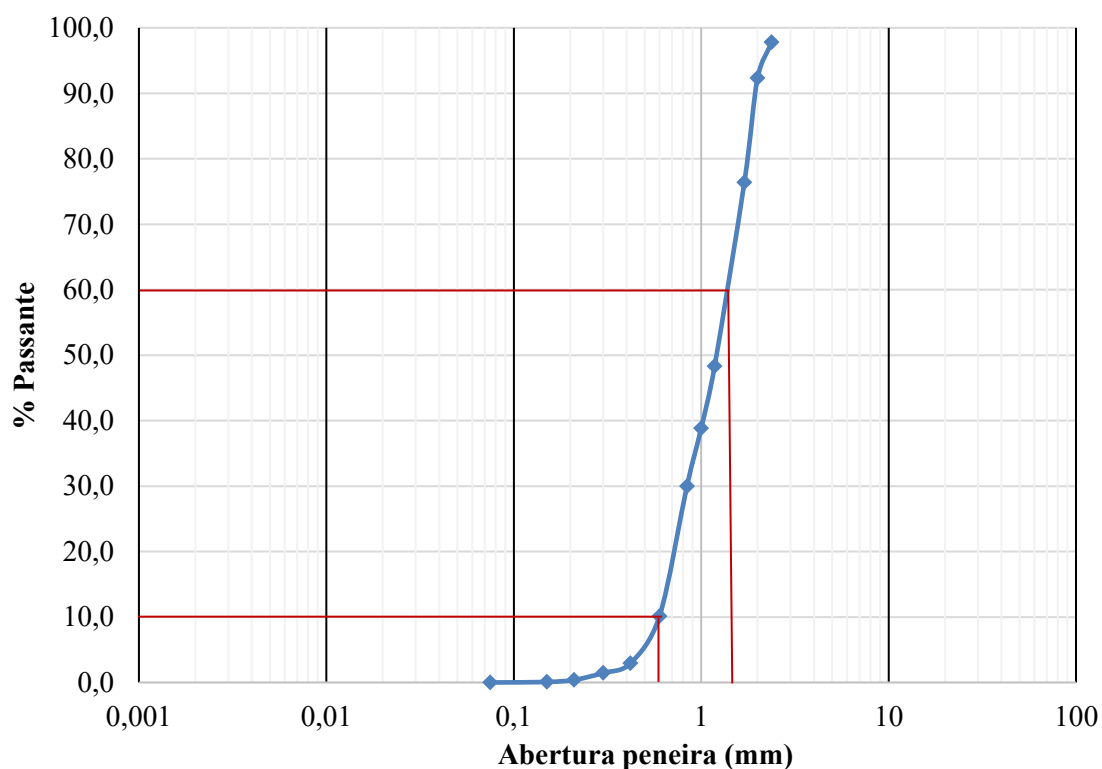


Fonte: Autoria própria (2025)

Figura 17: Curva granulométrica para o antracito



Fonte: Autoria própria (2025)

Figura 18: Curva granulométrica para o CAG 8 x 30

Fonte: Autoria própria (2025)

Tabela 10: Características físicas calculadas para os materiais filtrantes em estudo

Material	Parâmetros	Unidade	Valor ⁽¹⁾	Valor ⁽²⁾
Areia filtrante	Massa específica real	g/cm ³	2,672	2,62 ± 0,01
	Tamanho efetivo (D ₁₀)	mm	0,45	0,49 ± 0,01
	Coefficiente de uniformidade	-	1,5	1,43 ± 0,01
Carvão mineral antracitoso	Massa específica real	g/cm ³	1,808	-
	Tamanho efetivo (D ₁₀)	mm	0,96	0,93 ± 0,01
	Coefficiente de uniformidade	-	1,7	1,69 ± 0,01
CAG 8 x 30 (mesh)	Tamanho efetivo (D ₁₀)	mm	0,6	-
	Coefficiente de uniformidade	-	2,7	-
	Diâmetro médio (D ₅₀)	mm	1,5	1,30 a 1,60

Legenda:

Valor ⁽¹⁾: Valor obtido experimentalmente

Valor ⁽²⁾: Valor fornecido pelos fabricantes

Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se que o tamanho efetivo da areia obtido experimentalmente encontra-se dentro da faixa recomendada pela NBR 11799 (ABNT, 2024), que estabelece valores entre 0,40 e 0,45 mm para aplicação em sistemas de filtração. As diferenças verificadas em relação aos dados fornecidos pelo fabricante podem estar associadas aos procedimentos de amostragem e à quantidade de material analisado.

O coeficiente de uniformidade da areia, que segundo a mesma norma deve situar-se entre 1,4 e 1,6, atende tanto aos resultados obtidos neste estudo quanto aos informados pelo fabricante. Além disso, a massa específica real do material encontra-se em conformidade com o valor mínimo de 2,5 g/cm³ estabelecido pelas normas técnicas.

Em relação ao antracito, os valores obtidos e fornecidos para o tamanho efetivo encontram-se dentro da faixa estabelecida pela NBR 11799 (ABNT, 2024), que recomenda intervalos entre 0,8 e 1,0 mm. Quanto ao coeficiente de uniformidade, a norma indica valores inferiores a 1,4, o resultado obtido apresentou diferença de apenas 0,01 em relação ao informado pelo fabricante, indicando compatibilidade entre os dados e adequação do material às condições de aplicação.

Por outro lado, é importante ressaltar que o tamanho efetivo maior do que o preconizado pela norma, tende a reduzir a perda de carga e favorecer a filtração em profundidade, podendo aumentar a duração da carreira de filtração. Entretanto, se for excessivamente grande, pode diminuir a remoção de partículas finas, prejudicando parâmetros como turbidez e cor.

No que se refere à massa específica do antracito, esse parâmetro não foi informado pelo fabricante; contudo, o valor determinado experimentalmente atende aos requisitos da mesma norma, superando o valor mínimo recomendado de 1,4 g/cm³. A massa específica dos meios filtrantes exerce influência direta na estratificação do leito, na expansão durante a lavagem e na estabilidade hidráulica do filtro. Nesse contexto, observa-se uma variação decrescente desse parâmetro entre os materiais analisados, na ordem areia, antracito e CAG.

Os coeficientes de uniformidade indicam que a areia apresenta granulometria mais uniforme, seguida do antracito, enquanto o CAG apresenta maior dispersão granulométrica. Essa condição é confirmada pelas curvas granulométricas: a areia apresenta curva mais íngreme e concentrada em faixa estreita de diâmetros; o antracito, inclinação intermediária; e o CAG, curva mais distribuída ao longo de ampla faixa granulométrica. Devido a essa variabilidade, o CAG pode apresentar distribuição menos homogênea dos vazios e maior tendência ao acúmulo localizado de sólidos finos, favorecendo elevação mais rápida da perda de carga. Ainda assim, mantém sua aplicabilidade como meio filtrante, especialmente quando associado à remoção por adsorção, desde que o desempenho hidráulico seja adequadamente monitorado.

4.2. CARATERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA

Os resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras de água bruta, obtidos nas duas campanhas de monitoramento, estão compilados na Tabela 11. Nessa tabela também são apresentados as condições e padrões para águas doces de classe II, conforme CONAMA n° 357/2005. Ressalta-se que, para a primeira campanha, os valores apresentados correspondem à média dos resultados obtidos ao longo de duas semanas consecutivas, de modo a representar de forma mais consistente o comportamento dos parâmetros analisados no período.

Tabela 11: Resultados da caracterização físico-química da água afluenta a ETA Nova Camará no ano de 2025

Parâmetros	Campanhas (Ano de 2025)		VMP
	1ª (Agosto)	2ª (Outubro)	
Ferro total (mg/L)	0,647	0,354	0,3* ¹
Manganês total (mg/L)	0,528	0,547	0,1
Turbidez (NTU)	23,6	15,7	100
pH	8,065	7,63	6,0 a 9,0
Cor aparente (uH)	-	51,7	75* ²

Legenda:

VMP: Valor Máximo Permitido (VMP)

(*¹): Ferro dissolvido (mg/L)

(*²): Cor verdadeira (mg Pt/L)

Fonte: Autoria própria (2025)

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 11, observam-se variações nos parâmetros de qualidade da água entre as duas coletas realizadas, com destaque para o parâmetro turbidez. Verifica-se que, na primeira campanha, foi registrado valor de 23,6, superior ao observado na coleta subsequente de 15,7 NTU, bem como da concentração de ferro de 0,647 para 0,354 mg/L.

Segundo informações da concessionária, essa elevação pontual pode estar associada à retomada operacional da ETA após período de manutenção, condição que favorece o arraste de partículas sedimentadas nas estruturas de captação e adução. Procedimentos como lavagem de adutoras ou chuvas que ocorreram no dia anterior à coleta, conforme Tabela 6, também podem ter contribuído para esses valores.

Em relação à cor aparente, houve a medição apenas da segunda coleta, evidenciando que é necessária uma remoção de cerca de 71% desse parâmetro para se adequar ao que é preconizado pela Portaria GM/MS n° 888/2021, cujo valor é de 15 uH.

No que se refere ao pH, observa-se o atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, indicando a adequação do manancial às condições

ambientais previstas para corpos d'água destinados ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional. Por outro lado, as concentrações de ferro e manganês superiores aos valores estabelecidos pela referida resolução evidenciam a presença desses metais em níveis acima dos recomendados para águas doces Classe 2, o que pode estar associado às características geológicas da bacia hidrográfica e às condições redutoras do ambiente aquático.

Por fim, de acordo com as medições fornecidas pela CAGEPA e apresentadas na Tabela 7, observam-se concentrações mais elevadas de ferro e manganês quando comparadas aos valores da Tabela 11. Essa diferença pode ser atribuída ao fato de o ponto de captação corresponder à tomada de fundo do reservatório.

As camadas mais profundas do manancial tendem a apresentar maiores teores desses metais, frequentemente nas formas reduzidas (Fe^{2+} e Mn^{2+}), em razão das condições de menor oxigenação e maior contato os sedimentos. Além disso, esse ambiente pode favorecer uma leve redução do pH, decorrente dos processos de decomposição da matéria orgânica e das reações químicas que ocorrem no fundo do reservatório.

Estudos como o de Khadse *et al.* (2015) destacam a importância da amostragem em diferentes profundidades para avaliação da heterogeneidade vertical e da influência das condições redox na solubilidade de ferro e manganês, reforçando a relevância da caracterização estratificada do manancial.

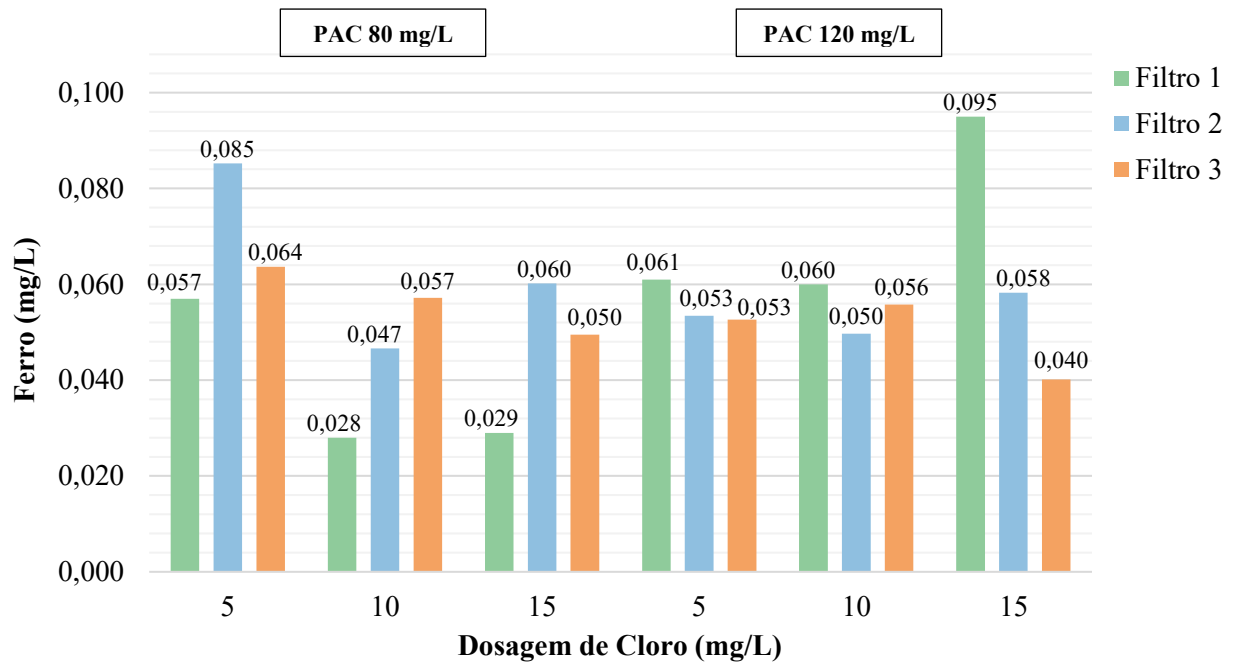
4.3. ENSAIOS DA PRIMEIRA CAMPANHA

A primeira campanha experimental teve caráter exploratório, com o objetivo de estabelecer referência inicial para a avaliação do desempenho dos filtros na remoção de ferro e manganês, servindo de base para a segunda campanha, na qual foi aplicado o método DCC-MSR. Nesta etapa, foram testados três arranjos de filtros: (i) filtro de areia e antracito, (ii) filtro de areia, antracito e CAG e (iii) filtro contendo apenas CAG.

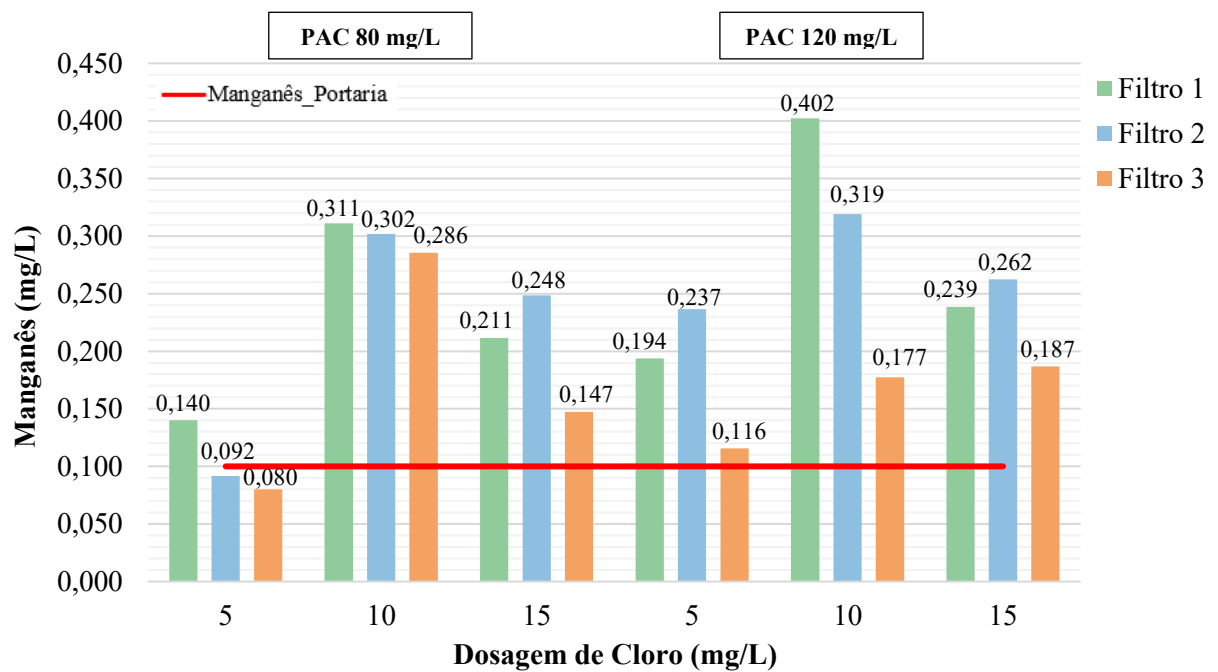
Para cada arranjo, foram avaliadas variações na dosagem de PAC (80 a 120 mg/L) e de cloro (5, 10 e 15 mg/L), permitindo observar o comportamento dos sistemas sob diferentes condições operacionais e identificar parâmetros adequados para a etapa subsequente.

É importante destacar que em relação a amostra bruta: o ferro total foi de 0,647 mg/L, manganês total foi de 0,528 mg/L, a turbidez foi 23,6 NTU e o pH de 8,065. A Figura 19 traz os gráficos combinados dos filtros com a remoção dos parâmetros citados.

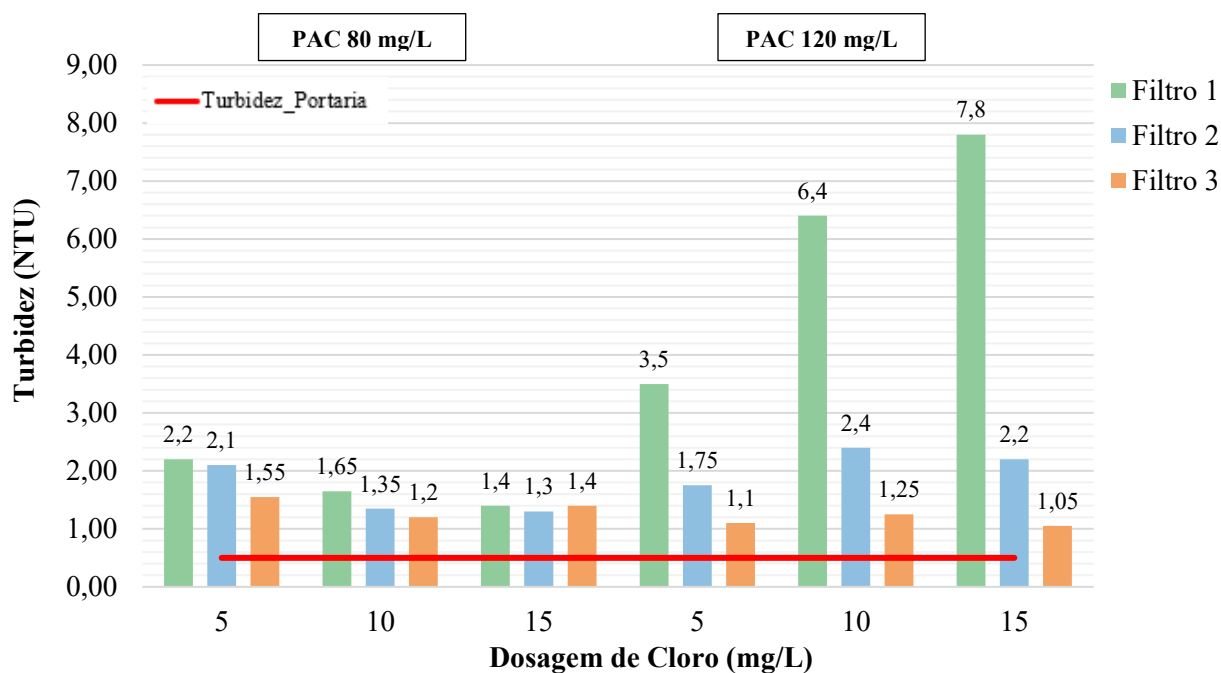
Figura 19: Gráfico combinado para a remoção de: a) ferro; b) manganês e c) turbidez e d) pH para a primeira campanha



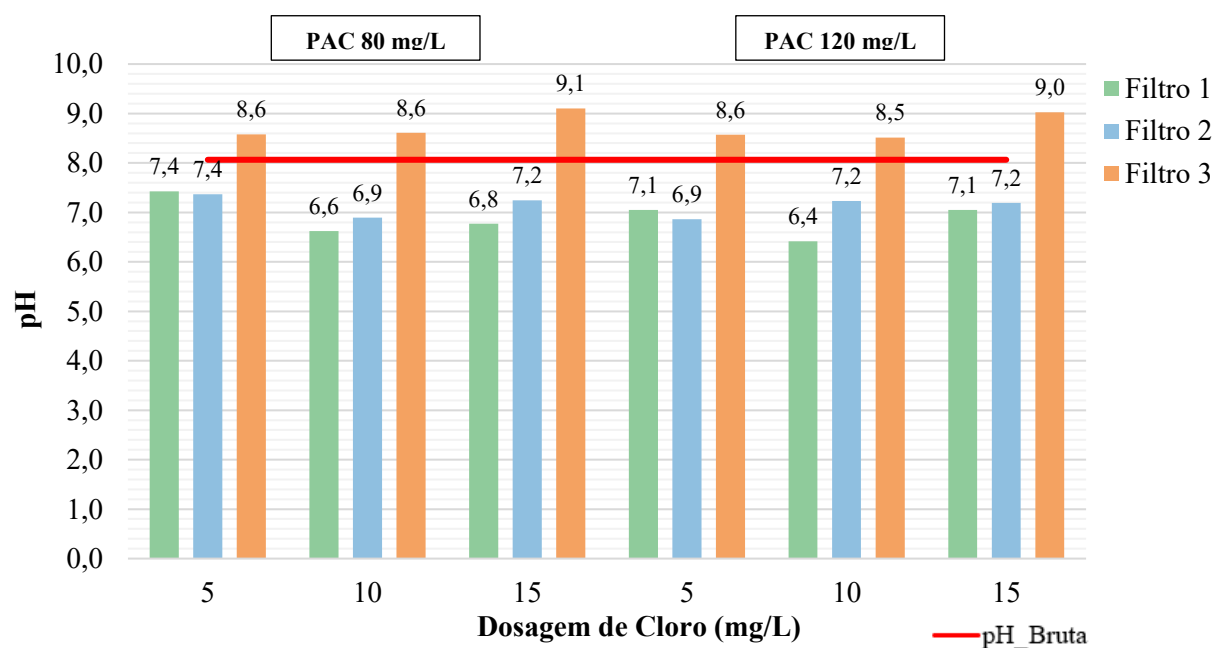
(a)



(b)



(c)



(d)

De modo geral, os resultados demonstram que todas as configurações de filtros avaliadas apresentaram concentrações de ferro inferiores ao limite estabelecido na Portaria de Potabilidade (0,3 mg/L), com valores de remoção entre 68 e 91%, evidenciando desempenho satisfatório na remoção desse parâmetro. Ainda que a linha indicativa desse valor máximo permitido não esteja representada no gráfico, observa-se que todos os resultados obtidos se

situam abaixo do referido limite, confirmando a conformidade com o padrão de potabilidade vigente.

Para o manganês, entretanto, apenas duas configurações atenderam ao limite normativo, ambas operando com as menores dosagens de cloro e de PAC e com adição de CAG — uma como meio complementar ao filtro convencional (areia/antracito + CAG) e outra constituída apenas por CAG.

A remoção de manganês está diretamente associada ao pH do meio, uma vez que a cinética de oxidação desse metal é fortemente dependente das condições alcalinas. Nesta primeira campanha, não houve ajuste de pH, mantendo-se as características naturais da água bruta. Nesse contexto, a adição de NaClO pode ter provocado alterações no equilíbrio ácido-base do sistema, especialmente em águas com baixa alcalinidade. Assim, as maiores dosagens aplicadas podem ter prejudicado a oxidação do manganês, enquanto a melhor remoção observada nas menores dosagens possivelmente está relacionada à menor interferência.

As dosagens de cloro avaliadas (5 a 15 mg/L) estão em consonância com os resultados de Khadse *et al.* (2015), que relataram baixa eficiência de remoção de ferro e manganês em menores concentrações de cloro. Os autores verificaram que, para 15 mg/L, com tempo de contato de 5 horas e pH entre 8,0 e 8,9, houve remoção significativa, destacando que a eficiência do processo está condicionada à interação entre pH, concentração de oxidante e tempo de retenção. Ainda assim, não recomendam o uso exclusivo de cloro para águas com concentrações elevadas de manganês, pois sua oxidação completa pode requerer pH superior a 9,5, condição nem sempre viável operacionalmente.

No que se refere à turbidez, nenhuma das configurações avaliadas atendeu ao limite máximo estabelecido pela portaria, sendo que o filtro com CAG apresentou os menores valores entre as alternativas testadas. Estudos de Kamiwada; Andrade; Reis (2020) observaram melhores resultados de remoção de turbidez em faixa de pH entre 7 e 9, com dosagens superiores a 30 mg/L de PAC, condição na qual predomina o mecanismo de varredura. Contudo, a aplicação de dosagens elevadas pode ser inviável sob o ponto de vista técnico-econômico, além de favorecer a reestabilização de partículas e o aumento do volume de lodo gerado. Conforme discutido por Sheng; Bilad; Shamsuddin (2023), a superdosagem de coagulante não implica necessariamente melhoria do desempenho do tratamento, podendo resultar em desperdício, possível reestabilização das partículas e comprometimento do desempenho das estações de tratamento de água.

Corroborando essa tendência, Arruda (2018), ao avaliar diferentes delineamentos experimentais, verificou que valores elevados de pH e de dosagem de coagulante não resultam,

obrigatoriamente, em melhor desempenho do tratamento. Nesse contexto, destaca-se que o avanço da automação em estações de tratamento de água (ETAs) possibilita controle mais preciso do pH e das dosagens químicas, o que pode favorecer a otimização da oxidação por cloro — um agente amplamente disponível e de baixo custo — reduzindo a necessidade de tempos de retenção excessivamente elevados, muitas vezes incompatíveis com a realidade operacional.

De todo modo, os ensaios da primeira campanha foram essenciais para entender o comportamento do sistema e constatar que altas dosagens de coagulante não implicam, necessariamente, maior eficiência no tratamento. Observou-se que concentrações excessivas podem comprometer a formação e a estabilidade dos flocos, resultando em desempenho inferior do processo. Esse comportamento é corroborado por estudos que relatam melhores resultados de turbidez com a aplicação de dosagens menores de coagulante (Bartiko; Julio; 2015).

4.4. ENSAIOS DA SEGUNDA CAMPANHA

4.4.1. Otimização da etapa de filtração do tratamento convencional

As condições experimentais para cada filtro e os resultados obtidos em relação à eficiência de remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente, estão apresentados nos tópicos a seguir. Os arranjos utilizados nos filtros na primeira campanha foram mantidos na segunda, ou seja, filtro 1 (areia e antracito), filtro 2 (areia, antracito e CAG 8 x16) e filtro 3 (CAG 8 x 30). É importante destacar que em relação a amostra bruta: o ferro total foi de 0,354 mg/L, manganês total foi de 0,547 mg/L, a turbidez foi 15,7 NTU, pH de 7,63 e a cor aparente foi de 51,7 uH.

Previamente à filtração, a água bruta foi submetida ao processo de clarificação., adotando-se as condições operacionais definidas como ótimas em estudo complementar de otimização do grupo de pesquisa: dosagem de PAC de 35 mg/L, cloro de 10 mg/L e pH ajustado para 9. Assim, os ensaios de filtração foram conduzidos sob condições previamente otimizadas da etapa de coagulação-floculação.

Foram elaborados delineamentos compostos centrais independentes para cada meio filtrante, considerando que a modificação da composição do leito altera os mecanismos predominantes de remoção, o comportamento hidráulico do sistema e, consequentemente, o

desempenho global do processo. Posteriormente, os resultados obtidos para cada filtro foram comparados entre si, visando identificar o meio filtrante de maior eficiência.

