UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

AMANDA VEDAM PUPIN

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MICROCERVEJARIA POR COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO RÁPIDA

PONTA GROSSA
2024

AMANDA VEDAM PUPIN

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MICROCERVEJARIA POR COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO RÁPIDA

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Química no Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

PONTA GROSSA
2024

Pupin, Amanda Vedam
P984 Tratamento de efluente de microcervejaria por coagulação e filtração rápida / Amanda Vedam Pupin. Ponta Grossa, 2024.
124 f.

Dissertação (Mestrado em Química - Área de Concentração: Química), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1. Filtração rápida. 2. Efluentes - microcervejaria. 3. Coagulação química. 4. Cloreto férrico - Pac - Taninos. I. Campos, Sandro Xavier de. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Química. III.T.

CDD: 540

Ficha catalográfica elaborada por Maria Luzia Fernandes Bertholino dos Santos- CRB9/986

TERMO DE APROVAÇÃO

AMANDA VEDAM PUPIN

“TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MICROCERVEJARIA POR COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO RÁPIDA”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Documento assinado digitalmente
gov.br SANDRO XAVIER DE CAMPOS
Data: 10/12/2024 12:41:28-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
gov.br SUELLEN APARECIDA ALVES
Data: 10/12/2024 11:49:47-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof.ª Dra. Suellen Aparecida Alves
UEPG/PR

Documento assinado digitalmente
gov.br JEANETTE BEBER DE SOUZA
Data: 10/12/2024 11:27:07-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof.ª Dra. Jeanette Beber de Souza
UNICENTRO/PR

Ponta Grossa, 10 de dezembro de 2024

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as bênçãos;

A Nossa Senhora Aparecida pela intercessão junto ao seu Filho nos momentos mais difíceis;

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos, pela oportunidade, pelos ensinamentos, pela paciência, pelo auxílio e compreensão em todos os momentos;

À minha família, que sempre está ao meu lado, meu esposo Diego e minhas três filhas, Lavinea, Laura e Livia. Vocês são a minha fortaleza;

Ao meu Coorientador, Prof. Dr. Cleber Pinto da Silva, pela ajuda, apoio, ensinamentos e disposição ao longo de todo este tempo;

À minha amiga e parceira de todas as horas, Karine Marcondes da Cunha, que me ajudou, orientou, incentivou e esteve sempre ao meu lado durante a caminhada do mestrado;

Aos meus queridos amigos do grupo QAAS, em especial Danilo, Milene e Cleber, pela receptividade, amizade e auxílio nos momentos de necessidade;

À cervejaria OAK BEER e seus funcionários, pela disponibilidade e pelos efluentes fornecidos;

Ao Prof. Dr. Eduardo Fávero Caires e todo o pessoal do laboratório de Agronomia, pelo auxílio nas análises de Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal;

À Prof. Dra. Mariele Katherine Jungles, pelo auxílio nas análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio;

Ao Complexo de Laboratórios Multiusuário (CLABMU) da Universidade Estadual de Ponta Grossa, por toda a estrutura disponibilizada;

À CAPES e ao CNPQ, pelo apoio financeiro concedido;

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

OBRIGADA!

"Todo esforço carrega em si a semente da vitória. É na persistência e na dedicação que encontramos o verdadeiro triunfo."