4.4.1.1. Otimização do Filtro 1

Os ensaios de filtração foram realizados no sistema em escala de bancada e os resultados dos ensaios experimentais são apresentados na matriz de experimentos do Delineamento Composto Central (DCC) de face centrada. Ao todo, realizaram-se 12 corridas experimentais, com variações de 30 a 50 cm da espessura total do leito filtrante e 200 a 300 da taxa de filtração, nas quais os efeitos das variáveis de entrada no desempenho do leito fixo foram analisados.

A Tabela 12 apresenta os ensaios e resultados dos parâmetros em relação à remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente para o filtro 1, composto por areia e antracito.

Tabela 12: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de areia e antracito no tratamento das águas da Barragem Nova Camará

Ensaio	Variáveis independentes				Variáveis dependentes			
	X ₁		X ₂		Y ₁ (%)	Y ₂ (%)	Y ₃ (%)	Y ₄ (%)
	Cd*	Real	Cd*	Real				
1	-1	30	-1	200	77,73	81,71	85,35	95,74
2	-1	30	+1	300	40,56	81,71	83,44	93,62
3	+1	50	-1	200	79,08	99,89	77,07	92,84
4	+1	50	+1	300	57,45	91	84,08	92,65
5	-1	30	0	250	58,13	81,71	86,62	95,74
6	+1	50	0	250	93,95	99,39	82,17	91,49
7	0	40	-1	200	77,06	87,29	82,17	95,16
8	0	40	+1	300	42,58	81,71	82,8	92,46
9 (C)	0	40	0	250	58,81	85,43	77,07	95,74
10 (C)	0	40	0	250	66,24	85,43	85,99	98,84
11 (C)	0	40	0	250	57,45	76,76	85,99	89,94
12 (C)	0	40	0	250	51,37	89,14	87,26	93,62

Legenda:

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: Espessura do leito filtrante (cm) X₂: Taxa de filtração (m³/m².dia); Y₁ (%): remoção de ferro; Y₂ (%): remoção de manganês; Y₃ (%): remoção de turbidez; Y₄ (%): remoção de cor aparente.

Fonte: Autoria própria (2025)

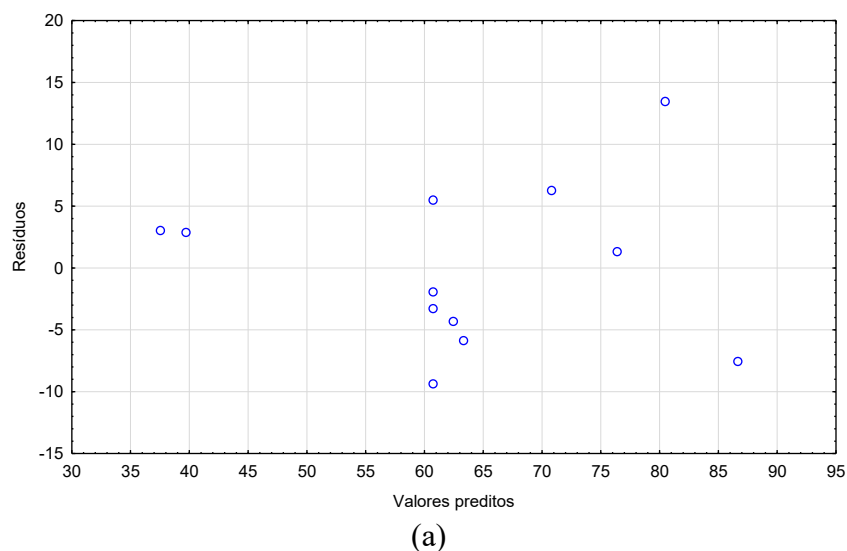
Para o parâmetro ferro, todos os filtros apresentaram remoções superiores a aproximadamente 16%, atendendo aos limites estabelecidos em portaria. De forma semelhante, para o manganês, quase todas as configurações alcançaram remoção mínima de 81,71%, com exceção do ensaio 11, que apresentou remoção próxima de 76,76%. Esse resultado pode estar associado à maior sensibilidade desse parâmetro a pequenas variações nas condições experimentais em comparação aos demais.

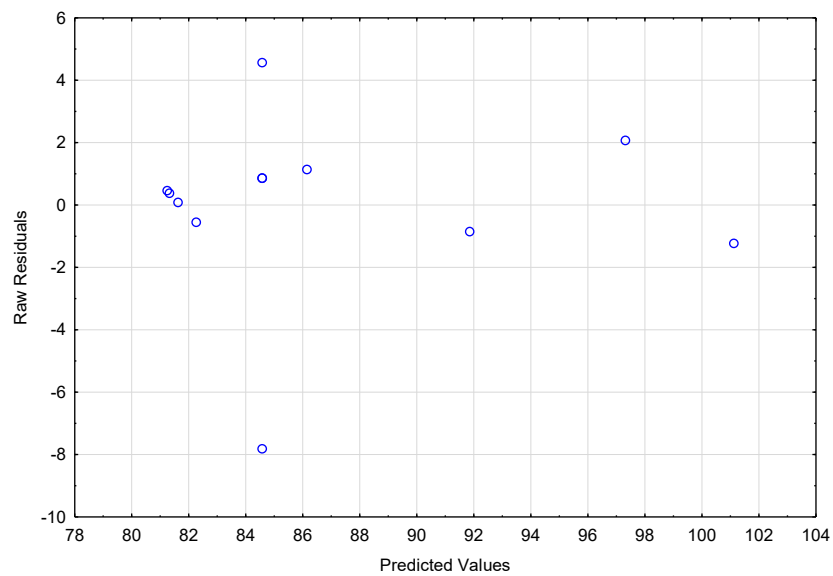
Em relação à turbidez, nenhum ensaio apresentou remoção superior a 96% nem atingiu o valor alvo de 0,5 NTU, com resultados entre 2 e 3,6 NTU. Esse cenário indica a presença de partículas coloidais e matéria em suspensão, associadas a riscos de contaminação microbiológica (Benalia *et al.*, 2024). Quanto à cor aparente, todos os ensaios apresentaram remoções superiores a 90%, atendendo ao limite de 15 uH.

Estudos como os de Saaling *et al.* (2022) e Benalia *et al.* (2024) mostram que o aumento do pH pode elevar a eficiência de remoção da turbidez. Benalia *et al.* (2024) registraram remoções superiores a 99,4% em pH 12, evidenciando a influência das condições químicas na desestabilização de partículas coloidais com biocoagulantes. Contudo, valores tão elevados de pH não são viáveis em sistemas convencionais, sendo mais adequada a otimização integrada da clarificação (Arruda, 2018).

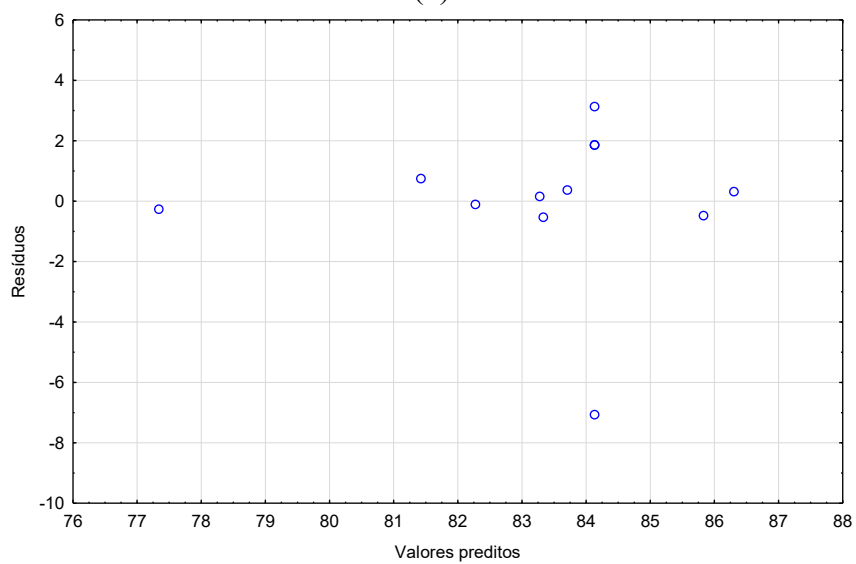
E, posteriormente, para a elaboração dos modelos de regressão, torna-se indispensável verificar o atendimento aos pressupostos de linearidade e normalidade dos resíduos. Para essa finalidade, foram analisados o gráfico de valores preditos versus resíduos e o gráfico de probabilidade normal dos resíduos, apresentados nas Figuras 20 e 21, respectivamente.

Figura 20: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1

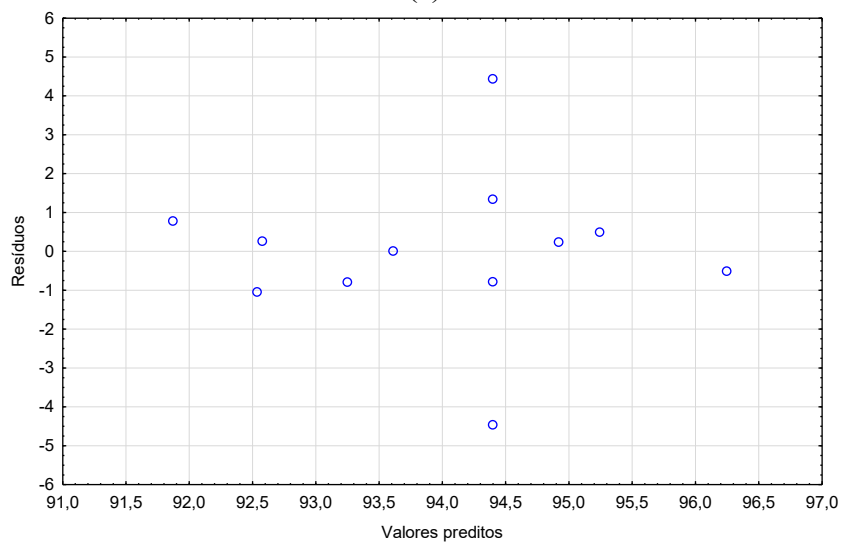




(b)



(c)



(d)

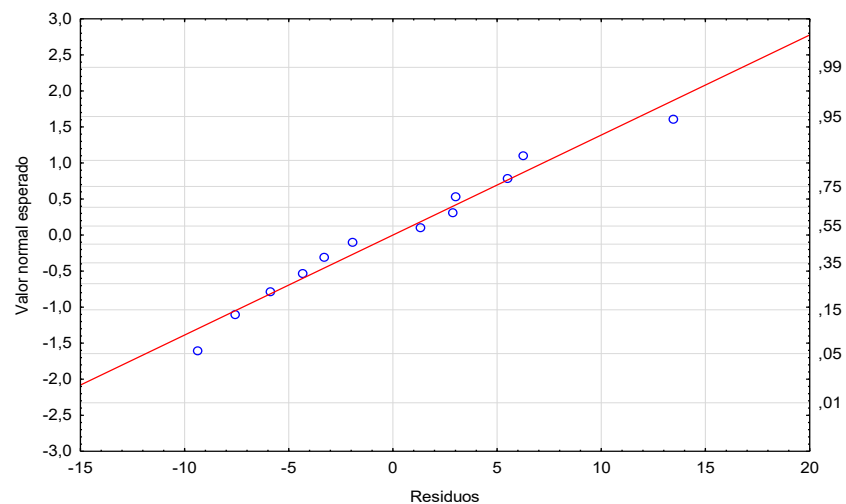
Fonte: Autoria própria (2025)

De modo geral, os gráficos de apresentam dispersão aproximadamente aleatória dos resíduos em torno da linha zero, indicando ausência de tendência sistemática evidente e sugerindo ajuste satisfatório do modelo. Para o ferro, observa-se distribuição equilibrada dos resíduos acima e abaixo da linha zero, indicando ausência de viés.

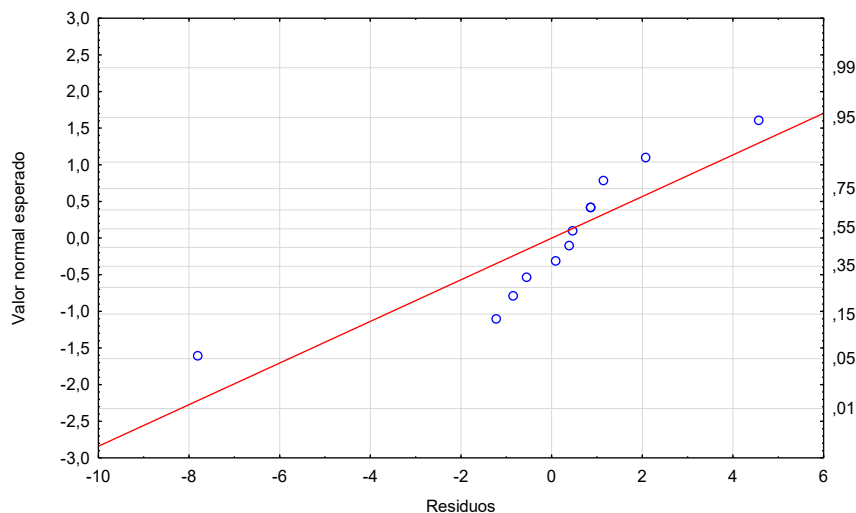
Para o manganês, há leve predominância de resíduos positivos, sugerindo pequena tendência de subestimativa dos valores pelo modelo. Já para turbidez e cor aparente, a distribuição dos resíduos mostra-se próxima do equilíbrio em torno da linha zero, não indicando tendência clara de superestimativa ou subestimativa. No caso da cor aparente, dois pontos apresentam afastamento em relação ao conjunto dos dados, caracterizando possíveis valores atípicos ou variações pontuais do processo que não foram capturadas pelo modelo.

Em seguida, foram gerados os gráficos de normalidade (Figura 21).

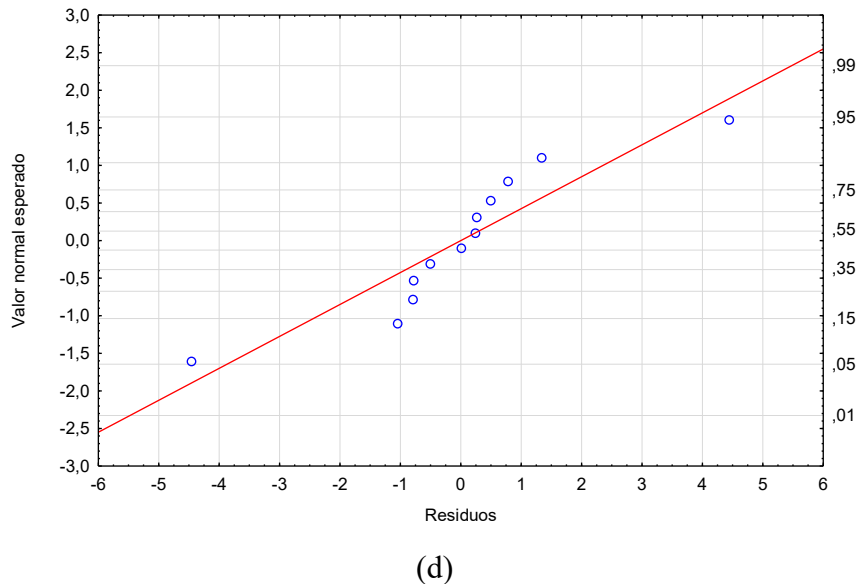
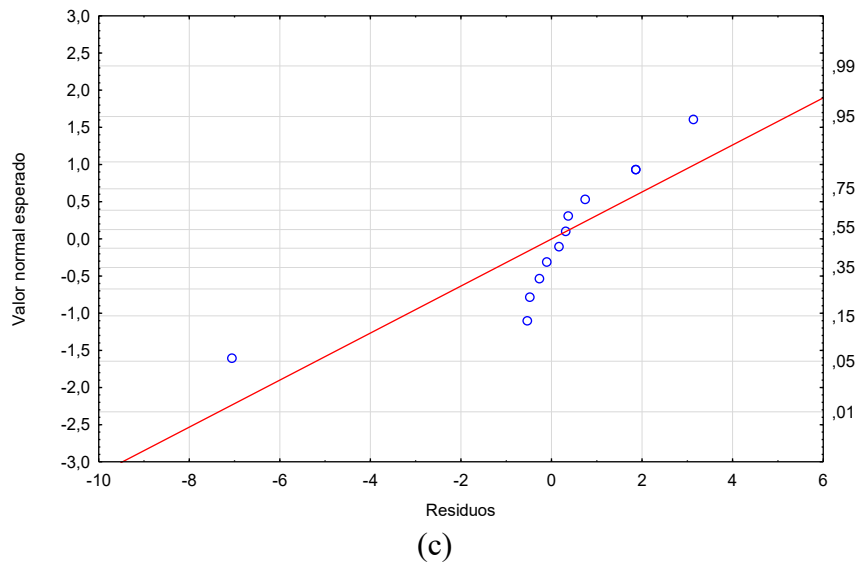
Figura 21: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1



(a)



(b)



Fonte: Autoria própria (2025)

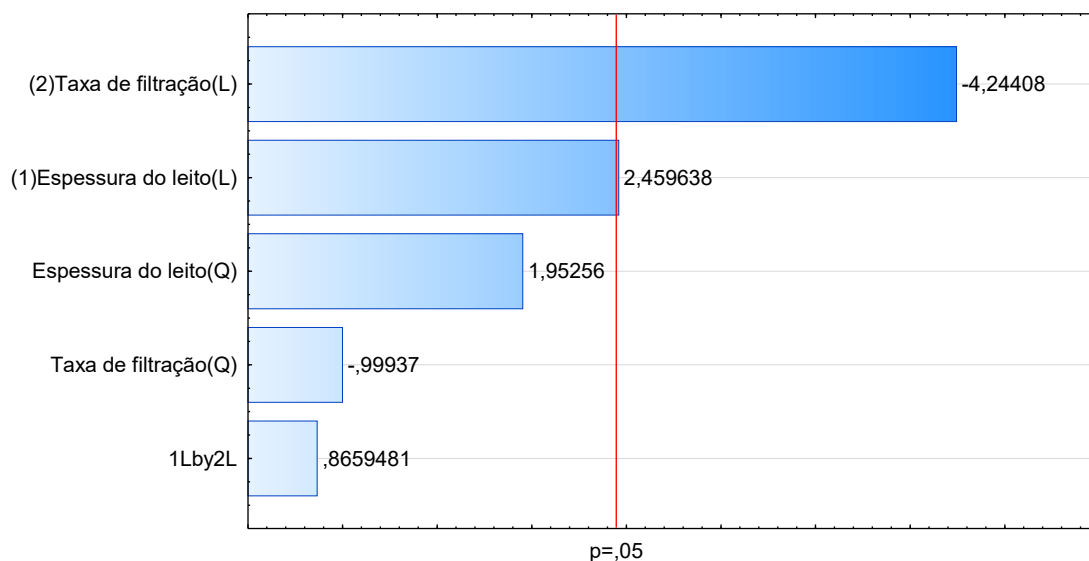
Nos gráficos de normalidade, o ferro apresenta comportamento próximo ao esperado para uma distribuição normal, uma vez que a maior parte dos pontos se alinha à reta de referência. Nos três últimos gráficos (manganês, turbidez e cor aparente), entretanto, observa-se a presença de outliers e assimetria nas extremidades, formando uma leve curvatura em “S” em torno da reta. Esse padrão sugere que, nas extremidades, os valores observados diferem dos valores previstos, indicando uma leve não normalidade ou caudas mais pesadas, possivelmente devido a variações pontuais no processo ou à presença de valores atípicos.

A análise preliminar dos gráficos de resíduos e de normalidade indica que, de modo geral, os modelos apresentam distribuição aproximada dos resíduos em torno da linha zero e boa aderência à normalidade no centro dos dados. Algumas variações nas extremidades, como

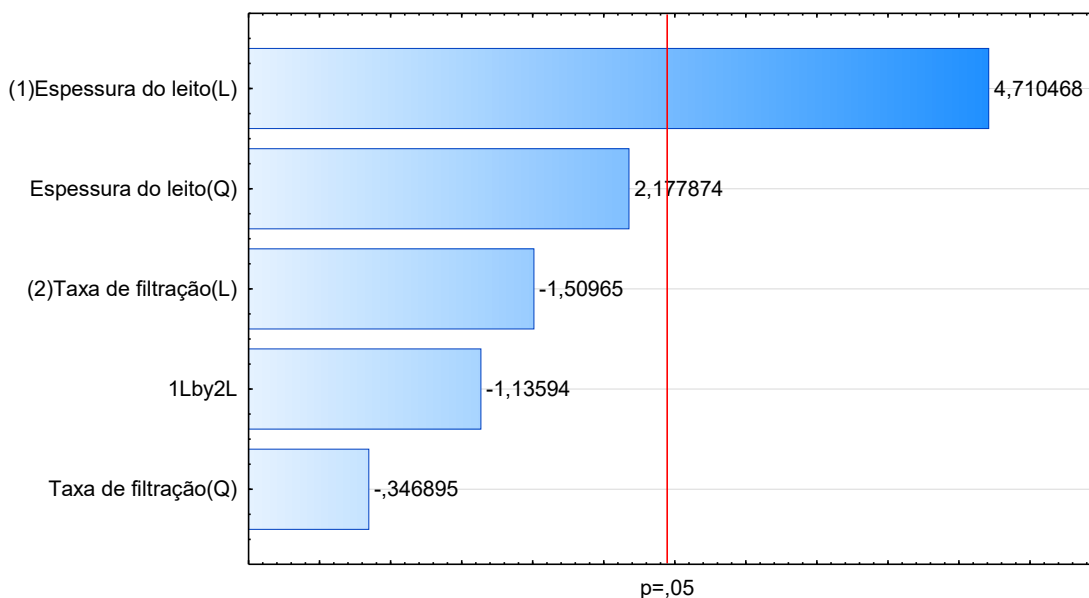
outliers ou caudas mais pesadas, foram observadas, mas não comprometem a análise, e análises estatísticas adicionais poderão identificar parâmetros significativos no modelo final

Prosseguindo com a análise estatística, baseado na Tabela 12, os efeitos das variáveis resposta e a interação entre eles foram determinados no gráfico de Pareto (Figura 22).

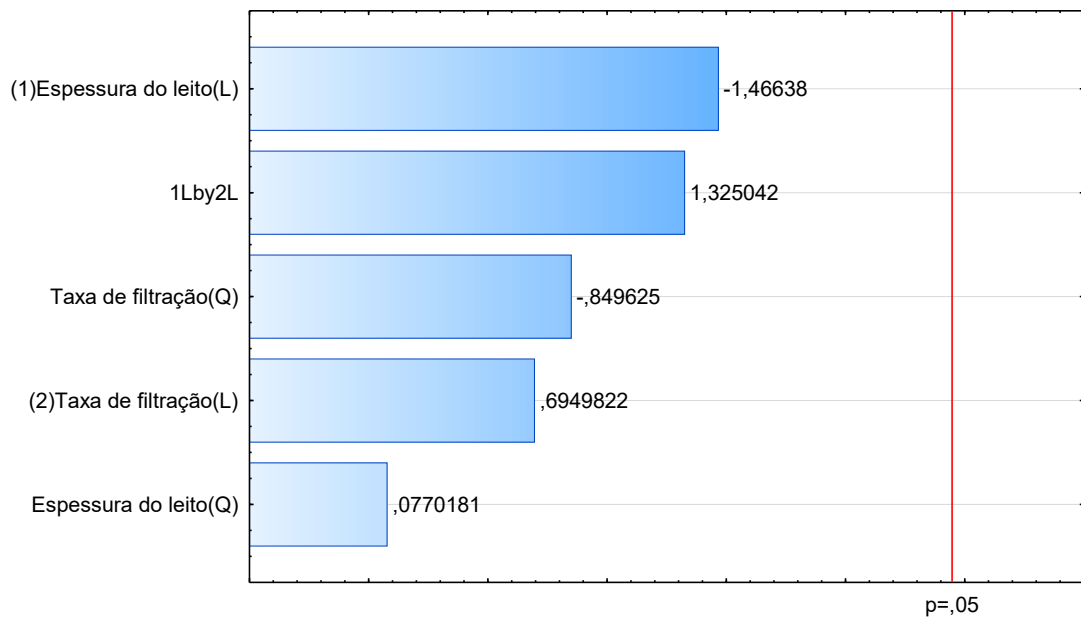
Figura 22: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 1



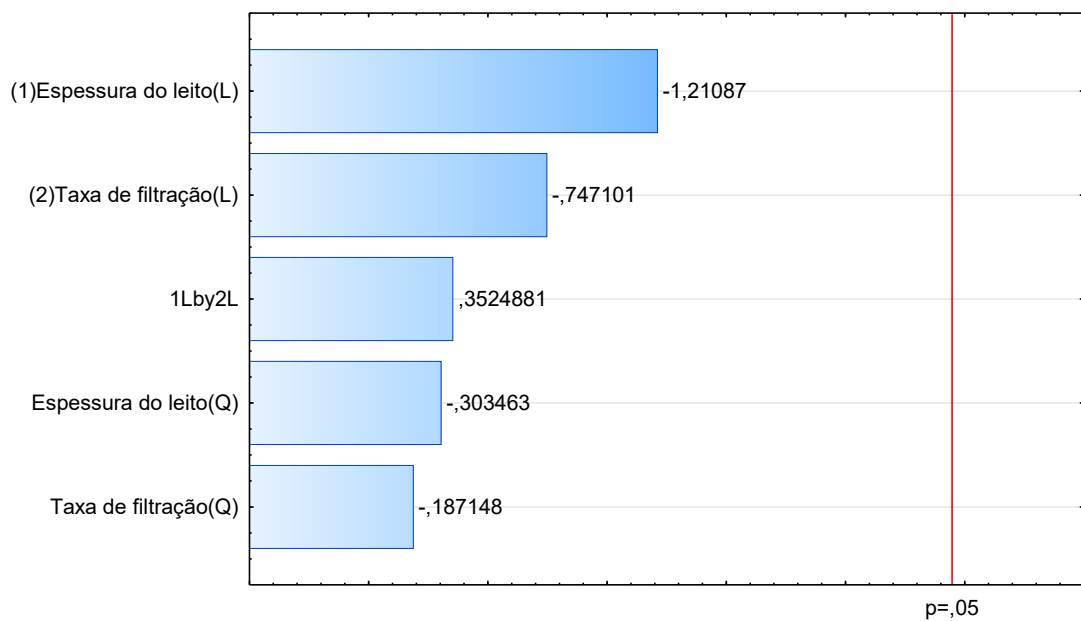
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

Os efeitos cujos retângulos estão posicionados à direita da linha divisória ($p = 0,05$) devem ser incorporados ao modelo matemático a ser desenvolvido. Além disso, o gráfico de Pareto permitiu classificar quais os efeitos são positivos ou negativos.

De acordo com a Figura 22, pode-se constatar que o termo linear da espessura do leito filtrante apresentou o efeito significativo positivo, tanto para a remoção de ferro quanto de manganês. Em termos práticos, esse comportamento sugere que quanto maior a espessura do filtro, maior a remoção desses elementos. Por outro lado, o termo linear da taxa de filtração

apresentou efeito negativo na remoção de ferro, sugerindo que taxas menores de filtração favorecem maior remoção de ferro, devido ao maior tempo de contato.

Nenhum dos efeitos avaliados ultrapassou o limite de significância estatística ($p = 0,05$), indicando que, dentro da faixa experimental investigada, não foi observada influência significativa das variáveis independentes sobre a remoção de turbidez e cor aparente. Em seguida, foram gerados os modelos matemáticos polinomiais, conforme apresentado na Tabela 13. Em negrito, estão os parâmetros significativos, conforme o gráfico de Pareto.

Tabela 13: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 1

Remoção (%)	Modelo de regressão	R ² ajustado
Ferro	$Y = \mathbf{214,52 - 9,62X_1} + 0,115X_1^2 + \mathbf{0,48X_2} - 0,002X_2^2 + 0,008X_1X_2$	0,82739
Manganês	$Y = \mathbf{84,79 - 2,31X_1} + 0,052X_1^2 + 0,29X_2 - 0,0003X_2^2 - 0,0044X_1X_2$	0,83635
Turbidez	$Y = 90,77 - 1,44X_1 + 0,00168X_1^2 + 0,190X_2 - 0,0007X_2^2 + 0,00446X_1X_2$	0,46230
Cor	$Y = 97,65 + 0,030X_1 - 0,0051X_1^2 + 0,007X_2 - 0,0001X_2^2 + 0,00097X_1X_2$	0,28008

X_1 : Espessura do leito filtrante; X_2 : Taxa de filtração

Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se que os modelos ajustados para as variáveis remoção de ferro e manganês apresentaram coeficientes de determinação elevados ($R^2 > 0,82$), indicando que grande parte da variabilidade dos dados experimentais é explicada pelo modelo, o que caracteriza bom ajuste e adequada capacidade preditiva. Por outro lado, para turbidez e cor, os valores de R^2 situaram-se entre 0,28 e 0,46, evidenciando baixo a moderado poder explicativo e, consequentemente, limitada capacidade de predição. De acordo com Montgomery (2019) valores elevados de R^2 indicam que o modelo descreve de forma satisfatória a variabilidade da resposta, enquanto valores baixos sugerem que fatores importantes podem não estar contemplados no modelo ou que a relação entre as variáveis não é adequadamente representada pela estrutura proposta.

Além disso, a análise de variância indicou que, para as variáveis cor e turbidez, os modelos não apresentaram significância estatística ($p > 0,05$), evidenciando que, nas condições avaliadas, os fatores estudados não exerceram influência significativa sobre essas respostas. Da mesma forma, os termos quadráticos de espessura e taxa de filtração não se mostraram significativos para nenhuma das variáveis analisadas, conforme gráfico de Pareto. Em razão disso, optou-se por apresentar a ANOVA considerando apenas os termos lineares para as variáveis remoção de ferro e remoção de manganês, cujos modelos demonstraram significância estatística e melhor desempenho explicativo, conforme apresentado na Tabela 14.

Tabela 14: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis significativas das etapas de filtração para o filtro 1

Remoção (%)	Parâmetros	SQ	GL	QM	F	P
Ferro	X ₁	487,081	1	487,081	13,05393	0,036426
	X ₂	1450,193	1	1450,193	38,86567	0,008323
	Falta de ajuste	371,131	3	123,710	3,31548	0,175603
	Erro puro	111,939	3	37,313		
	Total	2798,667	11			
Manganês	X ₁	339,7538	1	339,7538	12,31251	0,039228
	Falta de ajuste	9,0903	3	3,0301	0,10981	0,948761
	Erro puro	82,7826	3	27,5942		
	Total	561,3843	11			

X₁: Espessura do leito filtrante; X₂: Taxa de filtração

Fonte: Autoria própria (2025)

Com base na ANOVA (Tabela 14) as variáveis de entrada X₁ e X₂ apresentaram efeito significativo a um nível de significância menor que 5% ($\alpha = 0,05$) para remoção de ferro, e com o mesmo nível de significância para X₁ para remoção de manganês. Assim, para essas variáveis, há uma baixa probabilidade de aceitação da hipótese nula e consequentemente, efeito estatisticamente influente na variável de resposta avaliada. A taxa de filtração (X₂) ($p = 0,008323$) foi a variável de resposta mais influente para a remoção de ferro. Esses dados corroboram com o gráfico de Pareto.

A ausência de efeitos significativos para turbidez e cor aparente pode ser explicada, primeiramente, pela baixa variabilidade observada nessas respostas dentro do intervalo experimental, o que limita a capacidade do modelo de identificar a influência das variáveis independentes. Além disso, a demora na realização de algumas leituras pode ter contribuído para pequenas flutuações nos valores, reduzindo ainda mais a detecção de efeitos significativos.

Na Tabela 15, apresentam-se os valores observados, previstos pelo modelo e os resíduos correspondentes, permitindo avaliar a capacidade do modelo em reproduzir os dados experimentais e a magnitude dos erros de ajuste.

Tabela 15: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de filtração para o filtro 1

Ens.	Remoção de ferro			Remoção de manganês			Remoção de turbidez			Remoção de cor		
	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)
1	77,73	76,41	1,32	81,71	81,62	0,09	85,35	85,83	-0,48	95,74	96,24	-0,51
2	40,56	37,55	3,02	81,71	81,24	0,47	83,44	83,28	0,162	93,62	93,61	0,009
3	79,08	86,66	-7,6	99,89	101,18	-1,23	77,07	77,34	-0,27	92,84	92,58	0,265
4	57,45	63,33	-5,9	91,00	91,85	-0,85	84,08	83,71	0,372	92,65	91,87	0,780
5	58,13	62,47	-4,4	81,71	82,26	-0,55	86,62	86,30	0,316	95,74	95,4	0,497
6	93,95	80,49	13,4	99,39	97,31	2,0	82,17	82,28	-0,10	91,49	92,54	-1,05
7	77,06	70,80	6,26	87,29	86,15	1,134	82,17	81,42	0,746	95,16	94,92	0,241
8	42,58	39,71	2,87	81,71	81,33	0,38	82,80	83,33	-0,53	92,46	93,25	-0,79
9(C)	58,81	60,75	-1,9	85,43	84,57	0,86	77,07	84,13	-7,06	95,74	94,4	1,342
10(C)	66,24	60,75	5,49	85,4	84,57	0,86	85,99	84,13	1,860	98,84	94,4	4,442
11(C)	57,45	60,75	-3,3	76,76	84,57	-7,81	85,99	84,13	1,860	89,94	94,4	-4,46
12(C)	51,37	60,75	-9,4	89,14	84,57	4,57	87,26	84,13	3,130	93,62	94,4	-0,78

Legenda:

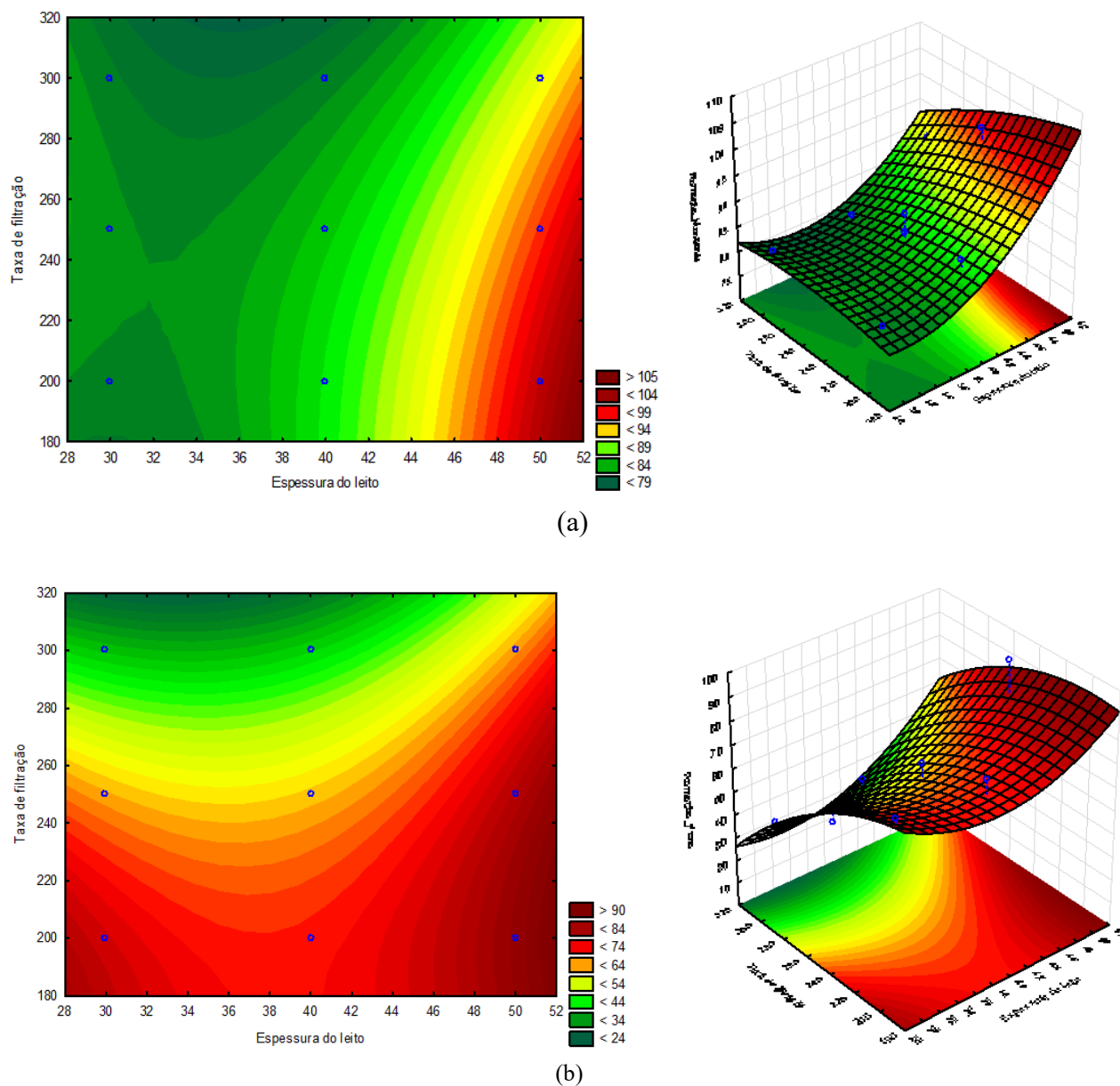
V.O: Valor Observado; V.P: Valor Predito

Fonte: Autoria própria (2025)

Ao examinar a Tabela 15, observa-se que a variação dos erros foi maior para ferro (-9,4 a 13,4) e manganês (-7,81 a 4,57), enquanto para turbidez (-7,06 a 3,13) e cor aparente (-4,46 a 4,44) os erros foram numericamente menores. A maior amplitude do ferro reflete a variabilidade natural nos ensaios, embora o modelo consiga prever adequadamente os extremos, como evidenciado pelo gráfico de normalidade, no qual todos os pontos permanecem equidistantes da reta. Em contraste, manganês apresentou faixa de erro menor, provavelmente devido à menor variabilidade nos ensaios, enquanto cor e turbidez exibiram erros ainda menores e mais uniformes, refletindo variação reduzida e a ausência de variáveis significativas nos respectivos modelos. Dessa forma, a maior faixa de erro do ferro não indica deficiência do modelo, mas sim a amplitude natural do parâmetro aliada à capacidade do modelo de capturar corretamente os valores extremos.

Por fim, foram geradas as curvas de contorno e as superfícies de respostas apenas para as variáveis remoção de ferro e manganês, conforme ilustrado na Figura 23.

Figura 23: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) ferro; b) manganês para o filtro 1



Fonte: Autoria própria (2025)

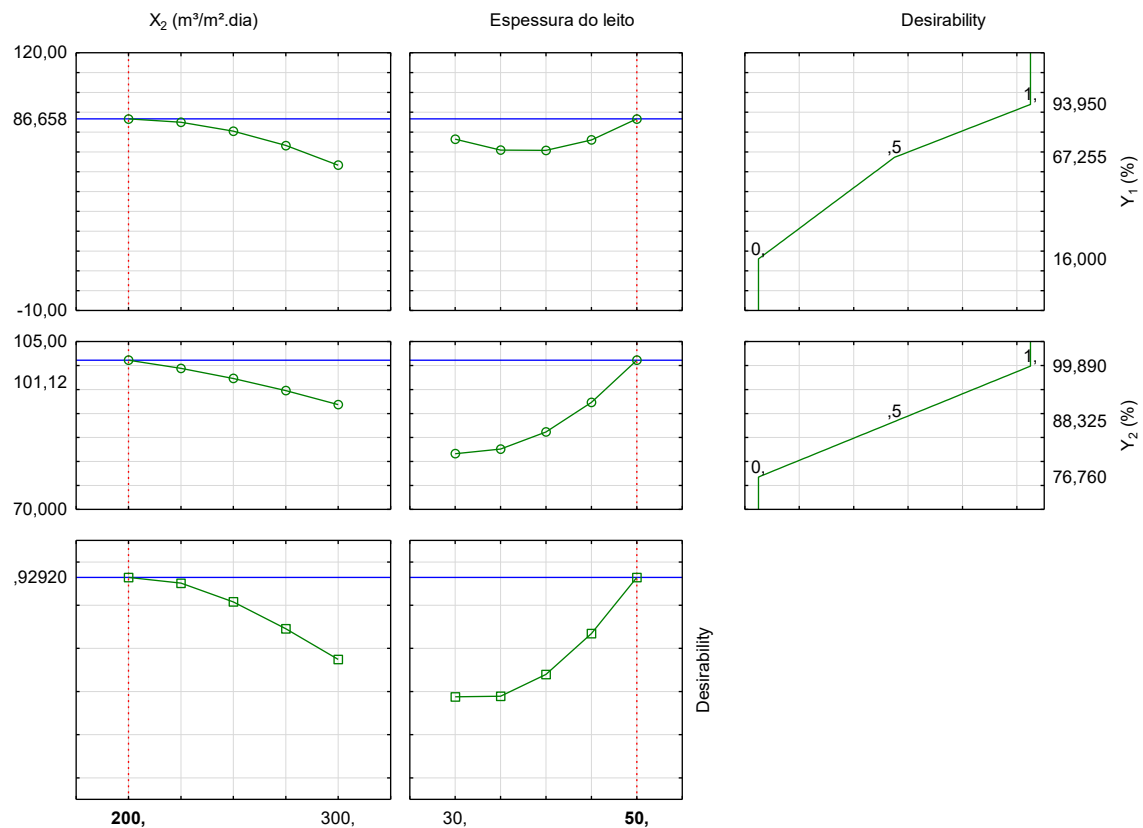
Para atender às exigências da portaria de potabilidade, é necessária uma remoção mínima de 16% para o ferro e de 81,71% para o manganês. Considerando que os padrões organolépticos estabelecidos pela portaria se referem à água após o tratamento completo, a análise do gráfico de ferro indica que todas as combinações de taxa de filtração e espessura do leito filtrante atingem a remoção mínima exigida. No entanto, observa-se que o aumento da taxa de filtração tende a reduzir a eficiência de remoção, enquanto maiores espessuras do leito proporcionam melhores resultados.

Para o manganês, a remoção mínima de 81,71% é alcançada quando a espessura do leito se encontra aproximadamente entre 35 e 52 cm, e a taxa de filtração varia entre 180 e 250 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$. Embora a redução simultânea da taxa de filtração e da espessura também resulte em remoções satisfatórias, a região que combina maior espessura com menor taxa de filtração apresenta os melhores desempenhos, com percentuais de remoção superiores a 90%.

A partir dos modelos propostos, foi realizado a estimativa das condições ótimas para a remoção de ferro e manganês por meio da função de desejabilidade. A Figura 24 ilustra os diagramas da função de desejabilidade que descrevem as condições ideais para a espessura de leito filtrante e taxa de filtração em escala de bancada, dentro dos intervalos avaliados (Tabela 12).

Esta metodologia baseia-se na transformação de cada resposta em uma escala adimensional de desejabilidades individuais. A escala de desejabilidades individuais pode variar de 0 (para uma resposta inaceitável) a 1 (para a resposta desejada). Com as desejabilidades individuais, torna-se possível obter a desejabilidade global (D) (Novaes *et al.*, 2017).

Figura 24: Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando a remoção simultânea de ferro e manganês

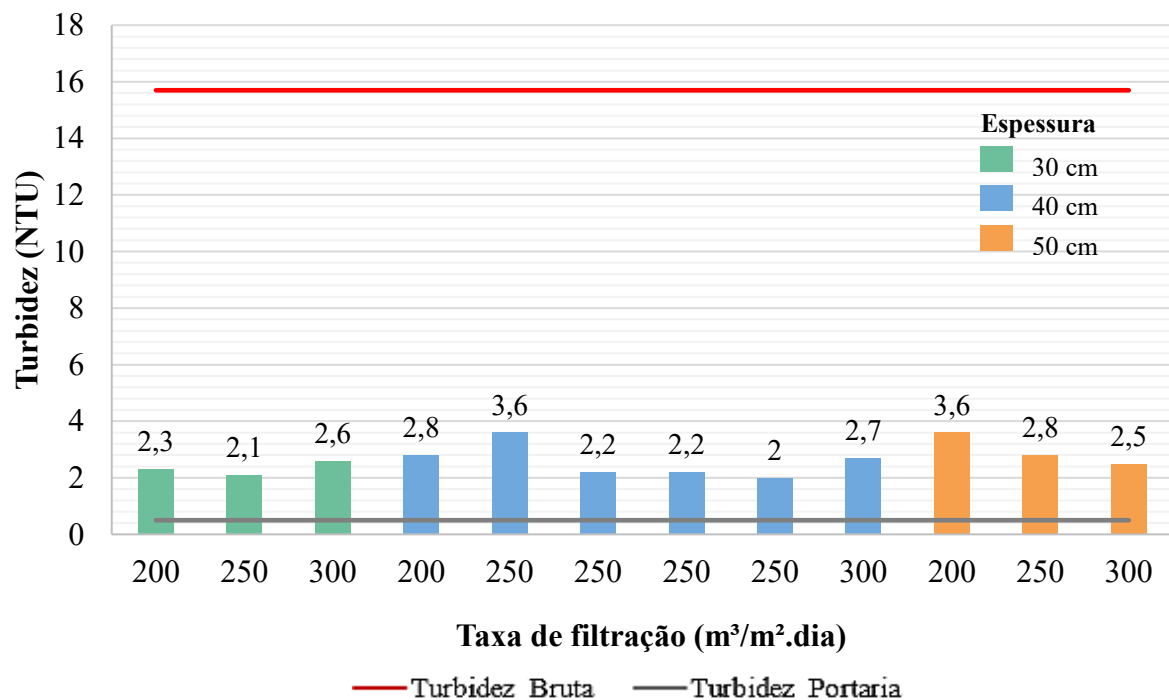


Fonte: Autoria própria (2025)

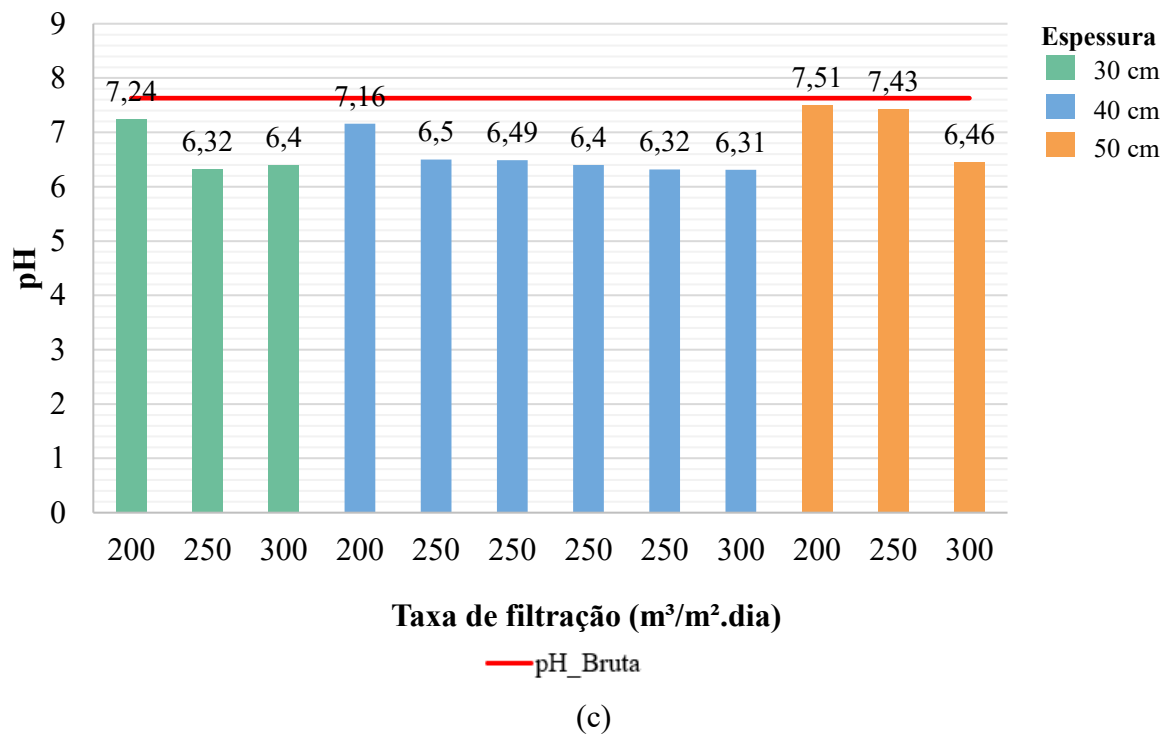
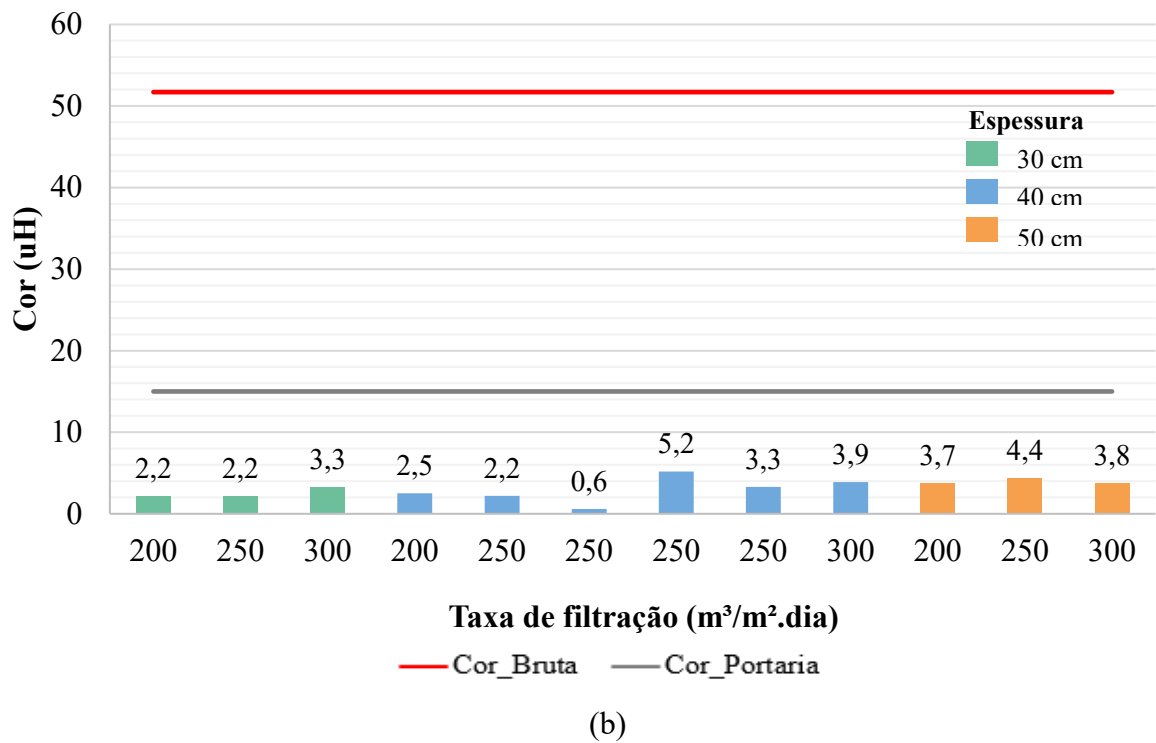
A otimização simultânea indicou como condição ótima a menor taxa de filtração, 200 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e a maior espessura de leito, 50 cm, resultando em desejabilidade global de 0,929. Observa-se que o ponto ótimo se localiza na fronteira da região experimental, indicando que o aumento da espessura e a redução da taxa favorecem a remoção. O modelo previu remoção de ferro de 86,658%, enquanto para o manganês superior a 100%, o que constitui ajuste quadrático, devendo ser interpretado como remoção máxima próxima de 100%. Como o ponto ótimo foi localizado na fronteira experimental, recomenda-se a ampliação da faixa de estudo para taxas inferiores a 200 e espessuras superiores a 50 cm.

Embora os modelos estatísticos para turbidez e cor aparente não tenham apresentado significância, será realizada uma análise descritiva dessas respostas. Os resultados serão comparados com os limites estabelecidos pela portaria, permitindo avaliar a eficiência prática dos filtros e identificar as condições experimentais que proporcionam valores de turbidez e cor dentro dos padrões legais. Essa abordagem possibilita discutir, de forma qualitativa, a influência da espessura do leito e da taxa de filtração sobre a remoção dessas variáveis, mesmo na ausência de suporte estatístico para generalizações. Foi acrescentada também uma análise do pH e os gráficos estão ilustrados na Figura 25.

Figura 25: Gráfico combinado para a remoção de: a) turbidez; b) cor aparente e c) pH para o filtro 1



(a)



Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se na Figura 25 (a) que o aumento da espessura do meio filtrante não resultou em melhoria consistente da turbidez, uma vez que o leito de 50 cm apresentou os maiores valores absolutos (2,5 a 3,6) quando comparado aos leitos de 30 cm e 40 cm. Esse

comportamento sugere que, dentro da faixa operacional estudada, a retenção de partículas esteve mais relacionada ao equilíbrio hidráulico do sistema do que propriamente ao aumento da profundidade do leito.

A turbidez residual observada pode estar associada a limitações inerentes à escala de bancada, especialmente quanto à distribuição hidráulica e à ausência de maturação prolongada do leito filtrante. Em sistemas em escala real, a maior área transversal e a operação contínua favorecem a formação de uma camada ativa de retenção, potencializando a remoção de partículas finas.

Além disso, Arruda (2018) destaca que uma água com alta carga de sólidos, decorrente de decantação deficiente, reduz a eficiência da filtração devido ao entupimento precoce do leito, o que pode intensificar o arraste de partículas e comprometer ainda mais os níveis de turbidez. Embora a espessura não tenha sido significativa para a remoção de turbidez, estudos de Di Bernardo e Teixeira (1986) observaram que maiores espessuras para filtros de areia proporcionam maior estabilidade do efluente ao longo da carreira de filtração. Os autores verificaram que filtros com camadas menores apresentaram tendência mais rápida de deterioração da turbidez, enquanto os de maior espessura, embora sujeitos a maior perda de carga, mantiveram melhor desempenho na retenção de partículas. Esses resultados indicam que o aumento da espessura pode favorecer a eficiência e a segurança operacional do processo, ainda que implique maior resistência hidráulica.