RESUMO

As indústrias cervejeiras produzem uma grande quantidade de efluentes com elevada carga de matéria orgânica que, se não tratados adequadamente, podem contaminar o meio ambiente. Este estudo investigou os processos simultâneos de coagulação e filtração rápida no tratamento de efluentes de microcervejarias, avaliando uma unidade piloto de Dupla Filtração (DF) e Tripla Filtração (TF) para o pós-tratamento de efluentes de decanto-digestores anaeróbios. Para o monitoramento das etapas de tratamento foram realizadas analises de Cor Aparente, Cor Verdadeira, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fenóis Totais, Fósforo Totais (PT), Nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), SDT – fixos, SDT – voláteis, Sólidos Suspenso Totais (SST), SST – fixos, SST – voláteis, Sólidos Totais (ST), ST – fixos, ST – voláteis e Turbidez. Para determinar as melhores dosagens de coagulantes de Cloreto Férrico ($FeCl_3$), Policloreto de Alumínio (PAC) e Taninos (TAN) em relação a remoção de turbidez e cor foram construídos diagramas de coagulação em Jar Test, variando as concentrações de 50 mg L^{-1} a 400 mg L^{-1} em diferentes valores de pH de 4,5 a 8,0. Após obter-se as melhores condições de coagulação, foram realizados estudos de filtração rápida com uma taxa de 120 $m^3.m^2.dia^{-1}$ utilizando dupla filtração (DF) com pedregulho e areia e tripla filtração (TF) com pedregulho, areia, carvão e zeólita. Os ensaios de tratamento nos filtros foram realizados com coleta de amostras em intervalos de 30, 60 e 90 minutos para medir sua eficiência e verificar se mantinham a capacidade de remoção dos parâmetros físico-químicos ao longo do processo de coagulação/filtração. Foram realizados estudos de número de iodo no carvão ativado e de capacidade de troca catiônica (CTC) para estimar a perda de eficiência desses filtros em relação ao volume filtrado. Os ensaios mostraram que os melhores resultados foram obtidos em pH próximo de 7,0 para os três coagulantes. Verificou-se que para passagem dos efluentes de microcervejaria no sistema de DF e TF foi necessária a correção das concentrações dos coagulantes devido a oscilações dos paramentos de cor e turbidez, assim as foram necessárias concentrações de 130 mg L^{-1} de $FeCl_3$, 95 mg L^{-1} de PAC e 100 mg L^{-1} TAN. Após 30 minutos de coagulação e filtração, os resultados indicaram reduções significativas nos parâmetros analisados. Para $FeCl_3$, PAC e TAN, a cor aparente diminuiu entre 89% e 92%, enquanto a turbidez variou de 92% a 93%. Os sólidos dissolvidos totais (SDT) foram reduzidos entre 84% a 86%, os sólidos suspensos totais (SST) entre 78% e 87%, e os sólidos totais (ST) entre 83% e 88%. Os parâmetros de DBO_5 e DQO apresentaram reduções de 25% a 31%, enquanto os compostos de amônio ($N\text{-}NH_3$) e nitrogênio total (NTK) tiveram reduções entre 47% a 49% e 52%, respectivamente. O fósforo total (PT) apresentou uma redução de 64% a 68%, e os fenóis totais, de 77% a 78%. Com a coagulação seguida de dupla ou tripla filtração, os resultados foram ainda mais expressivos. A cor aparente foi reduzida em até 97%, os SDT e SST atingiram reduções de 94%, enquanto os ST chegaram a 95%. A turbidez diminuiu em até 98%, e as reduções de DBO_5 e DQO superaram 55% e 64%, respectivamente. $N\text{-}NH_3$ e NTK apresentaram reduções de até 69% e 74%, enquanto o fósforo e os fenóis atingiram valores de 99% e 100%. Em relação ao uso do carvão e da zeólita na TF verificou-se que após o tratamento de 1.500 L, houve uma redução de 5,38% na capacidade de adsorção do carvão ativado e de 2,95% na capacidade de troca catiônica da clinoptilolita. O desempenho dos coagulantes na remoção dos parâmetros físico-químicos, observou-se que o PAC e os taninos apresentaram resultados semelhantes nos ensaios de Jar Test (construção dos diagramas de coagulação), porém na etapa de coagulação seguida de DF e TF o coagulante TAN obteve, em geral, o melhor desempenho alcançando os melhores resultados. Para a remoção de todos os parâmetros estudados o sistema proposto teve grande eficiência atendendo aos critérios de descarte da legislação vigente, com exceção da DBO e DQO. Conclui-se que o uso da coagulação seguida

de filtração rápida pode ser uma técnica promissora no pós tratamento de efluentes de cervejaria desde que um pré tratamento mais eficiente seja realizado.

Palavras-chave: Filtração Rápida, Efluentes de Microcervejaria, Coagulação Química, Cloreto Férrico, PAC e Taninos.