Para cor aparente, a ausência de tendência clara sugere que, dentro da faixa operacional estudada, a cor aparente apresentou baixa sensibilidade às variáveis avaliadas. Mas, apesar da ausência de tendência operacional definida em função da taxa de filtração e da espessura do leito, todas as condições avaliadas apresentaram eficiência de remoção superior a 90%.

Por fim, em relação ao pH, observou-se redução em todas as condições avaliadas quando comparadas à água bruta, indicando consumo de alcalinidade ao longo do tratamento e melhores remoção dos metais por meio da oxidação. Esse comportamento está diretamente associado à etapa de clarificação, especialmente à aplicação de PAC bem como do NaClO. Além disso, é importante ressaltar que, por apresentar basicidade previamente incorporada em sua estrutura, o PAC promove menor consumo de alcalinidade e, conseqüentemente, menor variação de pH quando comparado a coagulantes convencionais, como o sulfato de alumínio (Kamiwada; Andrade; Reis, 2020).

E, embora a areia e o antracito sejam considerados materiais predominantemente inertes do ponto de vista químico, a retenção de partículas contendo hidróxidos metálicos, matéria orgânica e resíduos de coagulante pode favorecer a continuidade de reações no interior do leito

filtrante. Assim, a redução observada não está associada a interação direta com o meio filtrante, mas sim à dinâmica das reações químicas.

4.4.1.2. Otimização do Filtro 2

De forma similar, a Tabela 16 apresenta os ensaios e resultados dos parâmetros em relação à remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente para o filtro 2, composto por areia e antracito, mais uma camada de CAG 8 x 16.

Tabela 16: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de areia, antracito e CAG no tratamento das águas da Barragem Nova Camará

Ensaio	Variáveis independentes				Variáveis dependentes			
	X ₁		X ₂		Y ₁ (%)	Y ₂ (%)	Y ₃ (%)	Y ₄ (%)
	Cd*	Real	Cd*	Real				
1	-1	30	-1	200	95,31	72,43	82,80	93,04
2	-1	30	+1	300	83,81	48,29	75,16	90,72
3	+1	50	-1	200	84,49	66,86	68,79	91,30
4	+1	50	+1	300	75,03	59,43	71,97	89,56
5	-1	30	0	250	85,84	44,57	87,26	86,46
6	+1	50	0	250	77,06	63,14	75,16	92,46
7	0	40	-1	200	89,90	72,43	68,15	93,81
8	0	40	+1	300	82,46	59,43	83,44	89,56
9 (C)	0	40	0	250	81,79	50,14	79,62	89,94
10 (C)	0	40	0	250	90,57	53,86	88,54	89,75
11 (C)	0	40	0	250	85,84	50,14	88,54	93,42
12 (C)	0	40	0	250	87,87	59,43	89,81	87,43

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: Espessura do leito filtrante (cm) X₂: Taxa de filtração (m³/m².dia); Y₁ (%): remoção de ferro; Y₂ (%): remoção de manganês; Y₃ (%): remoção de turbidez; Y₄ (%): remoção de cor aparente.

Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se que, para a remoção de ferro, o filtro com adição de CAG apresentou os melhores desempenhos, com todas as eficiências acima de 75%. Em contrapartida, para o manganês, nenhuma amostra atingiu o valor mínimo de remoção de 81,71%, indicando, inicialmente, que a apenas a inclusão da camada de CAG não exerceu influência sobre a remoção de manganês total nas condições avaliadas.

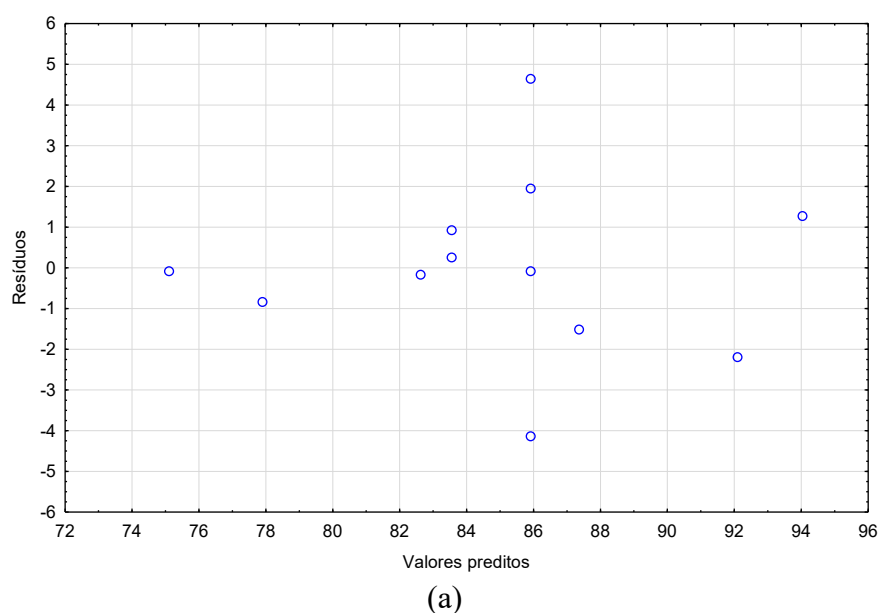
Em relação à turbidez, nenhuma configuração atendeu ao limite de 0,5 NTU estabelecido em portaria; contudo, os filtros operando no ponto central (espessura 40 cm e taxa de $250 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$) apresentaram os maiores percentuais de remoção, superiores a 85%. Para cor aparente, verificou-se comportamento distinto: duas das amostras com melhor desempenho para turbidez são as piores para cor, com remoções inferiores a 87%, evidenciando que os mecanismos envolvidos podem responder de forma diferente às mesmas condições.

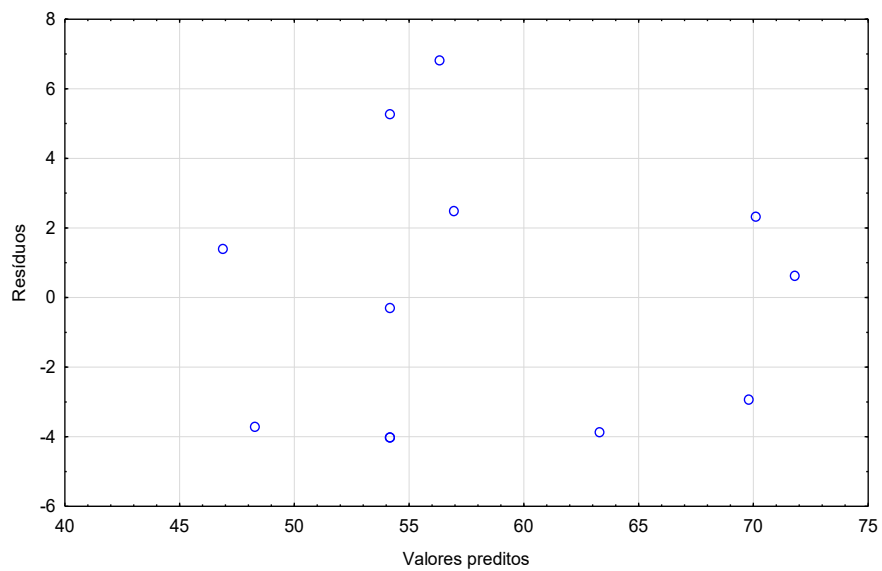
Segundo Propolsky e Romanovski (2025), a remoção de ferro e manganês está relacionada à turbidez, pois a presença de películas orgânicas ou biofilmes no meio filtrante pode comprometer a atividade catalítica e a retenção física dos precipitados, favorecendo o arraste de partículas finas e contribuindo para turbidez residual. De forma complementar, Emboaba (2019) observou manganês residual em todas as condições avaliadas, mesmo com reduções significativas, reforçando que sua remoção é mais complexa que a do ferro.

Por outro lado, embora o CAG não tenha se mostrado determinante para a remoção de manganês neste estudo, sua aplicação pode ser estratégica para o controle de matéria orgânica natural e redução da formação de subprodutos da desinfecção (DBPs), conforme destacado por Anderson *et al.* (2023), especialmente em mananciais com concentrações crescentes de carbono orgânico dissolvido (COD).

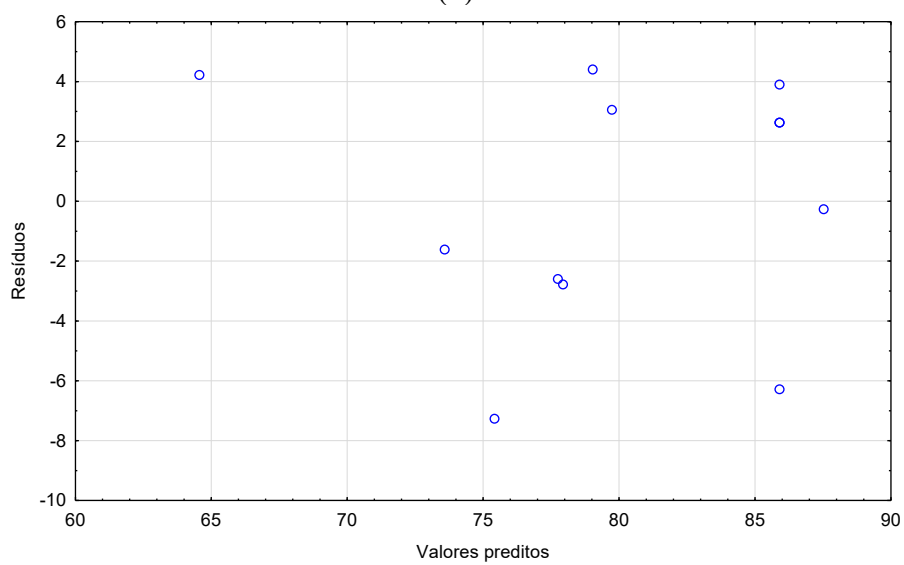
Para verificar os pressupostos da regressão, foram analisados o gráfico de valores preditos versus resíduos e o gráfico de probabilidade normal dos resíduos, apresentados nas Figuras 26 e 27, respectivamente.

Figura 26: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2

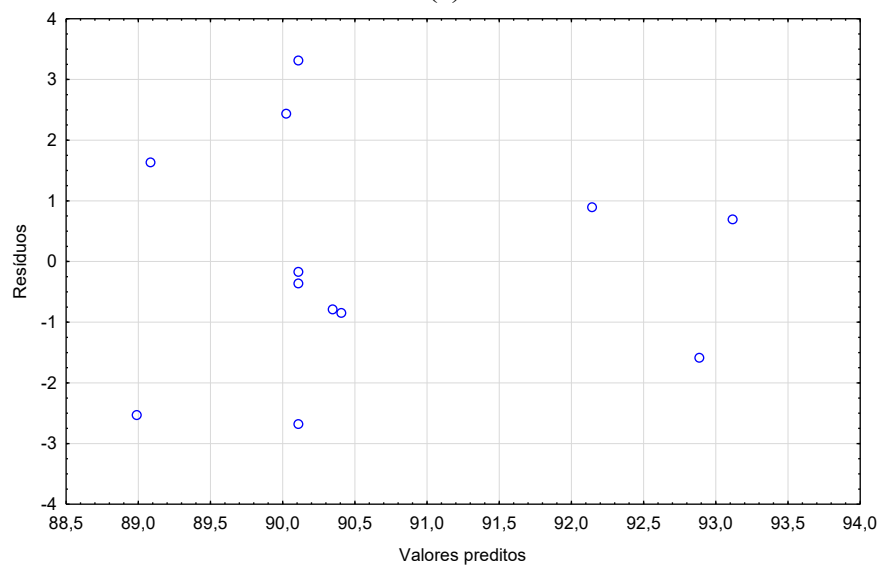




(b)



(c)

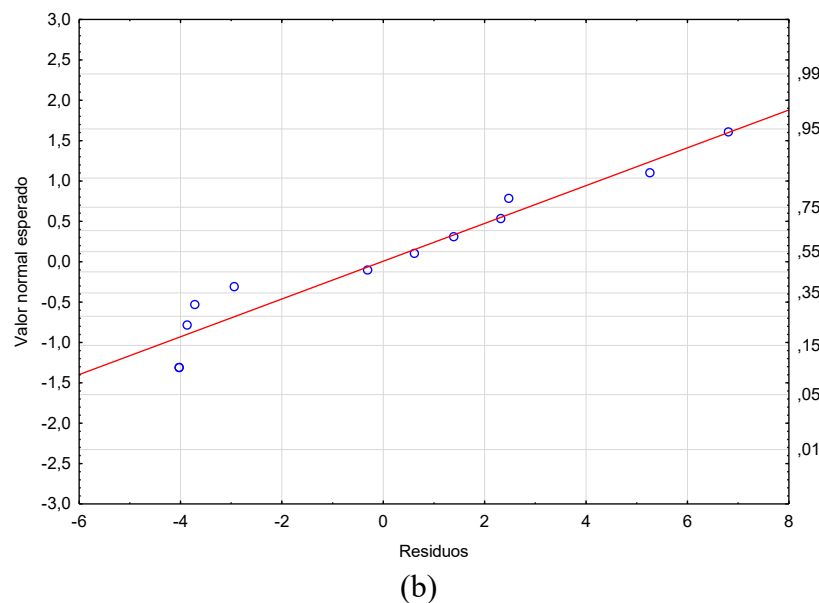
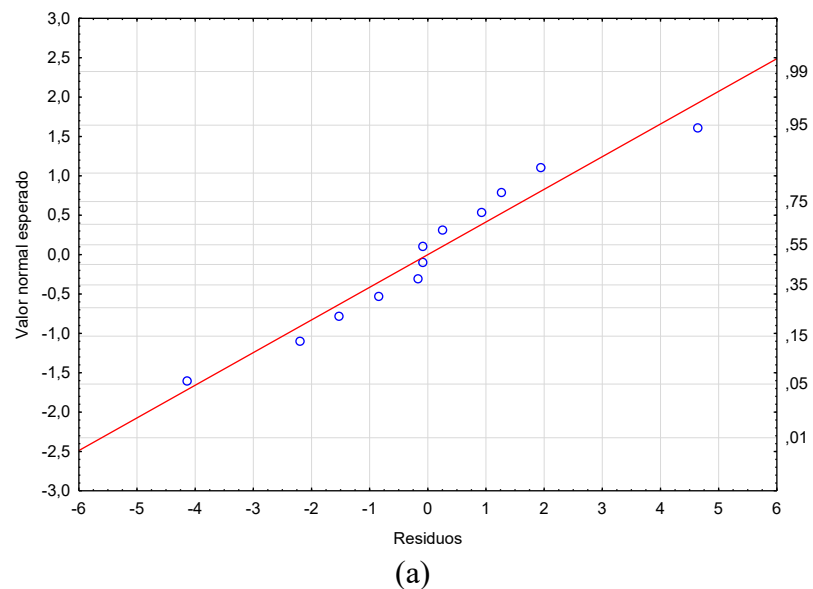


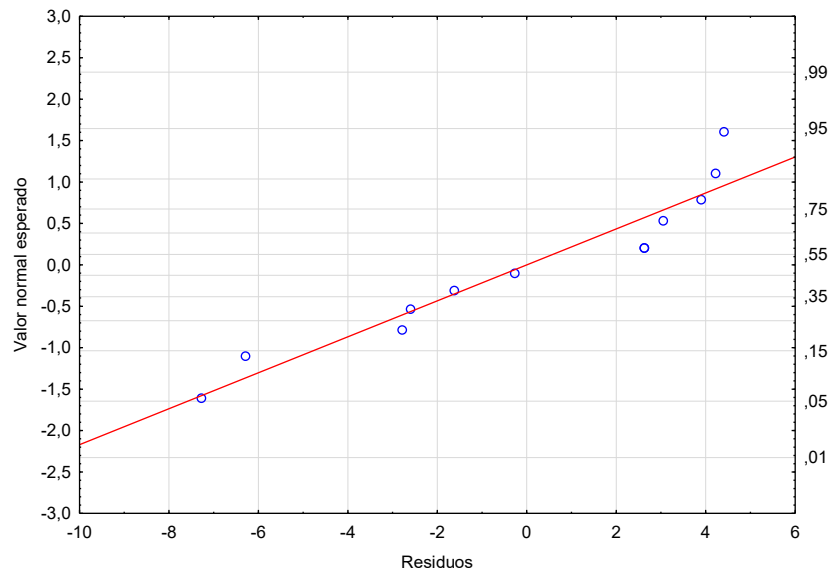
(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

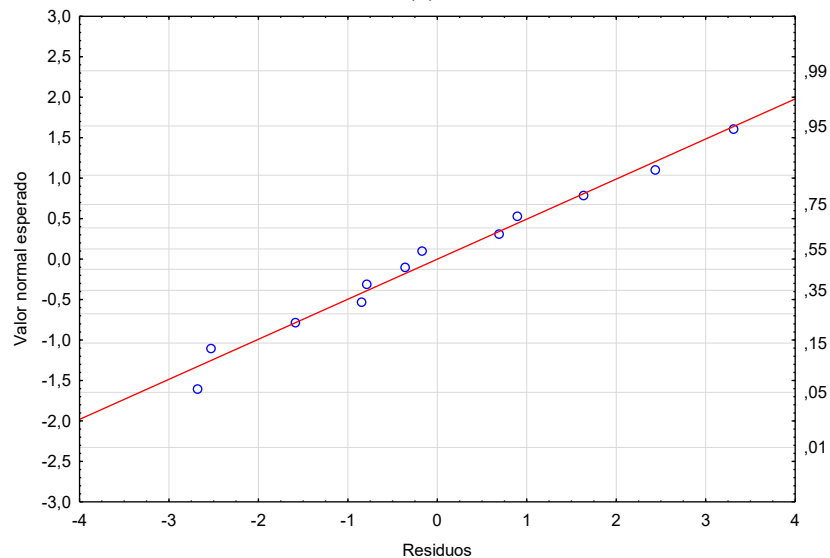
Para o filtro 2, observa-se que para o ferro, os resíduos mantêm distribuição relativamente equilibrada em torno da linha de referência, indicando boa concordância entre valores observados e estimados pelo modelo. No caso do manganês, observa-se discreta predominância de resíduos positivos, sugerindo leve tendência de subestimação das respostas. Para turbidez e cor aparente, verifica-se maior concentração de pontos abaixo da linha zero, indicando tendência de superestimação dos valores previstos. Essa característica é mais pronunciada para a cor aparente, o que pode refletir maior variabilidade desse parâmetro ou a influência de fatores não contemplados pelo modelo.

Figura 27: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2





(c)



(d)

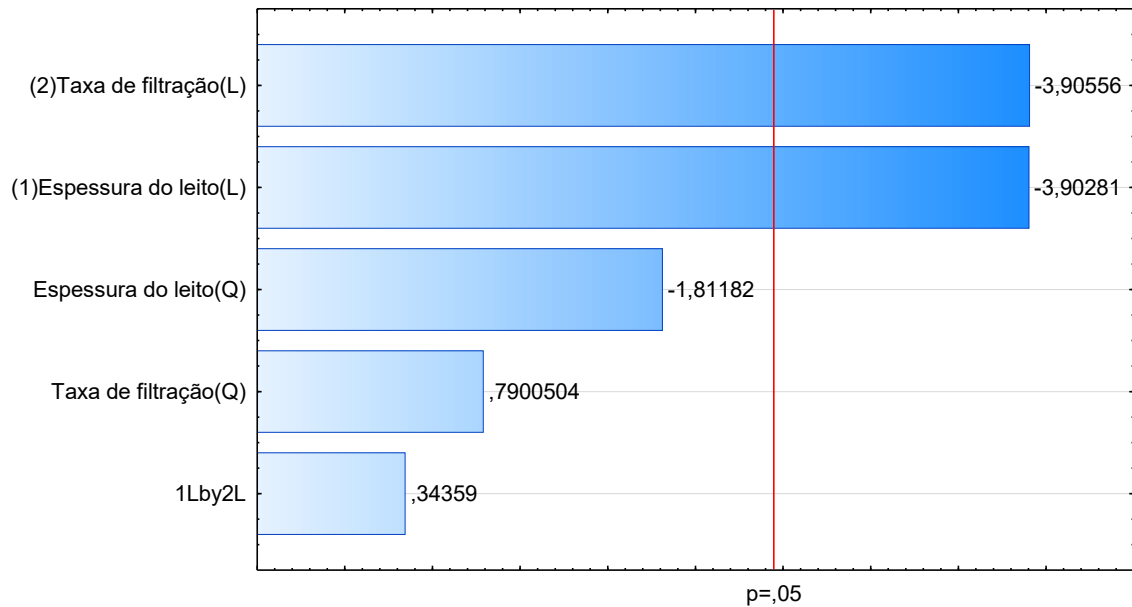
Fonte: Autoria própria (2025)

Para os gráficos de normalidade (Figura 27), indicam comportamento próximo ao esperado para a distribuição normal, uma vez que a maior parte dos pontos se dispõe ao longo da reta, exceto para os de manganês e turbidez que possuem alguns outliers na extremidade. Ainda assim, o conjunto dos pontos mantém tendência linear razoável, indicando que a normalidade pode ser considerada aceitável sob o ponto de vista prático.

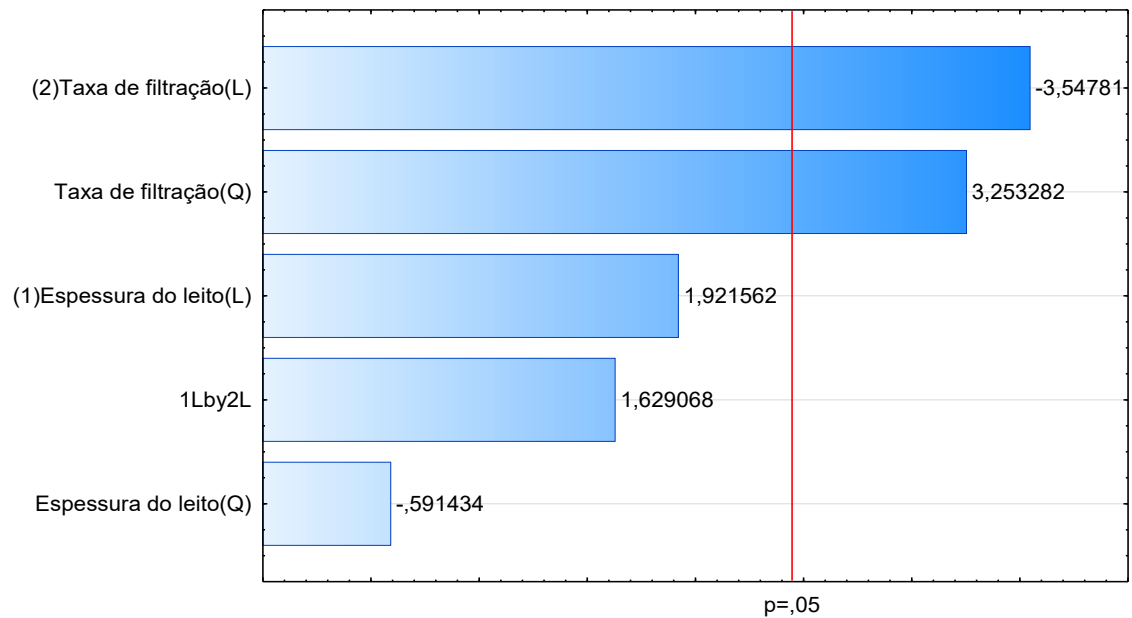
A análise preliminar dos gráficos de resíduos indica que os modelos atendem, de forma geral, aos pressupostos da regressão, especialmente quanto à linearidade, independência e normalidade dos erros, não sendo observados padrões ou tendências sistemáticas que comprometam o ajuste. Ainda assim, a adequação estatística dos modelos será confirmada nas etapas seguintes, por meio das análises complementares.

Prosseguindo com a análise estatística, baseado na Tabela 16, os efeitos das variáveis resposta e a interação entre eles foram determinados no gráfico de Pareto na Figura 28.

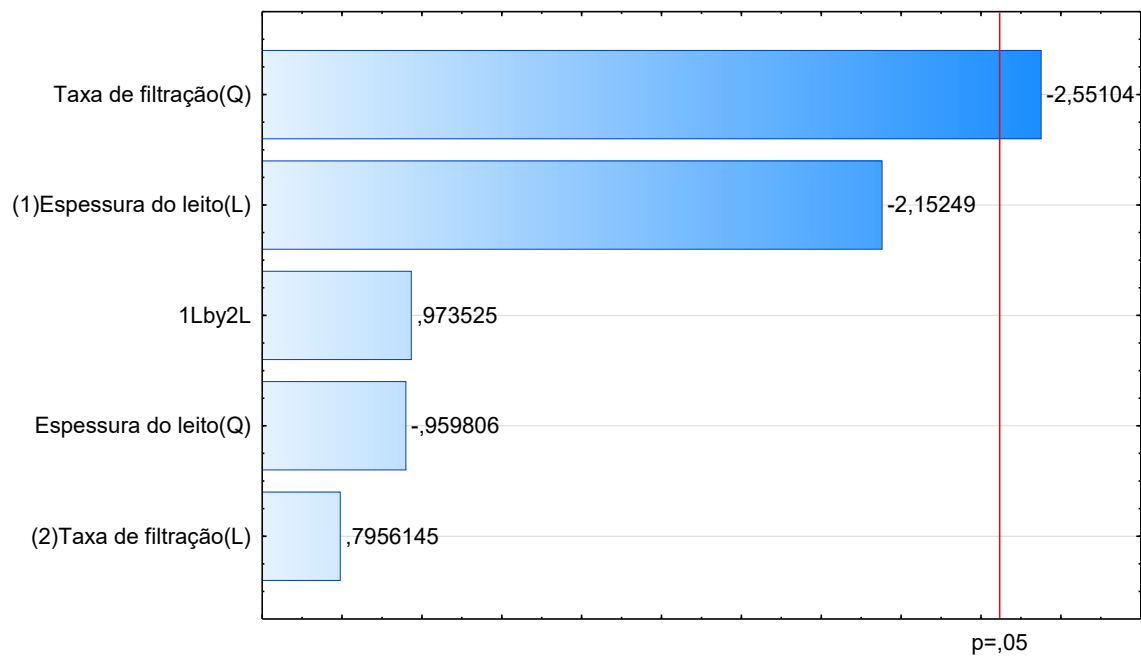
Figura 28: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 2



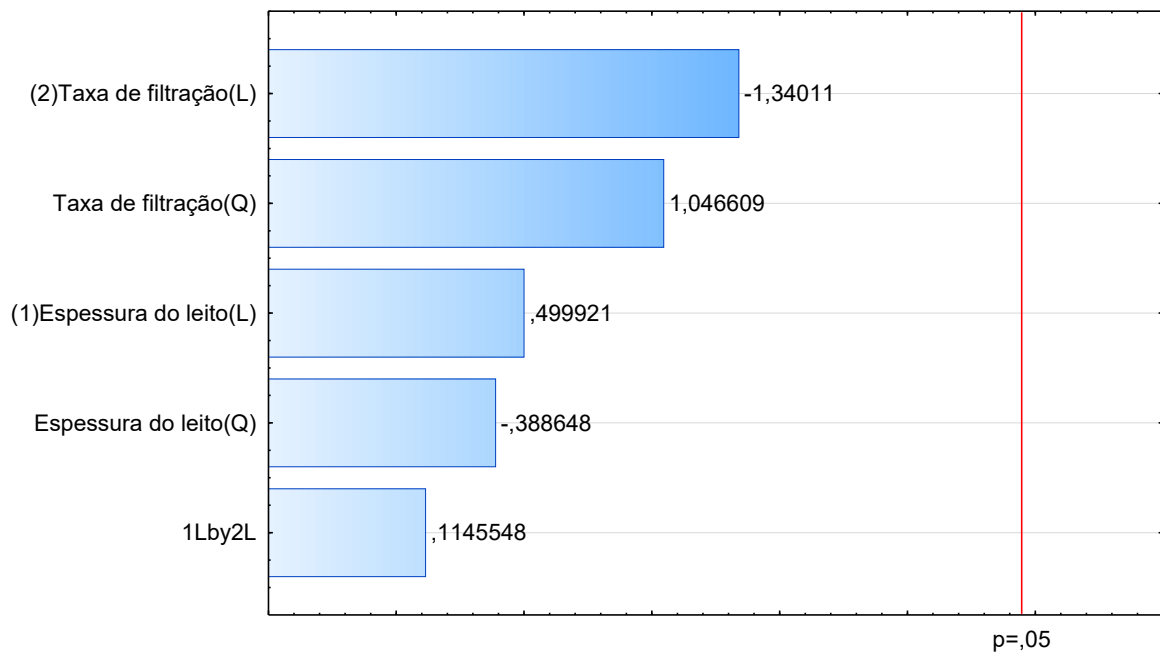
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

O gráfico de Pareto demonstrou que o termo linear da espessura do leito foi significativo apenas para a remoção de ferro, apresentando influência negativa. De forma semelhante, a taxa de filtração também exerceu efeito negativo sobre esse parâmetro no filtro com CAG. Entretanto, no filtro 1 (sem CAG), a espessura do leito apresentou influência positiva, indicando que o aumento da profundidade favoreceu a remoção.