ABSTRACT

Breweries produce a large amount of effluents with a high organic matter load that, if not treated properly, can contaminate the environment. This study investigated the simultaneous coagulation and rapid filtration processes in the treatment of microbrewery effluents, evaluating a Double Filtration (DF) and Triple Filtration (TF) pilot unit for the post-treatment of anaerobic decant digester effluents. To monitor the treatment stages, analyses were performed on Apparent Color, True Color, Biochemical Oxygen Demand (BOD5), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Phenols, Total Phosphorus (PT), Ammoniacal Nitrogen ($N\text{-}NH_3$), Nitrate (NO_3^-), Nitrite (NO_2^-), Total Kjeldahl Nitrogen (NTK), Total Dissolved Solids (TDS), TDS - fixed, TDS - volatile, Total Suspended Solids (TSS), TDS - fixed, TDS - volatile, Total Solids (TS), TDS - fixed, TDS - volatile and Turbidity. To determine the best dosages of Ferric Chloride ($FeCl_3$), Polyaluminum Chloride (PAC) and Tannins (TAN) coagulants in relation to turbidity and color removal, coagulation diagrams were constructed in Jar Test, varying the concentrations from 50 mg L^{-1} to 400 mg L^{-1} at different pH values from 4.5 to 8.0. After obtaining the best coagulation conditions, rapid filtration studies were carried out at a rate of 120 $m^3.m^2.day^{-1}$ using double filtration (DF) with gravel and sand and triple filtration (TF) with gravel, sand, coal and zeolite. The treatment tests in the filters were carried out with sample collection at intervals of 30, 60 and 90 minutes to measure their efficiency and verify whether they maintained the removal capacity of the physicochemical parameters throughout the coagulation/filtration process. Studies of iodine number in activated carbon and cation exchange capacity (CEC) were carried out to estimate the loss of efficiency of these filters in relation to the filtered volume. The tests showed that the best results were obtained at pH close to 7.0 for the three coagulants. It was found that for the passage of microbrewery effluents in the DF and TF system, it was necessary to correct the coagulant concentrations due to oscillations in the color and turbidity parameters, thus the concentrations of 130 mg L^{-1} of FeCl3, 95 mg L^{-1} of PAC and 100 mg L^{-1} TAN were necessary. After 30 minutes of coagulation and filtration, the results indicated significant reductions in the analyzed parameters. For $FeCl_3$, PAC and TAN, the apparent color decreased between 89% and 92%, while the turbidity ranged from 92% to 93%. Total dissolved solids (TDS) were reduced between 84% and 86%, total suspended solids (TSS) between 78% and 87%, and total solids (TS) between 83% and 88%. BOD and COD parameters showed reductions of 25% to 31%, while ammonium compounds ($N\text{-}NH_3$) and total nitrogen (NTK) had reductions between 47% to 49% and 52%, respectively. Total phosphorus (TP) showed a reduction of 64% to 68%, and total phenols, from 77% to 78%. With coagulation followed by double or triple filtration, the results were even more expressive. The apparent color was reduced by up to 97%, TDS and TSS reached reductions of 94%, while ST reached 95%. Turbidity decreased by up to 98%, and BOD_5 and COD reductions exceeded 55% and 64%, respectively. $N\text{-}NH_3$ and NTK showed reductions of up to 69% and 74%, while phosphorus and phenols reached values of 99% and 100%. Regarding the use of coal and zeolite in the TF, it was found that after the treatment of 1,500 L, there was a reduction of 5.38% in the adsorption capacity of activated carbon and of 2.95% in the cation exchange capacity of clinoptilolite. Regarding the performance of the coagulants in the removal of the physical-chemical parameters, it was observed that PAC and tannins presented similar results in the Jar Test tests (construction of the coagulation diagrams), however, in the coagulation stage followed by DF and TF, the TAN coagulant obtained, in general, the best performance, achieving the best results. For the removal of all the parameters studied, the proposed system was highly efficient, meeting the disposal criteria of the current legislation, with the exception of BOD and COD. It is concluded that the use of coagulation followed by rapid filtration can

be a promising technique in the post-treatment of brewery effluents, provided that a more efficient pre-treatment is carried out.

Keywords: Rapid Filtration, Microbrewery Effluents, Chemical Coagulation, Ferric Chloride, PAC and Tannins.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Representação das etapas do processo de produção de cerveja e seus resíduos gerados em cada etapa 20
FIGURA 2 - Diagrama das espécies hidrolisadas de ferro III em função do pH a 25°C 32
FIGURA 3 - Diagrama das espécies hidrolisadas de alumínio III em função do pH a 25°C ..35
FIGURA 4 - Representação esquemática da obtenção do coagulante a base de Taninos após reação de Mannich 36
FIGURA 5 - a) (001) e b) (100) - estruturas tridimensionais da clinoptilolita, com os canais de ligações A, B e C, vistas de diferentes ângulos; onde c) anéis de 10 membros e d) anéis de 8 membros pertencem a a) (001) e e) anéis com 8 membros pertence a b) (100) 45
FIGURA 6 - Sistema de decanto-digestores anaeróbio; a) Sistema com 6 decanto-digestores de 1000 L; b) 2 decanto-digestores de 2000L com saída dos efluentes para o c) sumidouro. 49
FIGURA 7 - Fotos ilustrativas dos efluentes em ensaios de a) titulação e em b) Jar Test utilizando 51
FIGURA 8 - Sistema piloto de tratamento: a) Representação gráfica da configuração da unidade piloto; b) Fotografia do sistema de filtração em escala piloto. 53
FIGURA 9 - Diagrama de coagulação utilizando $FeCl_3$ contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 61
FIGURA 10 - Diagrama de coagulação utilizando $FeCl_3$ contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 62
FIGURA 11– Diagrama de coagulação utilizando PAC contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 66
FIGURA 12 - Diagrama de coagulação utilizando PAC contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 68
FIGURA 13 - Diagrama de coagulação utilizando TAN contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 72