Essa diferença pode estar associada aos mecanismos de atuação do CAG, que além da retenção física típica dos filtros granulares, também promove adsorção superficial. Assim, a remoção não depende exclusivamente da profundidade do leito, uma vez que parte dos metais — inclusive na forma solúvel — pode ser retida por interações químicas na superfície do carvão. Dessa forma, o aumento da espessura pode não resultar em ganhos proporcionais de eficiência, já que há um mecanismo adicional de remoção atuando predominantemente nas camadas onde ocorre maior contato efetivo entre a água e o material adsorvente.

Para o manganês, o termo linear da taxa de filtração apresentou influência negativa, enquanto o termo quadrático foi positivo, sugerindo a existência de uma faixa ótima de operação. Isso indica que aumentos iniciais na taxa podem melhorar a remoção até determinado ponto, possivelmente por favorecer a renovação do meio e o contato com superfícies ativas; contudo, taxas mais elevadas reduzem o tempo de contato e comprometem a eficiência, evidenciando a maior complexidade envolvida na remoção desse metal.

Em relação à turbidez, o termo quadrático da taxa de filtração apresentou efeito negativo, confirmando que vazões mais elevadas prejudicam o desempenho do filtro. Esse comportamento está de acordo com os fundamentos da filtração, pois o aumento da taxa reduz o tempo de contato e intensifica as forças de arraste, facilitando a passagem de partículas finas pelo leito. Conforme destacado por Hasan, Al-Baidhani e Al-Saadi (2020), maiores velocidades diminuem a eficiência de remoção e aumentam a perda de carga, independentemente do tipo de filtro. Para a cor aparente, nenhum efeito foi estatisticamente significativo, possivelmente em razão da baixa variação inicial desse parâmetro. Além disso, conforme discute Landim (2005), águas com baixa turbidez podem apresentar limitações na formação de flocos, o que pode influenciar indiretamente o desempenho da filtração.

Por fim, Che Harun *et al.* (2022) demonstraram que filtros compostos apenas por areia podem alcançar eficiências superiores a 95% na remoção de ferro e manganês em água subterrânea, sob condições controladas. Contudo, embora apresentem desempenho elevado em escala experimental, em contexto de ETA filtros exclusivamente de areia podem implicar maiores perdas de carga e tempos operacionais mais longos, o que pode limitar sua viabilidade prática quando comparados a configurações otimizadas.

Em seguida, foram gerados os modelos matemáticos polinomiais, conforme apresentado na Tabela 17. Em **negrito**, estão os parâmetros significativos, conforme o gráfico de Pareto.

Tabela 17: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 2

Remoção (%)	Modelo de regressão	R ² ajustado
Ferro	$Y = 121,92 + 1,91X_1 - 0,033X_1^2 - 0,42X_2 + 0,0005X_2^2 + 0,0010X_1X_2$	0,84972
Manganês	$Y = 384,48 - 0,20X_1 - 0,019X_1^2 - 2,53X_2 + 0,004X_2^2 + 0,0084X_1X_2$	0,83236
Turbidez	$Y = -118,77 + 0,77X_1 - 0,033X_1^2 + 1,556X_2 - 0,0034X_2^2 + 0,0054X_1X_2$	0,73224
Cor	$Y = 128,79 + 0,46X_1 - 0,006X_1^2 - 0,367X_2 + 0,0006X_2^2 + 0,0003X_1X_2$	0,3447

X_1 : Espessura do leito filtrante; X_2 : Taxa de filtração

Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se que os modelos ajustados para as variáveis remoção de ferro e manganês apresentaram coeficientes de determinação elevados ($R^2 > 0,8$), indicando que mais de 80% da variabilidade dos dados foi explicada pelos fatores estudados, o que representa bom ajuste estatístico. Para turbidez, o R^2 foi de 0,73 (73%), valor moderado à alto, sugerindo que parte da variação pode estar associada a fatores não incluídos no modelo. Por outro lado, para a cor, o R^2 de 0,34 (34%) evidencia baixo poder explicativo. A Tabela 18 apresenta a ANOVA considerando apenas os termos estatisticamente significativos para ferro, manganês e turbidez.

Tabela 18: Análise de Variância (ANOVA) para as variáveis significativas das etapas de filtração para o filtro 2

Remoção (%)	Parâmetros	SQ	GL	QM	F	p
Ferro	X_1	134,2374	1	134,2374	9,807830	0,051995
	X_2	134,4267	1	134,4267	9,821659	0,051906
	Falta de ajuste	11,8172	3	3,9391	0,287801	0,833197
	Erro puro	41,0603	3	13,6868		
	Total	351,8554	11			
Manganês	X_2	331,0808	1	331,0808	17,17596	0,025516
	X_2^2	278,3928	1	278,3928	14,44259	0,031997
	Falta de ajuste	99,9939	3	33,3313	1,72918	0,331955
	Erro puro	57,8275	3	19,2758		
	Total	941,4163	11			
Turbidez	X_2^2	200,9709	1	200,9709	9,059727	0,057215
	Falta de ajuste	118,7411	3	39,5804	1,784275	0,323077
	Erro puro	66,5487	3	22,1829		
	Total	691,9955	11			

X_1 : Espessura do leito filtrante; X_2 : Taxa de filtração

Fonte: Autoria própria (2025)

Adotou-se como critério de significância o valor de $p < 0,05$. Entretanto, observa-se que alguns termos foram considerados relevantes mesmo apresentando valores muito próximos ao limite convencional, como 0,051995 e 0,051906 (para ferro) e 0,057215 (para turbidez).

Do ponto de vista estatístico, esses valores são tecnicamente superiores a 0,05 e, portanto, não seriam considerados significativos. Contudo, por estarem muito próximos ao nível de significância adotado, podem ser interpretados como efeitos marginais ou limítrofes, especialmente em estudos experimentais com número reduzido de ensaios, onde pequenas variações amostrais podem influenciar o p-valor.

Na Tabela 19, apresentam-se os valores observados, previstos pelo modelo e os resíduos correspondentes, permitindo avaliar a capacidade do modelo em reproduzir os dados experimentais e a magnitude dos erros de ajuste.

Tabela 19: Respostas observadas, respostas previstas e erro experimental para as respostas analisadas na etapa de filtração para o filtro 2

Ens.	Remoção de ferro			Remoção de manganês			Remoção de turbidez			Remoção de cor		
	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)	V.O. (%)	V.P. (%)	Erro (%)
1	95,31	94,04	1,27	72,43	70,11	2,32	82,80	79,75	3,05	93,04	92,14	0,896
2	83,81	83,56	0,26	48,29	46,9	1,39	75,16	77,95	-2,79	90,72	89,08	1,636
3	84,49	83,56	0,93	66,86	69,80	-2,94	68,79	64,57	4,22	91,30	92,89	-1,59
4	75,03	75,12	-0,09	59,43	63,3	-3,87	71,97	73,59	-1,62	89,56	90,41	-0,85
5	85,84	87,36	-1,52	44,57	48,29	-3,71	87,26	87,53	-0,27	86,46	88,99	-2,53
6	77,06	77,90	-0,84	63,14	56,33	6,81	75,16	77,76	-2,60	92,46	90,02	2,435
7	89,90	92,1	-2,2	72,43	71,81	0,62	68,15	75,42	-7,27	93,81	93,12	0,692
8	82,46	82,63	-0,17	59,43	56,96	2,48	83,44	79,03	4,41	89,56	90,35	-0,79
9(C)	81,79	85,93	-4,14	50,14	54,17	-4,03	79,62	85,91	-6,29	89,94	90,11	-0,17
10(C)	90,57	85,93	4,64	53,86	54,17	-0,31	88,54	85,91	2,63	89,75	90,11	-0,36
11(C)	85,84	85,93	-0,09	50,14	54,17	-4,03	88,54	85,91	2,63	93,42	90,11	3,309
12(C)	87,87	85,93	1,94	59,43	54,17	5,26	89,81	85,91	3,9	87,43	90,11	-2,68

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

Fonte: Autoria própria (2025)

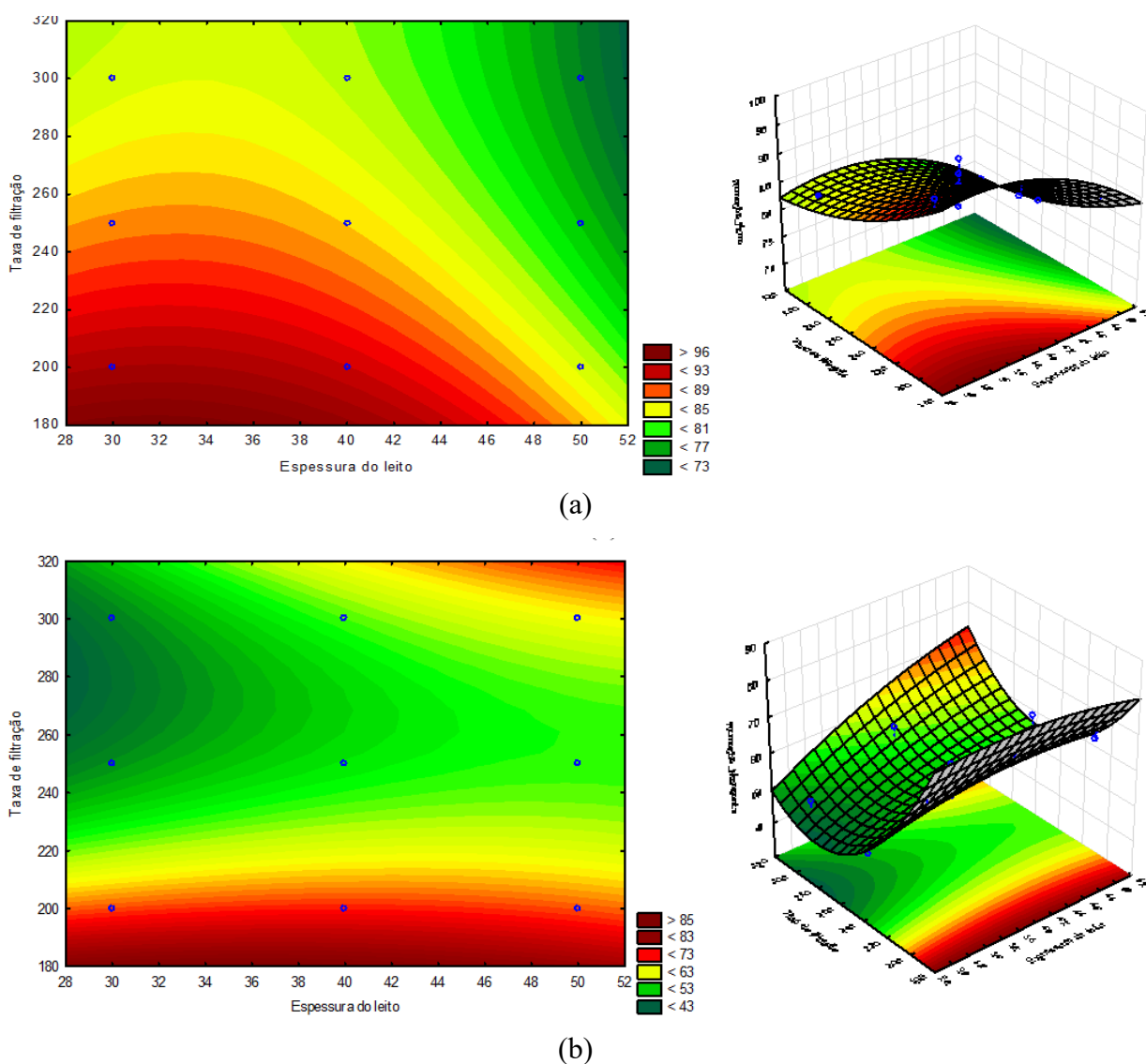
Ao examinar a Tabela 19, observa-se que a amplitude dos resíduos foi maior para manganês (-4,03 a 6,81), ferro (-4,14 a 4,64) e turbidez (-7,27 a 4,41), enquanto para a cor aparente os valores variaram em faixa numericamente menor (-2,68 a 3,309). À primeira vista,

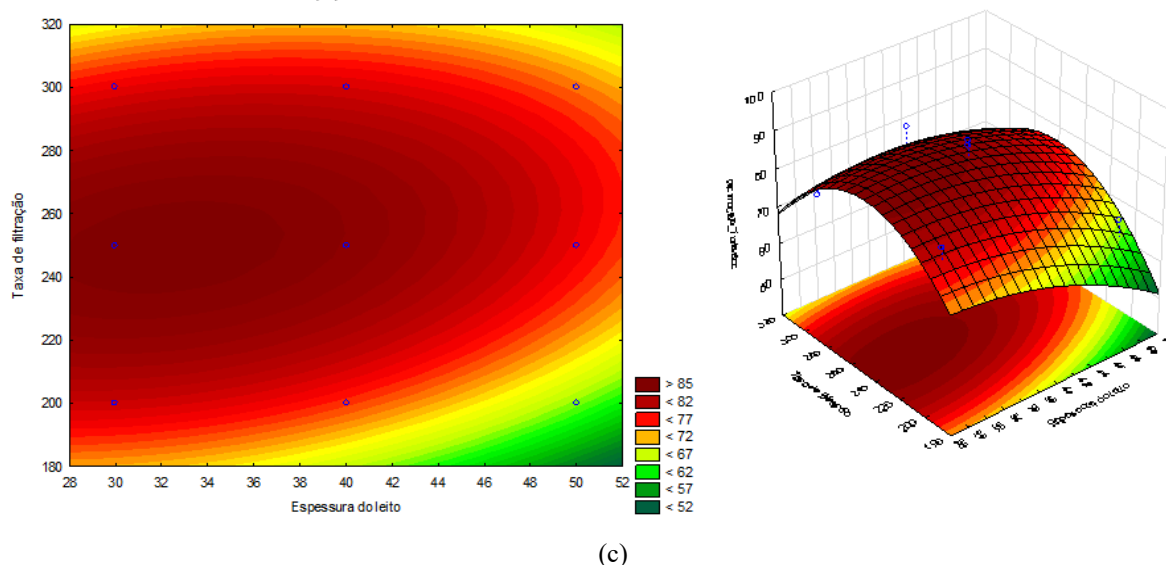
poderia parecer que o modelo ajustado para cor apresenta melhor desempenho devido aos menores erros absolutos; contudo, essa interpretação isolada pode ser equivocada.

De forma semelhante ao observado para o filtro 1, a análise deve considerar não apenas a magnitude dos resíduos, mas principalmente a capacidade explicativa do modelo (R^2). Apesar de os resíduos da cor serem menores, o baixo R^2 indica que o modelo não explica adequadamente a variabilidade dessa resposta, sugerindo que os fatores estudados não foram suficientes para descrever seu comportamento. Por outro lado, mesmo com maior dispersão residual, os modelos de ferro, manganês e turbidez apresentam maior poder explicativo, indicando ajuste estatístico mais consistente dentro da faixa experimental analisada.

Por fim, foram geradas as curvas de contorno e as superfícies de respostas para as variáveis remoção de ferro, manganês e turbidez, conforme ilustrado na Figura 29.

Figura 29: Gráfico das curvas de contorno e superfícies respostas para a remoção de: a) ferro; b) manganês e c) turbidez para o filtro 2





Fonte: Autoria própria (2025)

Para atender a portaria, além de ter que alcançar uma remoção de cerca de 16% para ferro e 81,71% para manganês, a turbidez deve ser de no mínimo 96,82%. Para o ferro, observa-se que as maiores eficiências se concentram nas menores espessuras do leito (entre 28 e 44 cm) e em menores taxas de filtração (180 a 220 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$). Contudo, praticamente toda a região experimental atinge a remoção mínima exigida, indicando que, para essa configuração, o controle do ferro não representa um fator limitante operacional.

Já para o manganês, o comportamento é mais complexo. A superfície de resposta apresenta formato em sela, influenciada pelo termo quadrático da taxa de filtração, o que indica ausência de um ponto ótimo simples. O gráfico mostra que diferentes combinações podem atender ao critério de 81,71% de remoção, mas sob condições distintas: para praticamente qualquer espessura, a meta é atingida quando a taxa é mantida até cerca de 200 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$. Por outro lado, em espessuras mais elevadas (entre 44 e 52 cm), mesmo taxas superiores a 310 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ também podem resultar em remoções acima de 81,71%. Esse comportamento reforça a existência de interação entre espessura e taxa, embora essa interação não tenha se destacado como significativa no gráfico de Pareto, evidenciando que a eficiência de remoção do manganês depende do equilíbrio entre essas variáveis e não de um único fator isolado.

Devido ao carvão ativado ser de um grupo de adsorventes carbonáceos com uma vasta gama de formas cristalinas e crescimento extensivo de estruturas de poros internos, é um material com alta complexidade (Sandim; Peng; Marzuki, 2015). Essa complexidade operacional, na qual diferentes arranjos podem produzir resultados satisfatórios dependendo

das condições combinadas, também é observada em estudos que avaliam modificações no meio filtrante.

Nesse contexto, Bridgehouse *et al.* (2023) comparou duas configurações de filtros: a primeira composta por camadas de areia e antracito, ambas com 50 cm de espessura, e a segunda com a adição de 10 cm de CAG ao leito filtrante. A inclusão da camada de CAG promoveu aumento na remoção de subprodutos da desinfecção (DBPs), independentemente das condições de pré-tratamento ou dos procedimentos de retrolavagem.

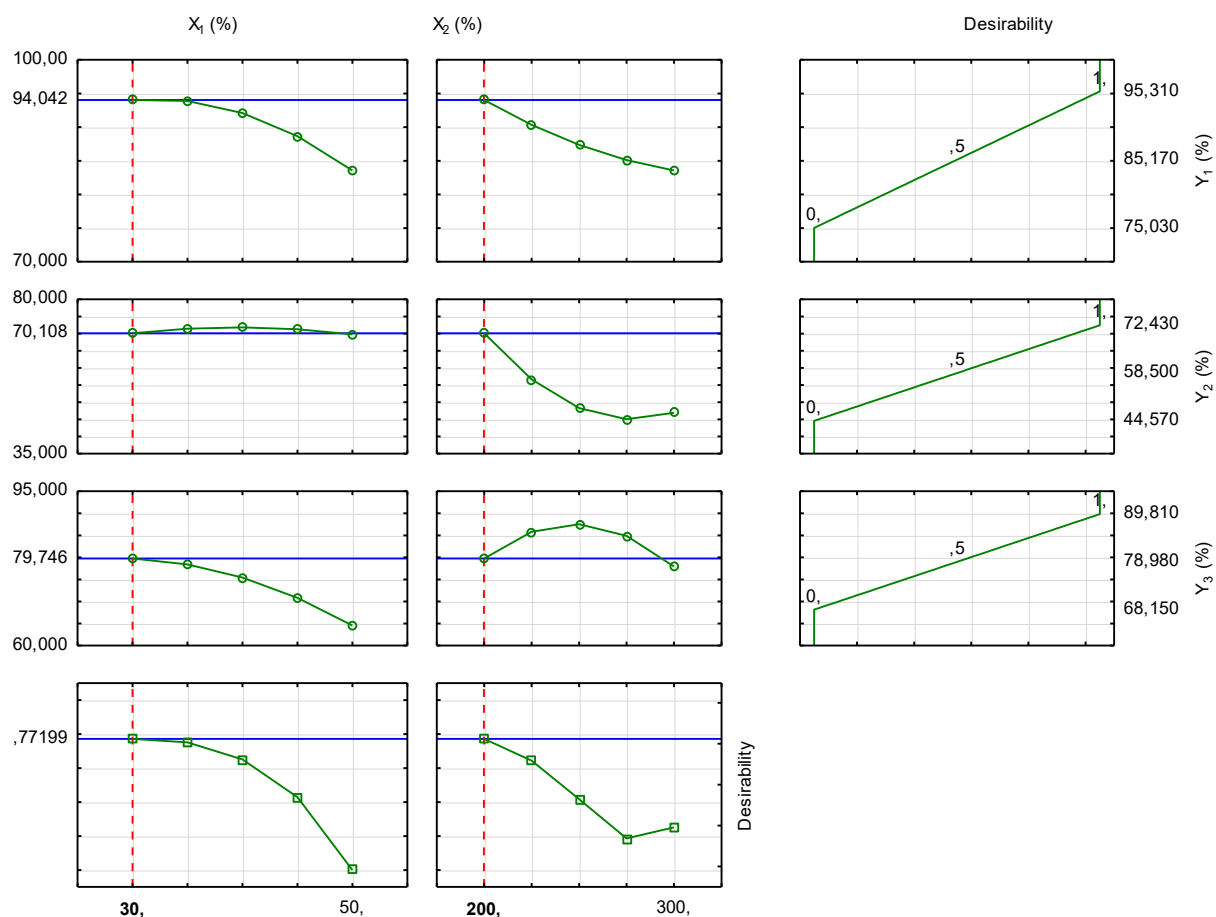
Entretanto, após a implementação do CAG em escala real na ETA, o autor ressalta que os efeitos combinados com a pré-ozonização ou com a otimização da dosagem de coagulante podem não ser operacionalmente viáveis para o controle global da matéria orgânica natural, a menos que o objetivo específico seja a mitigação de determinados DBPs. Dessa forma, assim como observado para o manganês, a adoção de uma estratégia mais robusta de tratamento não garante, isoladamente, desempenho superior em todos os cenários, sendo fundamental avaliar as interações entre mais variáveis operacionais.

Por fim, para a turbidez, o gráfico indica uma configuração típica de ponto máximo, caracterizada por uma superfície curvada para baixo, na qual existe uma combinação específica das variáveis independentes — como taxa de filtração e espessura do leito — que proporciona o maior valor previsto pelo modelo.

Observa-se que, para atingir a remoção mínima estabelecida pela portaria, a região ótima concentra-se aproximadamente entre 28 e 36 cm de espessura e taxas de filtração entre 240 e 260 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$. Fora desse intervalo, a eficiência tende a diminuir, evidenciando a necessidade de operar o sistema dentro dessa faixa para maximizar o desempenho na remoção de turbidez.

Foram gerados, adicionalmente, os gráficos de desejabilidade, com o objetivo de otimizar simultaneamente as três variáveis de resposta. A Figura 30 apresenta os resultados obtidos, evidenciando a região operacional que maximiza o desempenho conjunto do sistema.

Figura 30: Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando a remoção simultânea de ferro, manganês e turbidez



Fonte: Autoria própria (2025)

Observa-se que a otimização indicou como condição mais favorável a menor espessura do leito avaliada (30 cm), combinada com a menor taxa de filtração ($200 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$), resultando em uma desejabilidade global de 0,77199. Nessa configuração, o modelo previu remoções de 94,042% para ferro, 70,108% para manganês e 79,746% para turbidez.

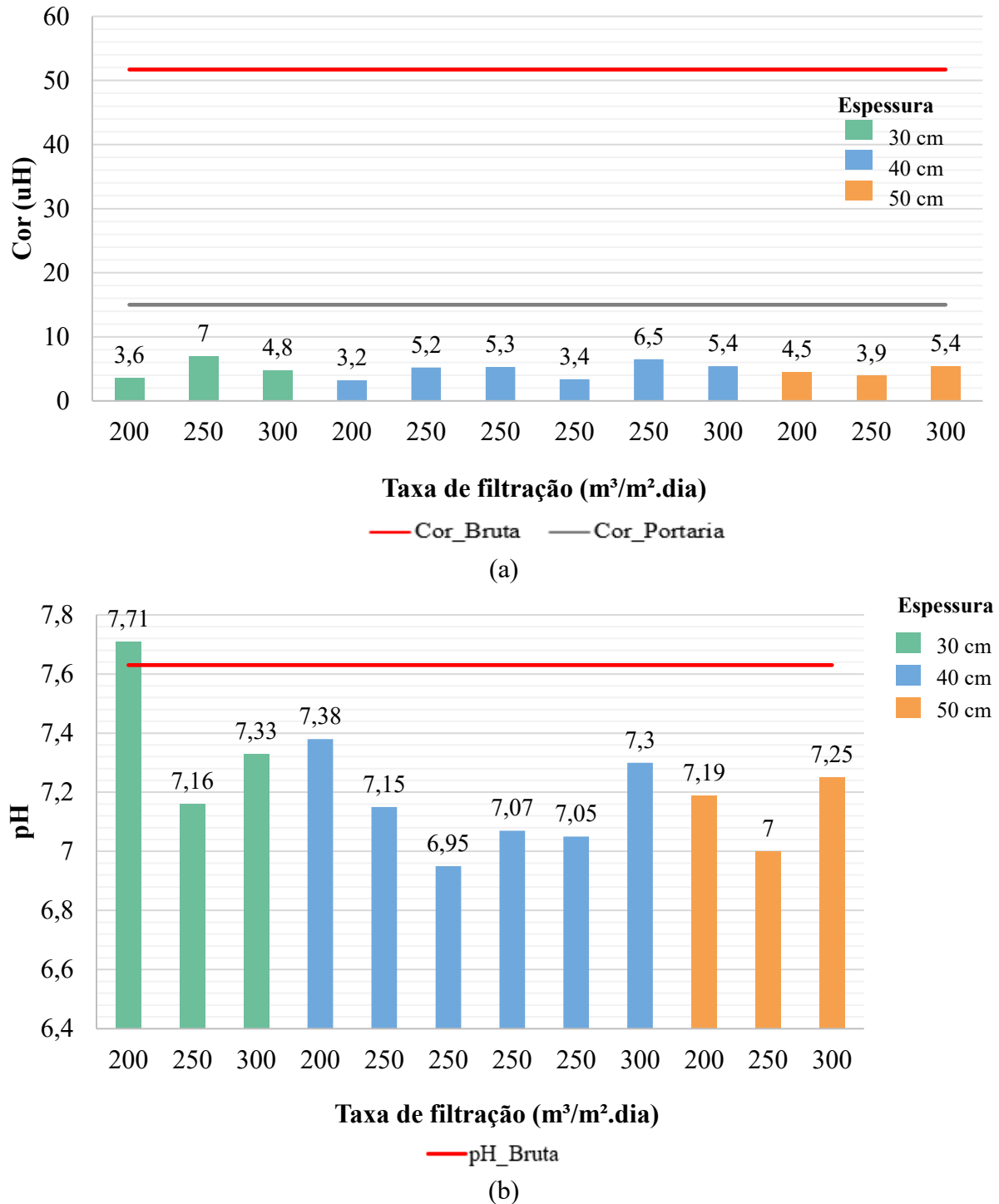
Entretanto, para manganês e turbidez, os valores estimados não atingiram os limites mínimos estabelecidos pela portaria, mesmo sob condição otimizada. Isso sugere que a faixa experimental adotada para as variáveis independentes pode não ter sido suficientemente ampla ou adequada para alcançar níveis mais elevados de remoção desses parâmetros, evidenciando uma limitação estrutural do domínio experimental considerado.

Ao inserir diretamente os valores mínimos exigidos pela portaria na função de desejabilidade para manganês e turbidez, obteve-se desejabilidade igual a zero. Esse resultado indica que, dentro da região estudada, não há combinação de espessura e taxa capaz de satisfazer simultaneamente os critérios estabelecidos para esses parâmetros. Em termos práticos, isso

demonstra que o atendimento aos padrões normativos exigiria a ampliação da faixa operacional investigada ou a incorporação de estratégias complementares de tratamento, uma vez que, nas condições atuais, o modelo não identifica solução viável para esses dois parâmetros.

Embora os modelos estatísticos para cor aparente não tenham apresentado significância, será realizada uma análise descritiva, sendo acrescentado o pH também na Figura 31.

Figura 31: Gráfico combinado para a remoção de: a) cor aparente e b) pH para o filtro 2



Fonte: Autoria própria (2025)

De forma semelhante ao observado para o filtro 1, todos os ensaios de cor aparente apresentaram valores abaixo do limite estabelecido pela portaria, indicando que essa variável apresentou baixa sensibilidade às alterações operacionais adotadas neste estudo. Em relação ao pH, observou-se que, com a adição de CAG, ocorreram reduções maiores em comparação ao filtro 1. Esse comportamento pode estar associado ao consumo de alcalinidade decorrente de processos oxidativos, à adsorção de compostos orgânicos e à possível liberação de grupos funcionais ácidos presentes na superfície do CAG, que tendem a contribuir para a diminuição do pH da água filtrada.

Apenas a configuração com taxa de $200 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ e espessura de 30 cm apresentou aumento do pH. De modo geral, observa-se uma tendência de que ensaios conduzidos em menores taxas de filtração resultaram em valores de pH ligeiramente mais elevados. Esse comportamento pode estar relacionado ao maior tempo de contato entre a água e o meio filtrante, favorecendo o reequilíbrio químico do sistema e reduzindo o impacto de possíveis reações acidificantes que ocorrem mais intensamente em condições de maior taxa de escoamento.

Corroborando essa interpretação, Laghari *et al.* (2018) observaram, ao avaliarem o pH em diferentes sistemas de filtração, que um sistema com dupla camada apresentou maior redução de pH quando comparado a um sistema de filtração rápida com camada única. Os autores sugerem que a maior complexidade do meio filtrante e o aumento das interações físico-químicas ao longo do leito podem intensificar processos que contribuem para a redução do pH.

4.4.1.3. Otimização do Filtro 3

Para o filtro 3, composto apenas por CAG 8 x 30, a Tabela 20 traz os ensaios e resultados dos parâmetros em relação à remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente. E, de forma similar, as Figuras 32 e 33 trazem as análises da linearidade e normalidade dos resíduos.

Com a utilização do CAG de casca de coco como camada filtrante única, observou-se inicialmente elevada variabilidade nos resultados de remoção de ferro, especialmente nos pontos centrais do planejamento experimental, com valores variando entre 31,77% e 95,31%. Essa amplitude indica a presença de erro experimental significativo ou instabilidade operacional nessas condições, o que pode estar associado à heterogeneidade do meio, à possível liberação inicial de finos, à formação ainda incipiente de biofilme ou à adaptação do leito ao regime hidráulico adotado.

Tabela 20: Resultados obtidos na etapa de filtração com o filtro de CAG no tratamento das águas da Barragem Nova Camará

Ensaio	Variáveis independentes				Variáveis dependentes			
	X ₁		X ₂		Y ₁ (%)	Y ₂ (%)	Y ₃ (%)	Y ₄ (%)
	Cd*	Real	Cd*	Real				
1	-1	30	-1	80	70,30	85,43	91,08	82,01
2	-1	30	+1	180	56,10	76,14	91,08	82,98
3	+1	50	-1	80	87,19	85,43	92,99	82,79
4	+1	50	+1	180	38,53	92,86	92,99	83,56
5	-1	30	0	130	82,46	81,71	89,17	83,75
6	+1	50	0	130	44,61	78,00	93,63	81,43
7	0	40	-1	80	69,62	81,71	91,72	83,75
8	0	40	+1	180	35,15	78,00	90,45	81,24
9 (C)	0	40	0	130	65,56	73,05	95,54	83,75
10 (C)	0	40	0	130	95,31	78,00	91,72	76,60
11 (C)	0	40	0	130	60,83	89,14	94,27	82,98
12 (C)	0	40	0	130	31,77	68,10	94,90	83,75

*Valor codificado das variáveis de entrada no planejamento fatorial.

X₁: Espessura do leito filtrante (cm) X₂: Taxa de filtração (m³/m².dia); Y₁ (%): remoção de ferro; Y₂ (%): remoção de manganês; Y₃ (%): remoção de turbidez; Y₄ (%): remoção de cor aparente.

Fonte: Autoria própria (2025)

Para o ferro, apesar da variabilidade descrita, todas as condições testadas atingiram a remoção mínima estabelecida pela portaria, demonstrando que, mesmo com oscilações, o CAG apresentou desempenho satisfatório para ferro.

Para o manganês, aproximadamente 50% das amostras atingiram a remoção mínima preconizada pela legislação. Este desempenho reduzido pode ser atribuído à afinidade limitada do CAG com metais precipitados e à saturação parcial dos sítios ativos do material, evidenciando que a adsorção depende de equilíbrio entre a concentração do contaminante e a capacidade do adsorvente (Dantas *et al.*, 2011; Anderson *et al.*, 2023).

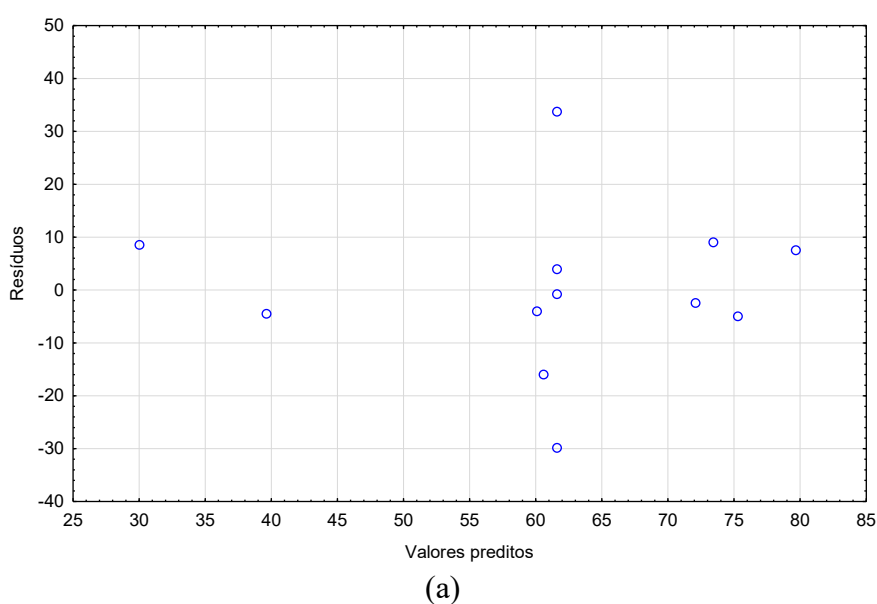
Os melhores resultados observados para esse parâmetro foram observados na menores taxas de filtração (80 m³/m².dia). As demais condições não apresentaram tendência clara de comportamento, possivelmente porque o desempenho ideal desse material esteja associado a taxas mais baixas, que proporcionam maior tempo de contato e favorecem tanto mecanismos de adsorção quanto possíveis processos de oxidação e retenção superficial.

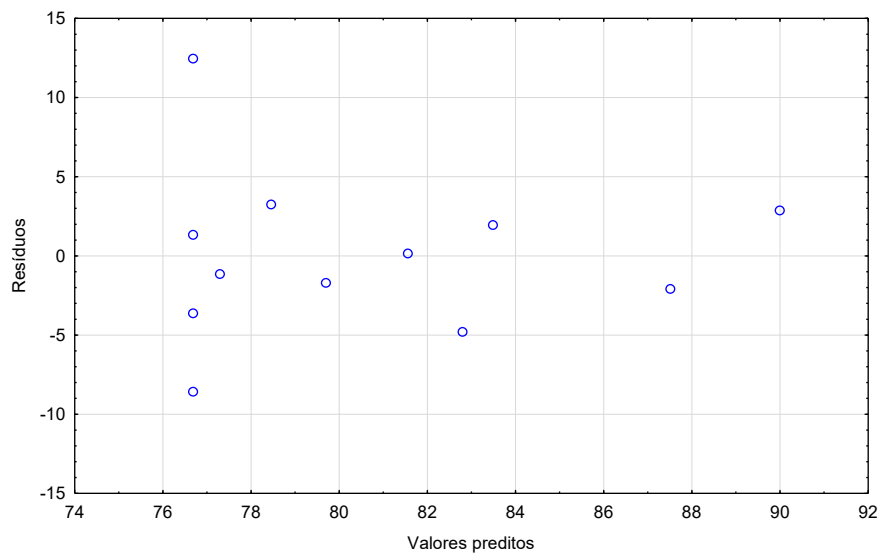
Em relação à turbidez, o filtro com CAG apresentou os melhores resultados entre as configurações avaliadas, alcançando valores próximos ao limite da portaria (0,5 NTU) e operando majoritariamente na faixa de 0,7 a 1,7 NTU. Esse desempenho reforça a capacidade do CAG em atuar não apenas por adsorção, mas também como meio filtrante físico eficiente na retenção de partículas finas. Resultados semelhantes foram reportados por Dantas *et al.* (2011), que observaram que a adsorção em CAG, aplicada após coagulação com sulfato de alumínio e filtração em areia, foi a única configuração capaz de atender aos padrões de potabilidade para determinados parâmetros, evidenciando o potencial desse meio na qualidade final da água.

Para a remoção de cor aparente, embora todas as amostras tenham permanecido abaixo do limite da portaria, o filtro composto apenas por CAG apresentou as menores eficiências comparativamente às demais configurações. Esse comportamento pode estar relacionado à passagem de partículas finas ou resíduos do carvão, especialmente em estágios iniciais de operação, indicando que o procedimento de lavagem e condicionamento do meio filtrante é determinante para o desempenho inicial do sistema.

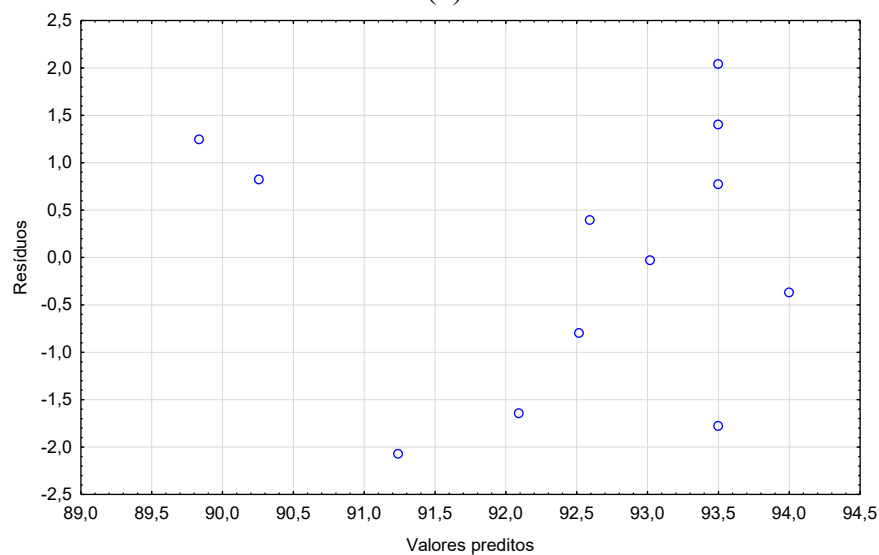
Estudos sobre CAG, à exemplo de Touma (2013), destacam que a etapa de pré-lavagem é essencial para remover finos e estabilizar o leito, reduzindo interferências na qualidade da água tratada e melhorando a eficiência do processo.

Figura 32: Gráfico de valores preditos versus resíduos para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3

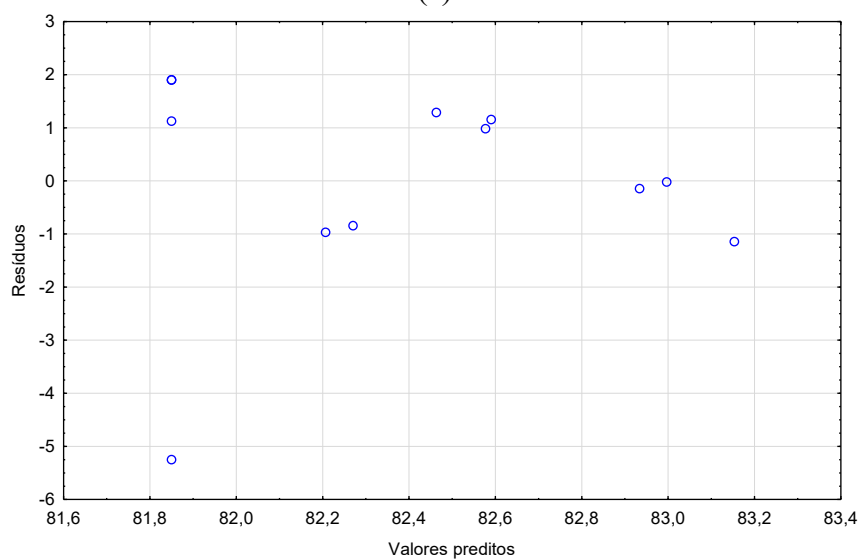




(b)



(c)



(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

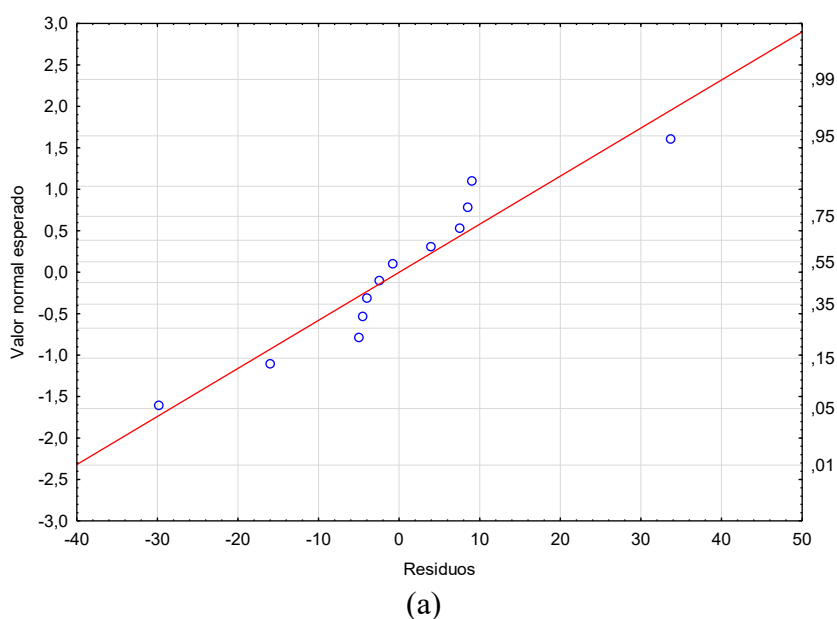
Os gráficos demonstram que, apesar da variabilidade dos resíduos, é possível identificar tendências distintas para cada parâmetro. Para o manganês, observa-se uma dispersão não uniforme dos resíduos ao longo dos valores preditos, caracterizando um padrão de heterocedasticidade. Essa condição indica que a variância dos erros não é constante. Tal comportamento pode estar associado à sensibilidade do processo de remoção de manganês às pequenas variações operacionais, especialmente em faixas limítrofes de taxa de filtração e espessura do leito, além da influência de mecanismos simultâneos de adsorção, oxidação e pH.

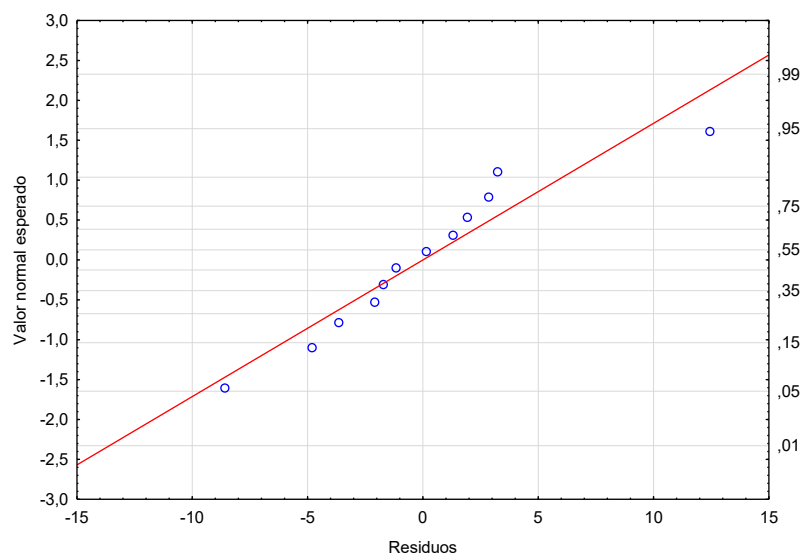
Para a turbidez, observa-se maior concentração de pontos em uma região específica. Já para a cor aparente, nota-se predominância de resíduos acima da linha zero em determinadas regiões, sugerindo leve viés de superestimação ou subestimação do modelo, possivelmente decorrente da baixa sensibilidade dessa variável às alterações operacionais investigadas.

Essa baixa sensibilidade da cor pode ser atribuída também à influência de fatores não incluídos no modelo, como complexação com matéria orgânica de alto peso molecular, observada em estudos que investigam cor e metais complexados antes e após a filtração em CAG (Dantas *et al.*, 2011).

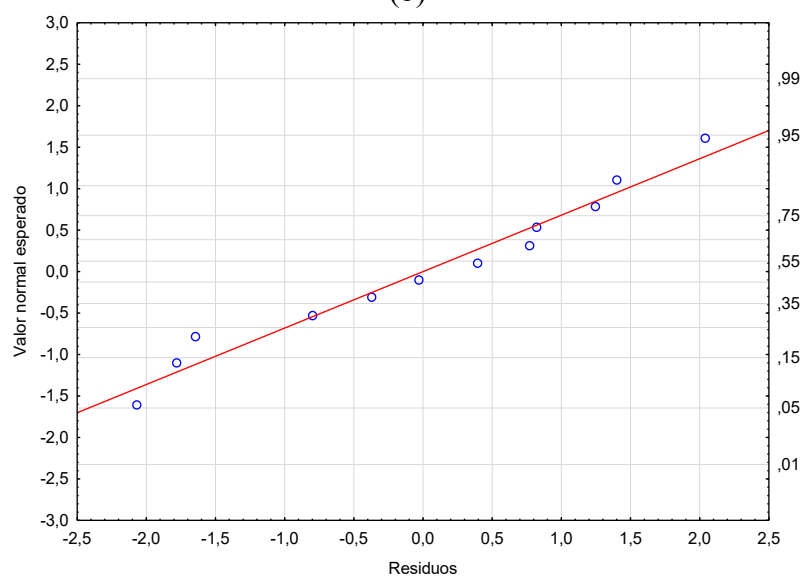
Assim, embora os resíduos apresentem padrões distintos entre os parâmetros, a análise conjunta evidencia que o modelo descreve de forma mais consistente o comportamento da turbidez, enquanto para o manganês a presença de heterocedasticidade indica maior complexidade e variabilidade ao processo de remoção.

Figura 33: Gráfico normal dos resíduos para a remoção de a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3

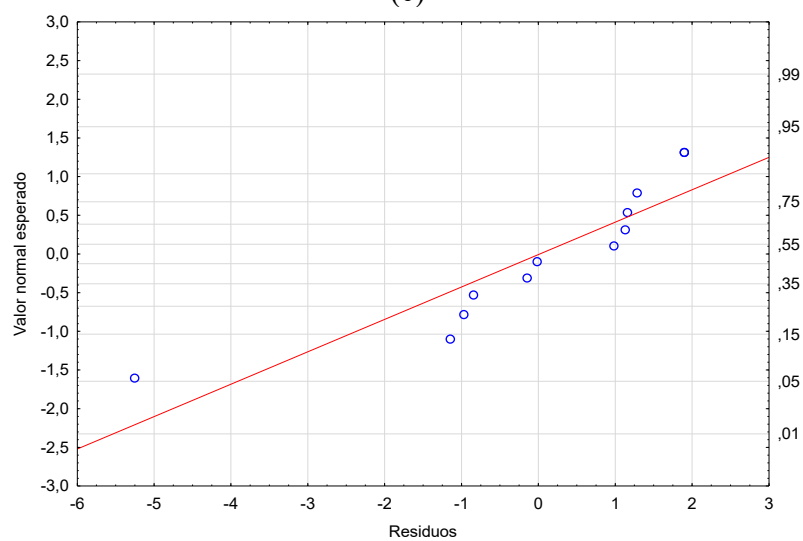




(b)



(c)



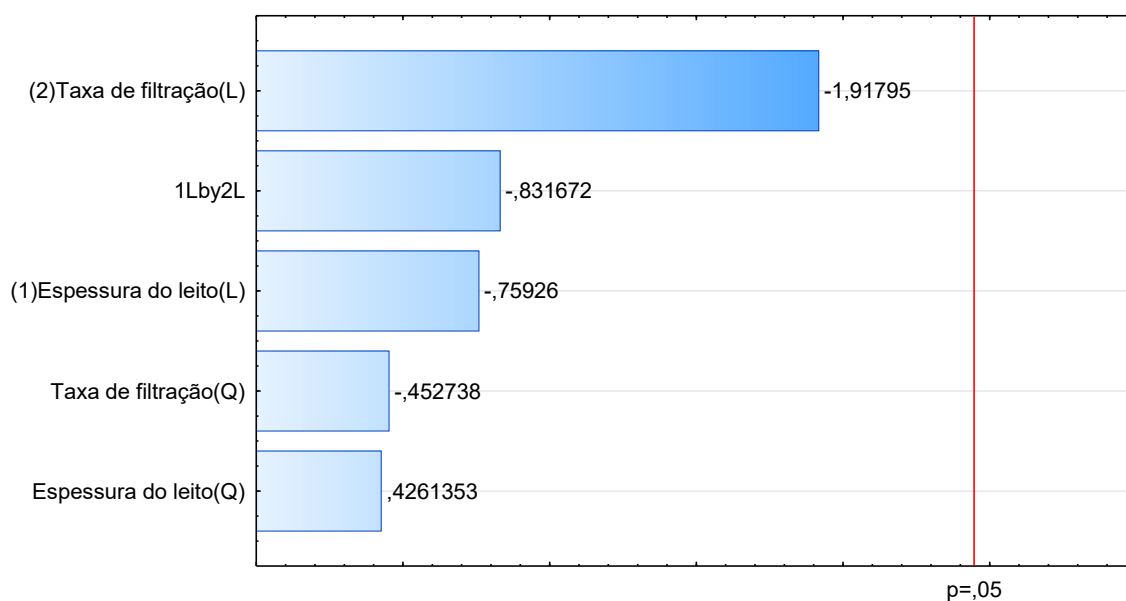
(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

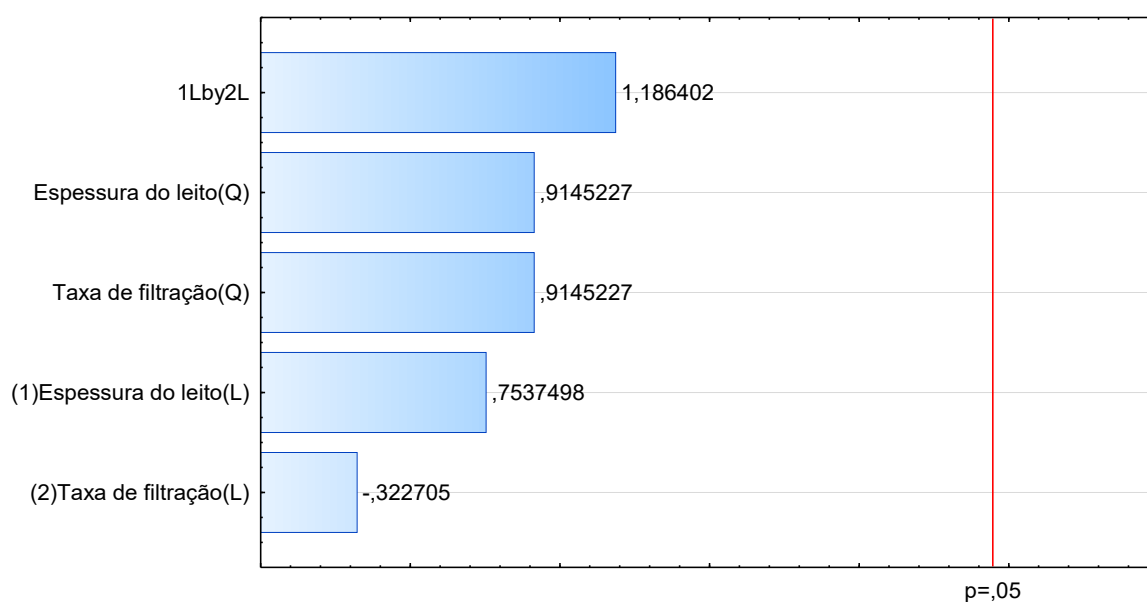
Para os gráficos de normalidade (Figura 33), indicam comportamento em “S” praticamente para todos os gráficos, exceto o de turbidez que apresentou distribuição mais próxima da linearidade esperada e, portanto, maior aderência à normalidade.

Prosseguindo com a análise estatística, baseado na Tabela 20, os efeitos das variáveis resposta e a interação entre eles foram determinados no gráfico de Pareto (Figura 34).

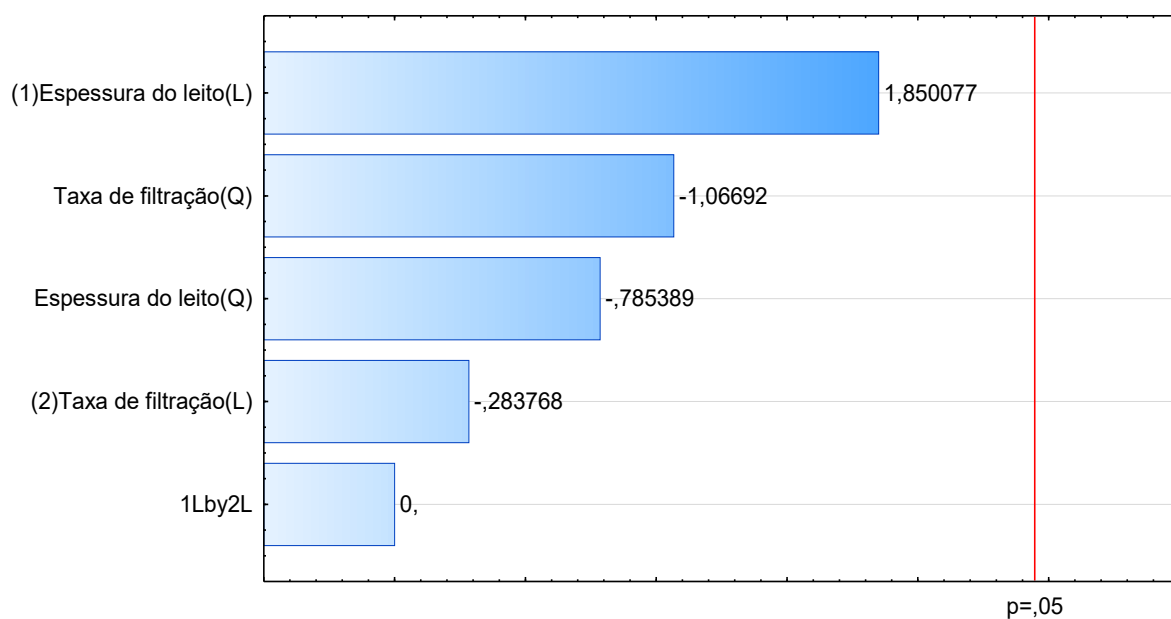
Figura 34: Gráfico de Pareto para remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez e d) cor aparente para o filtro 3



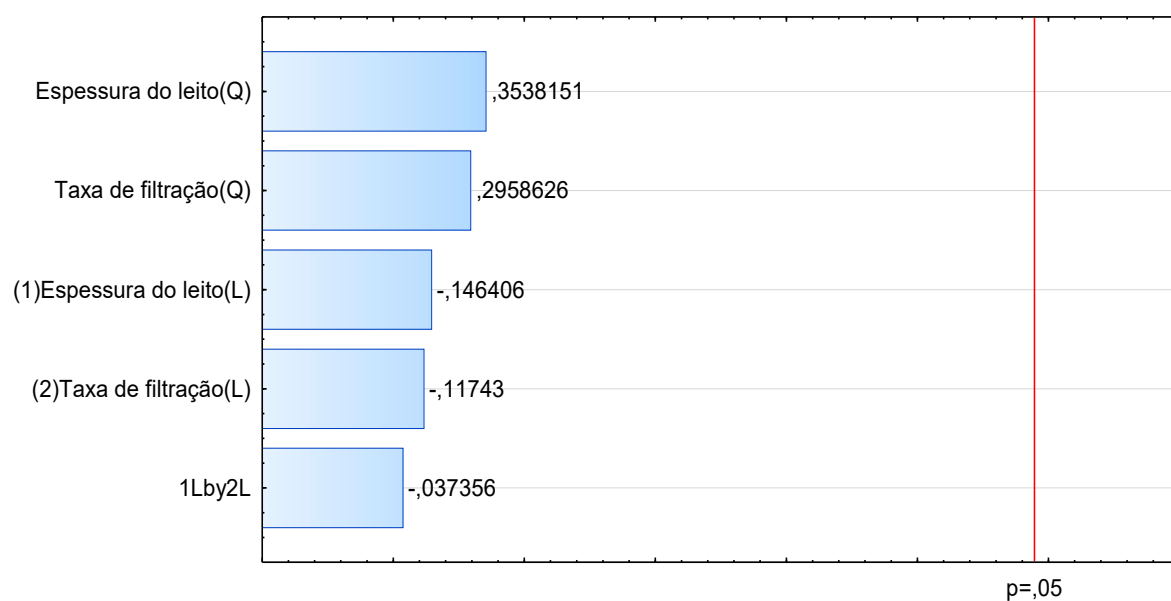
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autoria própria (2025)

De acordo com a Figura 34, nenhum efeito foi significativo para a remoção das variáveis de saída. Em seguida, foram gerados os modelos matemáticos polinomiais, conforme apresentado na Tabela 21.

Observa-se que os modelos apresentaram valores moderados de coeficiente de determinação (R^2), variando, moderadamente, entre aproximadamente 46% e 50% para a maioria dos parâmetros, e chegando ao valor baixo de 5% para a cor aparente.

Tabela 21: Modelos de regressão para as variáveis dependentes na etapa de filtração para o filtro 3

Remoção (%)	Modelo de regressão	R ² ajustado
Ferro	$Y = 87,56 - 2,73X_1 + 0,054X_1^2 + 0,96X_2 - 0,0023X_2^2 - 0,017X_1X_2$	0,46604
Manganês	$Y = 203,71 - 4,03X_1 + 0,039X_1^2 - 0,76X_2 + 0,0016X_2^2 + 0,0084X_1X_2$	0,479523
Turbidez	$Y = 66,4 + 0,84X_1 - 0,0088X_1^2 + 0,112X_2 - 0,0005X_2^2 - (5.10^{-17})X_1X_2$	0,50439
Cor	$Y = 94,86 - 0,46X_1 + 0,0058X_1^2 - 0,049X_2 + 0,0002X_2^2 - 0,0001X_1X_2$	0,05578

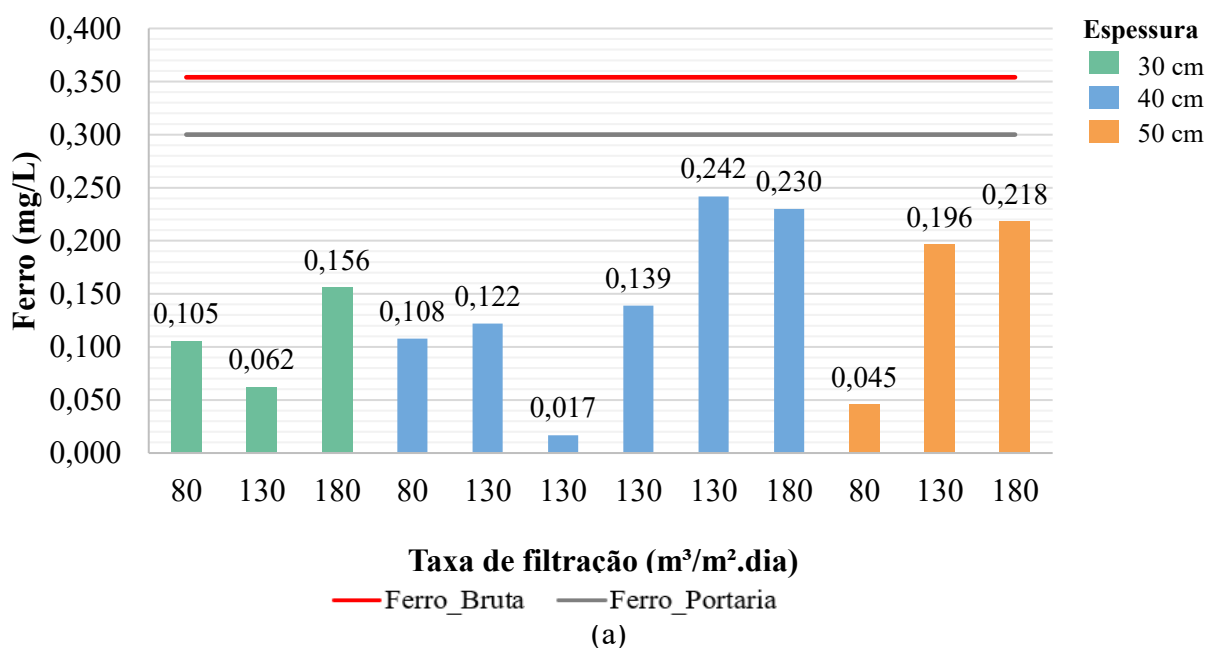
X_1 : Espessura do leito filtrante; X_2 : Taxa de filtração

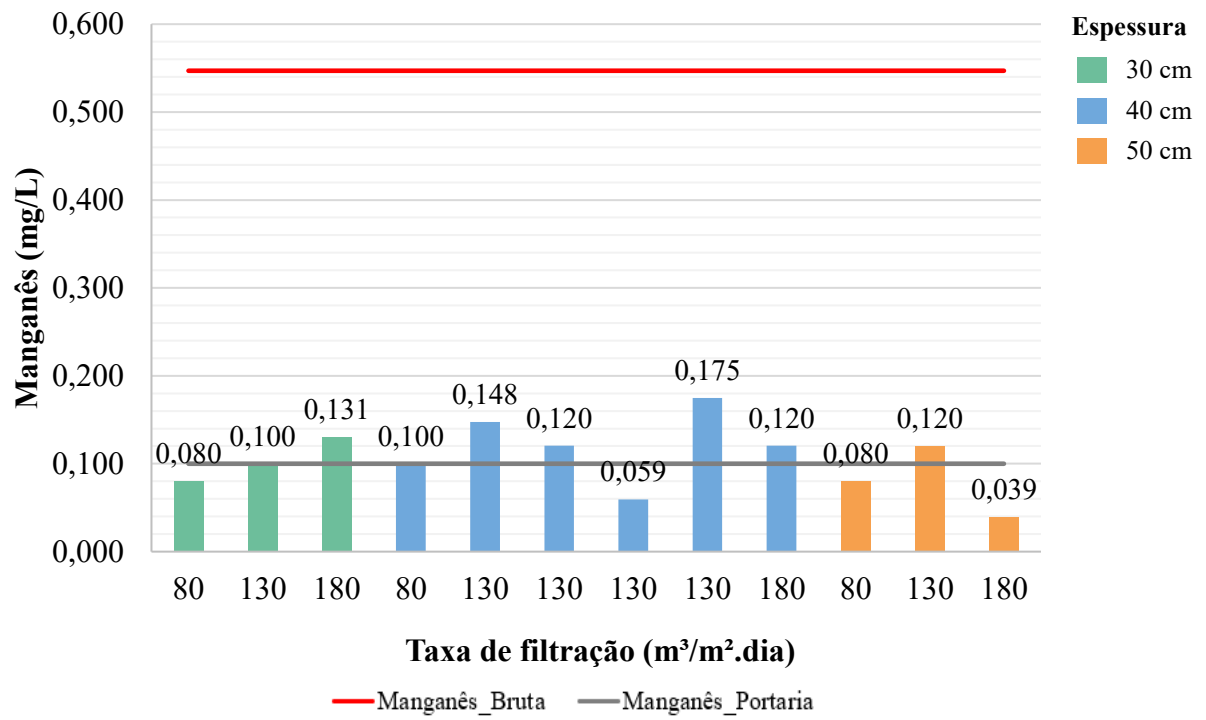
Fonte: Autoria própria (2025)

Os resultados da Tabela 21 confirmam a ausência de efeitos estatisticamente significativos no gráfico de Pareto e indicam que as variáveis independentes avaliadas (taxa de filtração e espessura do leito) explicam apenas parte limitada da variabilidade observada nas respostas. Assim, para esse tipo de material e configuração de filtro, a eficiência do processo pode depender mais das propriedades físico-químicas do CAG e de variáveis não incluídas no planejamento experimental do que exclusivamente das condições hidráulicas avaliadas.

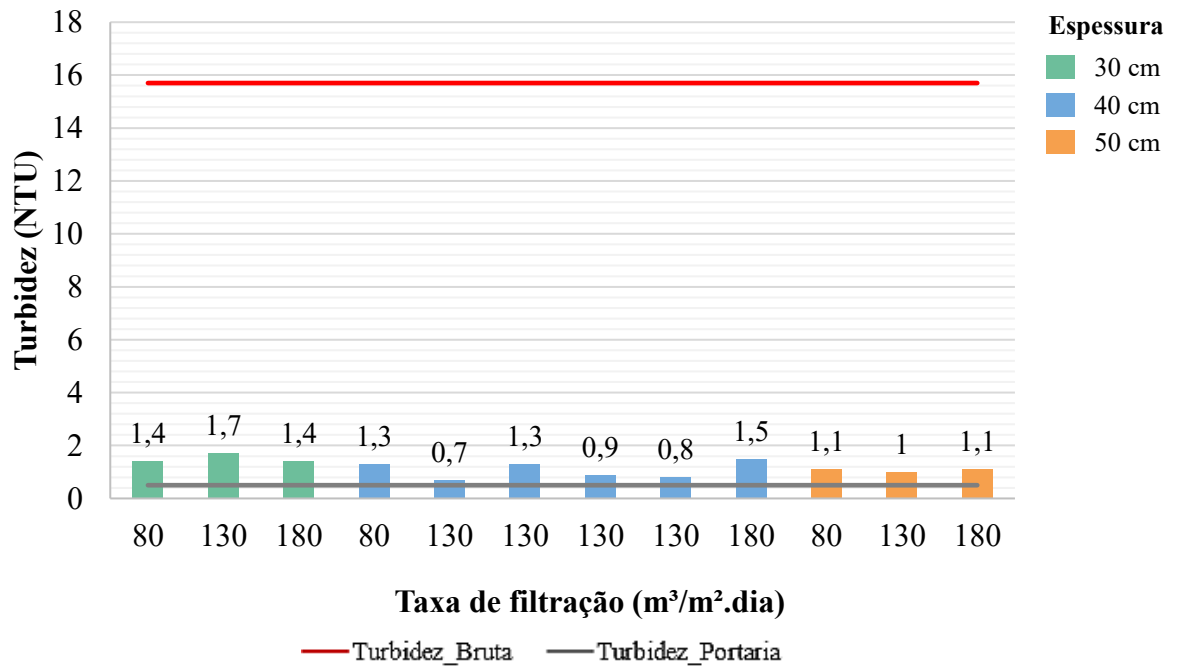
Como não foram identificados efeitos estatisticamente significativos, optou-se por não elaborar as superfícies de resposta e curvas de contorno, uma vez que tais representações poderiam induzir a interpretações inconsistentes ou pouco robustas do sistema. Dessa forma, serão realizadas apenas análises descritivas dos resultados obtidos, com ênfase na comparação direta entre os valores experimentais e os limites da portaria (Figura 35).

Figura 35: Gráfico combinado para a remoção de: a) ferro; b) manganês; c) turbidez; d) cor aparente e e) pH para o filtro 3

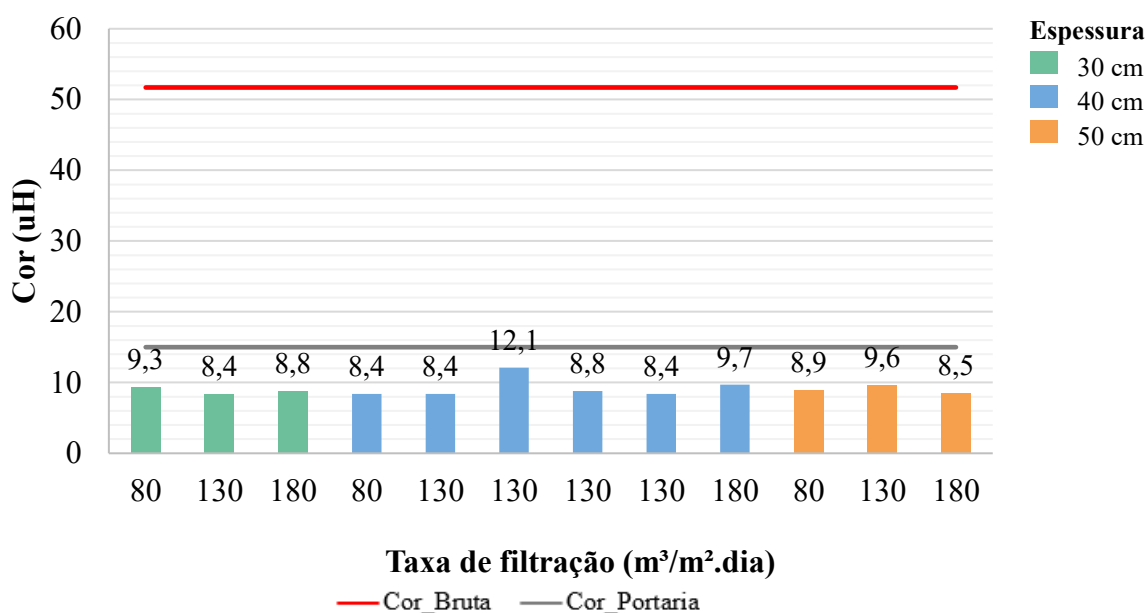




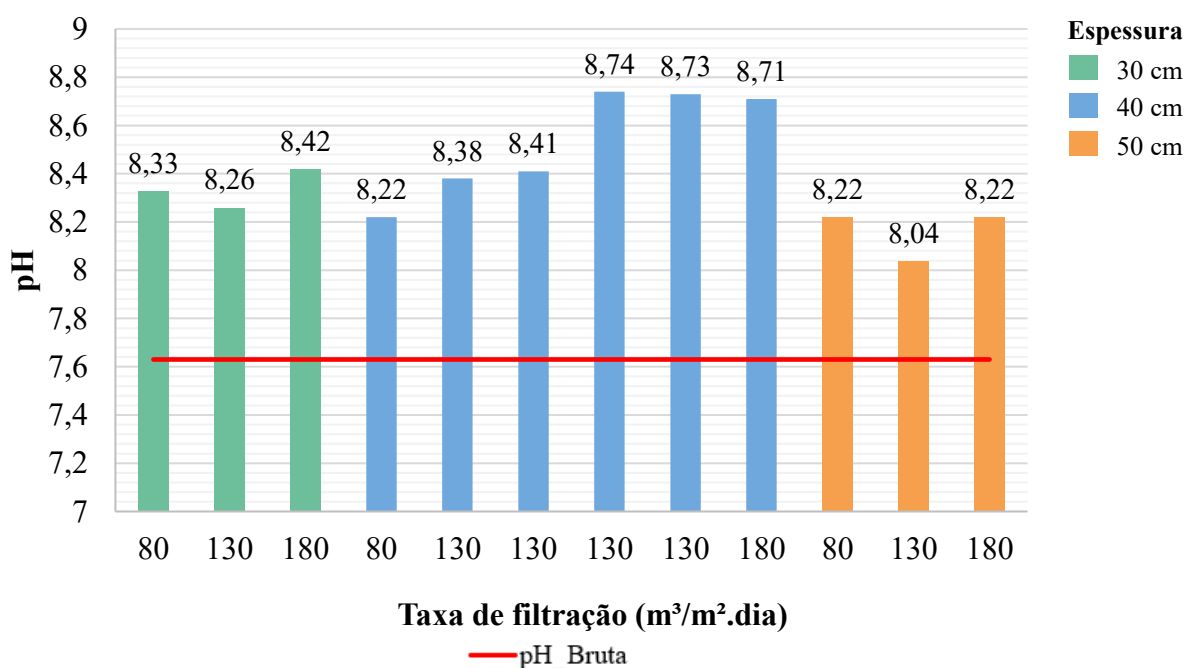
(b)



(c)



(d)



(e)

Fonte: Autoria própria (2025)

Para o ferro, todas as condições avaliadas apresentaram remoção adequada, atingindo os limites estabelecidos pela portaria. Já para o manganês, metade das amostras ficou abaixo do valor mínimo preconizado. Esse comportamento pode ser explicado pelo mecanismo de atuação do CAG. Anderson *et al.* (2023) observaram que filtros contendo CAG apresentaram desempenho ruim na remoção de manganês, especialmente quando a água foi pré-oxidada com permanganato de potássio. As concentrações de manganês no efluente permaneceram elevadas,

sugerindo que o CAG não é eficiente para capturar manganês precipitado. Além disso, filtros que atuam por adsorção dependem do equilíbrio entre a concentração do contaminante e a disponibilidade dos sítios ativos; quando esses sítios estão saturados, a remoção diminui, o que possivelmente ocorreu no filtro 3.

Em contrapartida, a turbidez apresentou os melhores resultados no filtro 3, com remoções próximas aos valores estabelecidos pela portaria. Esse desempenho superior pode ser atribuído não apenas à retenção física proporcionada pelo leito filtrante, mas também às propriedades adsorventes do CAG, que favorecem a captura de partículas finas e frações coloidais associadas à matéria orgânica. Hasan, Al-Baidhani e Al-Saadi (2020) destacam que o monitoramento da perda de carga é essencial para avaliar o desempenho do filtro e identificar o momento ideal para retrolavagem, prevenindo a saturação do meio. Embora esse monitoramento específico não tenha sido realizado no presente estudo, procedimentos como substituição ou retrolavagem antes do início dos ensaios foram adotados, garantindo condições iniciais semelhantes.

Conforme Sonobe (2018), é fundamental garantir tempo de contato adequado para que o CAG atinja o equilíbrio de adsorção, considerando que sua capacidade é finita e tende à saturação à medida que os sítios ativos são ocupados. Após a saturação, o material necessita de regeneração ou substituição, sendo que a retrolavagem promove apenas limpeza física, sem restaurar a capacidade adsorptiva. Essa característica reforça a necessidade de planejamento operacional e avaliação econômica ao empregar CAG em sistemas de filtração.

Quanto ao pH, observou-se elevação em todas as condições que utilizaram CAG de casca de coco. Esse comportamento encontra respaldo em estudos de Samdin, Peng e Marzuki (2015), que investigaram filtros de carvão ativado de casca de coco para remoção de resíduos ácidos na água de distribuição. Os autores verificaram que, à medida que o nível de filtração aumentava, o pH das amostras também se elevava, estabilizando-se em 6,41 após oito passagens pelo meio filtrante. Esse valor indica que a espessura mínima do leito necessária para promover o reequilíbrio ácido-base da água foi de aproximadamente 32 mm. O aumento do pH é atribuído à capacidade do material de adsorver compostos ácidos e promover ajustes no equilíbrio químico da água ao longo do contato com o CAG. Dessa forma, o monitoramento contínuo do pH em sistemas que utilizam CAG torna-se essencial para garantir que os valores permaneçam dentro da faixa aceitável para consumo humano (6,5 a 8,5), prevenindo desequilíbrios químicos na água distribuída (Saalidong *et al.*, 2022).

Por fim, a remoção de cor aparente pelo filtro com CAG apresentou desempenho abaixo do limite da portaria, sendo o parâmetro menos eficiente entre os avaliados. Emboaba (2019)

observou que a remoção de cor é favorecida em águas com maior concentração de ferro e menor teor de manganês, sugerindo que a oxidação do manganês é catalisada pela presença de ferro. Dessa forma, formações sólidas agregadas se retêm mais facilmente no meio filtrante. Esses achados indicam que a composição da água bruta exerce influência direta na eficiência de remoção da cor, especialmente quando há interação entre ferro e manganês, e reforçam que o desempenho do CAG depende da natureza do contaminante e das condições de pré-tratamento.

4.4.2. Discussão dos resultados e análise comparativa

O desempenho dos três filtros foi avaliado considerando as variações de espessura do leito e taxa de filtração, visando identificar a configuração mais adequada para a remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente. Cada filtro apresentou comportamento distinto, e a otimização de cada configuração permitiu identificar os melhores valores para maximizar a eficiência das variáveis em conjunto. Para essa análise, utilizou-se o DCC associado à MSR, permitindo identificar os fatores operacionais com maior influência no processo de filtração.

O Quadro 7 apresenta os melhores valores obtidos para cada parâmetro nos filtros avaliados, permitindo identificar o filtro com melhor desempenho.

Quadro 7: Desempenho dos filtros com base nos melhores valores dos parâmetros

Parâmetro		Filtro 1	Filtro 2	Filtro 3	VMP
Ferro (mg/L)	Melhor resultado	0,021	0,017	0,018	< 0,3
	Opção ótima	-	✓	-	
Manganês (mg/L)	Melhor resultado	0,002	0,151	0,039	< 0,1
	Opção ótima	✓	-	-	
Turbidez (NTU)	Melhor resultado	2	1,6	0,7	< 0,5
	Opção ótima	-	-	✓	
Cor aparente (uH)	Melhor resultado	0,6	3,2	8,4	15
	Opção ótima	✓	-	-	

Legenda:

VMP: Valor Máximo Permitido (VMP)

Fonte: Autoria própria (2025)

Para o ferro, todos os filtros apresentaram concentrações finais inferiores ao limite estabelecido pela Portaria de 0,3 mg/L, evidenciando desempenho satisfatório. O filtro 2 foi o que obteve os melhores resultados, com remoções variando entre 70 e 95%, desempenho que

pode estar associado à oxidação mais rápida do ferro, seguida de sua retenção física no leito filtrante, com possível contribuição de mecanismos adsorptivos proporcionados pelo CAG.

No caso do manganês, o filtro 1, convencional da ETA, apresentou o melhor desempenho, possivelmente em função do cenário de clarificação adotado e do pH elevado (~9). A espessura do leito demonstrou relação linear com a remoção de manganês, indicando que maiores espessuras favorecem a retenção dos precipitados de manganês, reforçando que a configuração física do leito é determinante para o desempenho nesse parâmetro.

De acordo com Saaling *et al.* (2022), em águas superficiais, os níveis de manganês apresentam associação significativa com o pH ótimo, refletindo a dependência da solubilidade e especiação do metal em função do pH. Embora a oxidação de Mn^{2+} seja favorecida em pH elevado, a adição de hipoclorito de sódio promove a predominância do íon hipoclorito (OCl^-), espécie oxidante menos reativa que o ácido hipocloroso ($HOCl$). Como consequência, a cinética de oxidação do manganês torna-se mais lenta, o que pode reduzir a eficiência do processo de remoção. Esse comportamento reforça a importância do monitoramento e controle do pH ao longo das etapas de tratamento.

Apesar do bom desempenho do filtro 1 para manganês, a turbidez não atingiu completamente os padrões da portaria. Isso pode ser atribuído às condições experimentais limitadas, como o fato de os ensaios terem sido realizados em bancada, sem monitoramento de perda de carga. Nesse cenário, a presença de partículas coloidais e matéria em suspensão, que aumentam a turbidez, está fortemente associada aos riscos de contaminação microbiológica (Benalia *et al.*, 2024).

Por outro lado, o filtro 2, com adição de CAG, não apresentou remoção satisfatória de manganês e turbidez. A redução das camadas de areia e antracito pode ter contribuído para essa baixa eficiência, assim como a afinidade limitada do CAG com metais precipitados. Estes resultados são consistentes com Dantas *et al.* (2011), que observaram que, mesmo sob condições ótimas de coagulação, a presença de carvão não garantiu remoção eficiente de ferro e manganês, e a pré-oxidação com cloro não trouxe melhorias significativas.

A granulometria também influencia a eficiência de filtração. Embora partículas mais finas aumentem a perda de carga, elas aumentam o contato com o contaminante (Touma, 2013). Nesse estudo, pôde-se observar que o filtro 3 com CAG 8 x 30 *mesh* apresentou melhor desempenho na remoção de turbidez, evidenciando a contribuição do mecanismo de adsorção do material, capaz de capturar partículas finas e frações coloidais de matéria orgânica, mesmo quando a remoção de manganês foi limitada.

Estudos demonstram que a eficiência do CAG depende de condições operacionais específicas, como tempo de contato, concentração inicial do contaminante e características do material (Cantoni *et al.*, 2024; Sonobe, 2018). O CAG de casca de coco, por exemplo, apresenta capacidade limitada de adsorção e tende à saturação, sendo necessária a regeneração ou substituição após determinado número de ciclos, enquanto a retrolavagem remove apenas partículas retidas, sem recuperar sítios ativos. Por isso, a escolha de dosagem e tempo de contato deve considerar tanto o desempenho técnico quanto a viabilidade econômica do sistema.

O monitoramento do pH também se mostrou relevante. Com o uso do CAG de casca de coco, observou-se elevação do pH em todas as condições avaliadas, em consonância com Samdin, Peng e Marzuki (2015), que identificaram que o carvão ativado de casca de coco promove estabilidade do pH devido à adsorção de compostos ácidos e ajuste do equilíbrio químico da água. Esse comportamento reforça a necessidade de monitoramento contínuo do pH para garantir valores compatíveis com os padrões de potabilidade (6,5–8,5).

Quanto à cor aparente, o filtro com CAG apresentou menor eficiência entre os materiais testados, apesar do bom desempenho observado para turbidez. Além disso, Emboaba (2019) destaca que a remoção de cor é favorecida em amostras com maior concentração de ferro e menor de manganês, evidenciando que a composição da água bruta exerce influência direta sobre o desempenho do sistema, especialmente em águas onde há interação entre ferro e manganês.

Costa e Silva *et al.* (2017) recomendam a aplicação do CAG em colunas instaladas preferencialmente após a etapa de filtração, destacando essa configuração como uma alternativa tecnológica promissora para implementação em larga escala em ETAs. Segundo os autores, essa estratégia mostra-se especialmente adequada para mananciais submetidos a processos progressivos de eutrofização, cenário recorrente na Região Nordeste.

Os resultados indicam que o desempenho de filtros com CAG depende fortemente do equilíbrio entre tempo de contato, capacidade de adsorção e condições operacionais, reforçando a necessidade de estudos adicionais, incluindo ensaios em colunas, modelagem por isotermas e avaliação de regeneração do material, especialmente em sistemas que enfrentam variabilidade sazonal na concentração de metais.

Considerando o objetivo principal de remoção de ferro e manganês, o filtro convencional composto por areia e antracito apresentou o desempenho mais consistente, especialmente para manganês, cuja remoção é mais crítica e dependente das condições operacionais. Em seguida, destaca-se o filtro constituído apenas por CAG, no qual cerca de 50% das amostras atenderam aos limites estabelecidos pela legislação de potabilidade.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Esse estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de diferentes configurações de filtros na remoção de ferro, manganês, turbidez e cor aparente em águas superficiais submetidas a pré-tratamento convencional, considerando variações na espessura do leito filtrante e na taxa de filtração.

Os resultados indicaram que todos os filtros apresentaram desempenho satisfatório na remoção de ferro, atingindo os limites estabelecidos pela legislação de potabilidade. Nesse contexto, o filtro 2 destacou-se, com remoções superiores a 70%, evidenciando o potencial do CAG como camada adicional no meio filtrante. Em relação ao manganês, entretanto, o filtro convencional composto por areia e antracito (Filtro 1) apresentou maior eficiência, com remoções superiores a 81,71%. Esse comportamento pode estar associado ao pH mais elevado da água e à maior espessura do leito filtrante, fatores que favoreceram a oxidação e a retenção dos precipitados formados.

De forma geral, os resultados indicam que o filtro convencional apresentou desempenho mais equilibrado na remoção simultânea de ferro e manganês. Por outro lado, os filtros contendo CAG contribuíram principalmente para a redução da turbidez e de partículas finas. Ainda assim, a turbidez residual nesses sistemas não atendeu integralmente aos padrões estabelecidos, possivelmente devido à presença de partículas coloidais na água bruta, além das limitações inerentes aos ensaios realizados em escala de bancada, nos quais não houve monitoramento contínuo da perda de carga.

A análise individual dos filtros contendo CAG (Filtros 2 e 3) evidenciou comportamentos distintos entre os parâmetros avaliados. Para manganês, a eficiência foi limitada, com aproximadamente metade das amostras atendendo aos limites da portaria. Em contrapartida, melhores resultados de turbidez foram observados no Filtro 3, destacando a contribuição do CAG na remoção de partículas finas e coloidais, possivelmente associada à combinação de mecanismos físicos de filtração e processos adsortivos.

A avaliação dos cenários operacionais otimizados também evidenciou a influência das variáveis do processo no desempenho dos filtros. No caso do filtro 1, o aumento da espessura do meio filtrante aliado à redução da taxa de filtração favoreceu a remoção simultânea de ferro e manganês. Já para o filtro 2, melhores resultados foram obtidos com menores espessuras e taxas de filtração reduzidas. A utilização de CAG de casca de coco promoveu aumento do pH, evidenciando a necessidade de monitoramento em sistemas que utilizam carvão ativado, a fim de garantir sua manutenção dentro da faixa recomendada para potabilidade.

Por fim, os resultados reforçam a importância da avaliação integrada das condições operacionais, como espessura do leito filtrante e taxa de filtração, associadas às propriedades dos materiais empregados. Assim, conclui-se que a eficiência na remoção de ferro e manganês depende da interação entre as características físico-químicas da água, a composição do meio filtrante e os parâmetros operacionais do processo, contribuindo para o aprimoramento de estratégias de tratamento aplicadas a mananciais com presença desses metais.

Com base nos resultados obtidos, apresentam-se a seguir sugestões para estudos futuros:

- Realizar mais análises durante o período chuvoso, complementando os dados obtidos;
- Avaliar o uso de CAG sem pré-oxidação e com monitoramento contínuo do pH, especialmente se forem utilizados oxidantes como hipoclorito de sódio ou outros agentes oxidantes em todas as etapas do tratamento;
- Comparar diferentes coagulantes, incluindo o sulfato de alumínio (mais utilizado em ETAs) e o sulfato férrico, para verificar impacto na remoção de metais e turbidez;
- Realizar estudo detalhado das isotermas de adsorção do CAG, visando compreender a capacidade, saturação e cinética do material em condições operacionais variadas, em conjunto com o DCC-MSR.
- Realizar ensaios em escala piloto ou em colunas de filtração operando em regime contínuo, permitindo avaliar parâmetros operacionais como perda de carga, duração da carreira de filtração e estabilidade do desempenho ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 11799:2024**. Material filtrante - Areia, antracito, argila expandida e pedregulho - Especificação, amostragem, métodos de ensaio e aplicação. 20 p. Rio de Janeiro: 2024.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12216:1992**. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. 18 p. Rio de Janeiro: 1992.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6458:2025**. Solos - Determinação da massa específica dos sólidos, da massa específica aparente e da absorção de água da fração retida na peneira com abertura de 2 mm. 6 p. Rio de Janeiro: 2025.
- AESA. AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Chuvas: Dados meteorológicos e estações pluviométricas**. Disponível em: <https://www.aesa.pb.gov.br/chuvas/>. Acesso em: 08 mar. 2026.
- AESA. AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Atlas pluviométrico da Paraíba 1994-2023**. 444 p. 2025. Disponível em: <https://www.aesa.pb.gov.br/biblioteca/atlas-pluviometrico-da-paraiba/>. Acesso em: 08 mar. 2026.
- ALMEIDA, A. B. B.; LIMA, M. R. P.; SANTOS, Y. T. C., MOREIRA, Y. W. N., SILVA, P. B. A. Concentração de ferro e manganês em águas de abastecimento no município de Crato, Ceará: caracterização e proposta de tratamento. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 2, 2019. DOI: 10.14295/ras.v33i2.29520.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Croqui: Sistema Proposto - Nova Camará**. Atlas Água: ANA, 2020. Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/RIO_TDR_SNIRH/CC_PB-NO-AAB-007.pdf. Acesso em: 14 fev. 2026.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Relatório de Identificação de Obra – RIO: Sistema Integrado - Nova Camará**. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/RIO_TDR_SNIRH/PB-NO-AAB-007.pdf. Acesso em: 14 fev. 2026.
- ANDERSON, L. E. TCHONLLA, M.; EARLE, M. SWINAMER, R.; GAGNON, G. A. Adapting direct filtration to increasing source water dissolved organic carbon using clarification and granular activated carbon. **AWWA Water Science**. v. 5, n. 1. 2023. DOI: 10.1002/aws2.1352.
- AO, J.-W.; ELORANTA, J.; HUANG, C.-H.; SANTORO, D.; SUN, W.-J.; LU, Z.-D.; LI, C. Peracetic acid-based advanced oxidation processes for decontamination and disinfection of water: A review. **Water Research**, v. 188, 2021. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116479.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 Ed. Washington DC: American Public Health Association, 1545 p. 2023.

ARRUDA, P. M.; PEREIRA-FILHO, E. R.; LIBÂNIO, M.; FAGNANI, E. Response surface methodology applied to tropical freshwater treatment, **Environmental Technology**, 2018. DOI: 10.1080/09593330.2018.1514072.

ASGHAR, A.; RAMAN, A. A. A.; DAUD, W. M. A. W. A. Comparison of Central Composite Design and Taguchi Method for Optimizing Fenton Process. **Scientific World Journal**. 14 p. 2014. DOI: 10.1155/2014/869120.

AWUAH, K. G. B.; ABDULAI, R. T. Urban Land and Development Management in a Challenged Developing World: An Overview of New Reflections. **Land**, v. 11, n. 129, 2022. DOI: 10.3390/land11010129.

BAYUO, J. RWIZA, M. J.; SILLANPÄÄ, M.; MTEI, K. M.; Removal of heavy metals from binary and multicomponent adsorption systems using various adsorbents – a systematic review. **Royal Society of Chemistry**. v. 13, 2023. DOI: 10.1039/D3RA01660A.

BENALIA, A.; BAATACHE, O.; DERBAL, K.; KHALFAOUI, A.; AMROUCI, A.; PIZZI, A.; PANICO, A. The use of central composite design (CCD) to optimize and model the coagulation-flocculation process using a natural coagulant: Application in jar test and semi-industrial scale. **Journal of Water Process Engineering**, v. 57, 2024. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.104704.

BISWAS, A. K. Urban water security for developing countries. **River**, v. 1, p. 15–24, 2022. DOI: 10.1002/rvr2.11.

BJØRKLUND, G.; CHARTRAND, M. X.; AASETH, J. Manganese exposure and neurotoxic effects in children. **Environmental Research**, v. 155, 2017. P. 380-384. DOI: 10.1016/j.envres.2017.03.003.

BARTIKO, D.; JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente & Água**. v. 10, n. 1, 2015. DOI: 10.4136/ambi-agua.1239.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 146 p. 2ª ed. rev. Brasília: FUNASA, 2006.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado Desenvolvido pela Funasa**. 36 p. Brasília: FUNASA, 2014.

BRASIL. Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, seção 1, n.85. p. 127, 7 mai. 2021.

BRIDGEHOUSE, E.; ARMOUR, J.; TAYLOR-EDMONDS, L.; ANDREWS, R. C.; MCKIE, M. J. Addition of GAC caps and ozonation to conventional filters for improved organics and disinfection by-product reduction. **Environ. Sci.: Water Res. Technol.** v. 9, p. 104-115. 2023. DOI: 10.1039/D1EW00901J.

CANTONI, B.; IANES, J.; BERTOLO, B.; ZICCARDI, S.; MAFFINI, F.; ANTONELLI, M. Adsorption on activated carbon combined with ozonation for the removal of contaminants of emerging concern in drinking water. **Journal of Environmental Management**, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119537.

CHABI, K.; LI, J.; YE, C.; KIKI, C.; XIAO, X.; LI, X.; GUO, L.; GAD, M.; FENG, M.; YU, X. Rapid sand filtration for <10 µm-sized microplastic removal in tap water treatment: Efficiency and adsorption mechanisms. **Science of The Total Environment**. v. 912, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169074.

CHANG, H.; SUN, W.; WANG, Y.; JIANG, S.; WANG, J.; LIANG, H.; LI, G.; TANG, X. Effects of organics concentration on the gravity-driven membrane (GDM) filtration in treating iron- and manganese-containing surface water. **Water Research**, v. 226, 2022. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119223.

CHE HARUN, M. H., AHMAD, M. I., ALI, A., & HAMZAH, S. Rapid-Slow Sand Filtration for Groundwater Treatment: Effect of Filtration Velocity and Initial Head Loss. **International Journal of Integrated Engineering**, 2022, v. 14, n. 1, p. 276 - 286. DOI: 10.30880/ijie.2022.14.01.026.

COSTA, F. C. R.; MOREIRA, V. R.; GUIMARÃES, R. N.; MOSER, P. B.; SANTOS, L. V. S.; DE PAULA, E. C.; AMARAL, M. C. S. Pre-oxidation and coagulation-flocculation as a pretreatment to UF-RO applied for surface water treatment and arsenic removal. **Desalination**. v. 586, 2024. DOI: 10.1016/j.desal.2024.117855.

COSTA E SILVA, M. N.; OLIVEIRA, R.; CEBALLOS, B. S. O.; GUERRA, A. B.; AQUINO, S. F.; LIBÂNIO, M. Hierarquização da eficiência de remoção de cianotoxinas por meio de adsorção em carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 22, n. 4, 2017. DOI:10.1590/S1413-41522017158092.

DANTAS, A. B.; PASCHOALATO, C. F. P.; FIGUEIREDO, J. O.; RAMOS, M. H. C. Remoção de cor, de ferro e de manganês em água com matéria orgânica dissolvida por meio da pré-oxidação, coagulação, filtração e adsorção em carvão ativado granular. **Revista DAE**, 2011. DOI: 10.4322/dae.2014.076.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. v. 2. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 503 p.

DI BERNARDO, L. TEIXEIRA, B. A. N. Influência das características da camada-suporte e da areia no processo de filtração direta ascendente. **Revista DAE**, v. 46, n. 147, 1986. Disponível em: <https://www.revistadae.com.br/site/artigo/197-Influencia-das-caracteristicas-da-camada-suporte-e-da-areia-no-processo-da-filtracao-direta-ascendente>. Acesso em: 28 mar. 2025.

DUTRA, E. A. S. **Avaliação de desempenho de coagulantes orgânicos e inorgânicos em amostra de água natural oriunda da barragem Araçagi**. 2024. 48 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, Paraíba. 2024.

EMBOABA, D. G. **Estudo comparativo de remoção de ferro e manganês de solução aquosa por ozonização seguida de filtração utilizando areia, zeólita e carvão ativado granular**. 2019. 84 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual do Centro-Oeste. Irati, Paraná. 2019.

FILHO, D. F. S. **Tecnologia de tratamento de água: água para indústria**. São Paulo: Nobel, 251 p. 1987.

GIBERT, O.; LEFÈVRE, B.; FERNÁNDEZ, M.; BERNAT, X.; PARAIRA, M.; CALDERER, M.; MARTÍNEZ-LLADÓ, X. Characterising biofilm development on granular activated carbon used for drinking water production. **Water Research**. v. 47, n. 3. 2013. p. 1101-1110. DOI: 10.1016/j.watres.2012.11.026.

HAUKELIDSAETER, S.; BOERSMA, A. S.; PISO, L.; LENSTRA, W. K.; VAN HELMOND, N. A. G. M.; SCHOONENBERG, F.; POL, E. D.; HURTARTE, L. C. C.; WIELEN, P. W. J. J. D.; BEHRENDTS, T. Efficient chemical and microbial removal of iron and manganese in a rapid sand filter and impact of regular backwash. **Applied Geochemistry**, v. 162. 2024. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2024.105904.

HE, Z.; CHENG, Y.; LIAO, X.; YU, J.; LIN, X.; QI, H. Which pre-oxidation methods to choose? From perspective of DBPs formation and toxicities reduction. **Process Safety and Environmental Protection**. v. 161, p. 118-125. 2022. DOI: 10.1016/j.psep.2022.02.072.

HELLER, P.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. rev. e atual, v. 1. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. 418 p.

HIKON, B. N.; YEBPELLA G. G. Bioavailability of Metals in the Biosphere. **Trends in Ecological and Indoor Environmental Engineering**. p. 41 – 49, 2024, v. 2, n. 1. DOI: 10.62622/TEIEE.024.2.1.41-49.

KAMIWADA, W. Y.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, n. 25, p. 667-676, 2020. DOI: 10.1590/S1413-4152202020180005.

KHADSE, G. K. PATNI, P. M.; LABHASETWAR, P. K. Removal of iron and manganese from drinking water supply. **Sustain. Water Resour. Manag.** v. 1, p. 157-165. 2015. DOI: 10.1007/s40899-015-0017-4.

LAGHARI, A. N.; WALASAI, G. D.; JATOI, A. R.; SHAIKH, F. A.; SIYAL, Z. A. Performance Analysis of Water Filtration Units for Reduction of pH, Turbidity, Solids and Electricity Conductivity. **Engineering, Technology & Applied Science Research.** v. 8, n. 4, p. 3209-3212. 2018. DOI: 10.48084/etasr.2100.

LANDIM, A. S. **Avaliação e estudo sobre o uso de alguns polímeros como auxiliares de coagulação, floculação e flotação nas Estações de Tratamento de Água e Esgoto do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia-MG (DMAE).** 2005. 62 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação do Instituto de Química) - Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, Minas Gerais. 2005.

LEAL, M. C. **Remoção de matéria húmica aquática, ferro e manganês de águas para abastecimento por meio de coagulação, floculação, sedimentação e filtração com membranas.** 2013. 159 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina, 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 4. ed. rev. e ampliada. Campinas: Editora Átomo, 2016. 640 p.

LIMA, L. **Avaliação da remoção de sulfametoxazol, diclofenaco e 17 β -estradiol em águas por adsorção em carvão ativado granular.** 2014. 78 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista. Ilha Solteira, São Paulo, 2014.

MONTGOMERY, D. C. **Design and Analysis of Experiments.** 10. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/134886>. Acesso em 13 abr. 2025.

MUTAR, R. F.; SALEH, M. A. Optimization of arsenic ions adsorption and removal from hospitals wastewater by nano-bentonite using central composite design. **Materials Today: Proceedings**, v. 60, p. 1248-1256, 2022. DOI: 10.1016/j.matpr.2021.08.213.

NETO, B. M. SILVA, G. R.; CAVALCANTE, M. B.; SILVA, M. A. P. A Barragem Camará sob os impactos da destruição e reconstrução: um estudo espaço-tempo entre 2004/2014. **Revista de Geografia.** v. 34, n. 2, 2017. DOI: 10.51359/2238-6211.2017.229226.

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria.** Campinas, SP. Editora da Unicamp, 2001.

NETTO, J. M. A. PARLATORE, A. C.; ROSSIN, A. C.; MANFRINI, C.; HESPANHOL, I.; CAMPOS, J. R.; POVINELLI, J. YAGUINUMA, S. **Técnica de abastecimento e tratamento de água.** 3 ed, v.2. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. 320 p.

NEVES, T. T. **Delineamento Composto Central e suas aplicações**. 2024. 50 p. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Estatística e Experimentação Agropecuária) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, Minas Gerais. 2024.

NGWENYA, N., NCUBE, E. J., & PARSONS, J. Recent Advances in Drinking Water Disinfection: Successes and Challenges. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**. p. 111–170, 2012. DOI: 10.1007/978-1-4614-4717-7_4.3

NOVAES, C. G.; YAMAKI, R. T.; DE PAULA, V. F.; DO NASCIMENTO JÚNIOR, B. B.; BARRETO, J. A.; VALASQUES, G. S.; BEZERRA, M. A. Otimização de Métodos Analíticos Usando Metodologia de Superfícies De Resposta - Parte I: Variáveis de Processo. **Revista Virtual de Química**. v. 9, n. 13, p. 1184-1215. 2017. DOI: 10.21577/1984-6835.20170070.

PARAÍBA. **Em Alagoa Nova: Ricardo inaugura Estação de Tratamento do sistema adutor Nova Camará**. 2018. Disponível em: <https://antigo.paraiba.pb.gov.br/index-2159.html>. Acesso em: 25 fev. 2026.

PARAÍBA. **Governo intensifica obras do Sistema Adutor Nova Camará que beneficia região do Brejo**. 2023. Disponível em: <https://paraiba.pb.gov.br/noticias/governo-intensifica-obras-do-sistema-adutor-nova-camara-que-beneficia-regiao-do-brejo>. Acesso em: 25 fev. 2026.

PATIL, D. S.; CHAVAN, S. M.; OUBAGARANADIN, J. U. K. A review of technologies for manganese removal from wastewaters, **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 4, n. 1, 2016. DOI: 10.1016/j.jece.2015.11.028.

PAZ, E. C. **Análise da eficiência de remoção de ferro e manganês de águas de abastecimento por filtração adsortiva**. 2016. 124 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa, Paraná. 2016.

PRICE, J. I.; HEBERLING, M. T. The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature. **Ecological Economics**. v. 151, 2018. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.04.014.

PROPOLSKY, D. ROMANOVSKI, V. Iron and manganese removal from groundwater: comprehensive review of filter media performance and pathways to polyfunctional applications. **Environmental Science Water Research & Technology**. v. 11, 2025. DOI: 10.1039/d5ew00751h.

POSTAWA, A.; HAYES, C. **Best Practice Guide on the Control of Iron and Manganese in Water Supply**. 1. ed. London: IWA Publishin, 2013. 131 p.

RAUH, E.; HUGHES, S. Collaboration for source water protection in the United States: Community water systems engagement in nitrate pollution reduction. **WIREs Water**, v. 11, n. 2, 2024. DOI: 10.1002/wat2.1682.

RICHTER, C. A; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. 2ª reimpressão. São Paulo: Editora Edgard Blucher LTDA, 332 p. 1998.

RODEGHIERO, K. **Aplicação da eletrodialise para remoção de ferro e manganês em água para abastecimento público: um estudo de caso na Represa Lomba do Sabão, Porto Alegre – RS.** 2022. 85 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 2022

SANDIM, S. M.; PENG, L. H. MARZUKI, M. Investigation of coconut shells activated carbon as the cost effective absorbent in drinking water filter. **Jurnal Teknologi.** v. 77, n. 22, p. 13-17, 2015. DOI: 10.11113/jt.v77.665.

SANTOS, W. B. **Análise da eficiência da solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) para a potabilidade aplicada ao semiárido brasileiro.** 2022. 100 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, Paraíba. 2022.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science.** 5. ed. McGraw-Hill, 2003. 768 p.

SINISA. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. **Resultados SINISA 2025.** Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa/resultados-sinisa/resultados-sinisa-2025>. Acesso em: 25 fev. 2026.

SILVA, A. G. **Avaliação do pH de oxidação do processo Fenton na remoção de Microcistina-LR de água de abastecimento.** 2015. 102 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, Paraíba. 2015.

SILVA, D. B. S. **Otimização do tratamento das águas do Açude Grande (Cajazeiras-PB).** 2024. 115 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, Paraíba. 2024.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.** Campina Grande, 266 p. 2001.

SILVEIRA, H. A. **Remoção de ferro e manganês através de filtração adsorbtiva em zeólitas, em escala de bancada e unidade de filtração piloto.** 2017. 112 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual do Centro-Oeste. Irati, Paraná. 2017.

SHENG, D. P. W., BILAD, M. R.; SHAMSUDDIN, N. Assessment and Optimization of Coagulation Process in Water Treatment Plant: A Review. **ASEAN Journal of Science and Engineering**, v. 3, n. 1, 2023. DOI: 10.17509/ajse.v3i1.45035.

SONOBE, H. G. **Remoção de microcistina por filtros de carvão ativado granular: aplicação de modelos matemáticos para obtenção de parâmetros de dimensionamento.** 2018. 96 p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo. São Carlos, São Paulo. 2018.

TAOUFIK, N.; ELMCHAOURI, A.; KORILI, S. A.; GIL, A. Optimizing the removal of nitrate by adsorption onto activated carbon using response surface methodology based on the

central composite design. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, 2020. DOI: 10.1080/23249676.2020.1723446.

TOUMA, S. L. **Testes acelerados em colunas de pequena escala: o uso de carvão ativado granular em projetos de reúso de efluentes de refinarias de petróleo**. 2013. 227 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2013.

TREVATHAN, J.; READ, W.; SATTAR, A. Implementation and Calibration of an IoT Light attenuation Turbidity Sensor. **Internet of Thing**. v. 19, 2022. DOI: 10.1016/j.iot.2022.100576.

UN. UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em: <https://sdgs.un.org/2030agenda>. Acesso em 25 de fev. 2026.

VALÊNCIA, J. A.; **Teoria y Practica de la Purificacion del Agua**. Asociacion Colombiana de Ingenieria Sanitária y Ambiental. Ed. Acodal. 72 p. Colômbia. 1992. Disponível em <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/teoria.pdf>. Acesso em 25 de fev. 2026.

VLIET, M. T. H, V.; JONES, E. R.; FLÖRKE, M.; FRANSSEN, W. H. P.; HANASAKI, N.; WADA, Y.; YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v.16, n. 2, 2021. DOI: 10.1088/1748-9326/abbfc3.

WEN, X.; CHEN, F.; LIN, Y.; ZHU, H.; YUAN, F.; KUANG, D.; JIA, Z.; YUAN, Z. Microbial Indicators and Their Use for Monitoring Drinking Water Quality - A Review. **Sustainability**, v. 12, n. 6, 2020. DOI: 10.3390/su12062249.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for Drinking-water Quality**. WHO Graphics: Switzerland, 2011. 4. ed. 564 p.

WU, Y. C.; KAN, C. C.; LEE, S. C.; YANG, F. Y. Water Treatment of Manganese Oxides and Organic Matter through Pre-Oxidation and Coagulation/Sedimentation. **Engineering proceedings**. v. 55, n. 59. 2023. DOI: 10.3390/engproc2023055059.