FIGURA 14 - Diagrama de coagulação utilizando TAN contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min 73
FIGURA 15 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 30 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF 81
FIGURA 16 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 60 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF 83
FIGURA 17 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 90 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF 84

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Características típicas de efluentes de cervejaria de acordo com a literatura..... 22
TABELA 2 - Pré-tratamentos e Pós-tratamentos em Efluentes de Cervejarias 25
TABELA 3 - Reações de Hidrolise do Cloreto Férrico em água a 25°C 30
TABELA 4 - Reações de Hidrolise do Sulfato de Alumínio em água a 25°C 34
TABELA 5 - Parâmetros físico-químicos analisados e os métodos de análise empregados 55
TABELA 6 - Comparação da eficácia de coagulantes na remoção de turbidez e cor aparente em função das concentrações utilizadas..... 77
TABELA 7 - Caracterização físico-química dos efluentes de microcervejaria bruto e após decanto digestores (Media ± Dp, n=3)..... 77
Tabela 8 - Remoção dos Parâmetros cor, turbidez e sólidos do Efluente de Microcervejaria (Media ± Dp, n=3) 80
TABELA 9– Remoção dos Parâmetros de DBO, DQO, Fenóis, NTK, N-NH_3, NO_3^-, NO_2^-, e PT 89
TABELA 10 - Resultados de Análise do Carvão Ativado e Clinoptilolita Antes e Após a Tripla Filtração..... 100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

COA	Coagulação
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DF	Dupla Filtração
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
NH_3-N	Nitrogênio Amoniacal
NI	Número de Iodo
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
PAC	Policloreto de Alumínio
PT	Fósforo Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TAN	Taninos
TF	Tripla Filtração
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)
uH	Unidade Hazen

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15
2 OBJETIVOS 17
2.1 GERAL 17
2.2 ESPECÍFICOS 17
3. REVISÃO DA LITERATURA 18
3.1 CERVEJARIAS 18
3.2 EFLUENTES DE CERVEJARIA 21
3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CERVEJARIA 23
3.3.1 Pós Tratamento de Efluentes por Coagulação 25
3.3.2 Coagulantes e suas Propriedades 29
3.3.3 Cloreto Férrico ($FeCl_3$) 30
3.3.4 Policloreto de alumínio (PAC) 32
3.3.5 Taninos 35
3.4 PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CERVEJARIA POR COAGULAÇÃO 37
3.5 FILTRAÇÃO DIRETA EM MEIO GRANULAR PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE MICROCERVEJARIAS 39
3.5.1 Filtros de areia 40
3.5.2 Filtração em Carvão Ativado Granular 42
3.5.3 Filtração em zeólitas 44
4 METODOLOGIA 48
4.1 ÁREA DE ESTUDO 48
4.2 ENSAIOS DE JAR TEST 49
4.2.1 Diagramas de coagulação 49
4.3 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO DE FILTRAÇÃO E ENSAIOS DE TRATABILIDADE 51
4.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE NAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO RÁPIDA 54
4.5 METODOLOGIAS EMPREGADAS PARA ANÁLISES E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICAS DOS EFLUENTES DE MICROCERVEJARIA 55
4.6 METODOLOGIAS EMPREGADA NA CARACTERIZAÇÃO DOS MEIOS FILTRANTES 56
4.6.1 Determinação do Número de Iodo no Carvão Ativado 56
4.6.2. Determinação da Capacidade de Troca Catiônica na Clinoptilolita 58

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 60
5.1 AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DA TURBIDEZ E COR APARENTE DOS EFLUENTES DE MICROCERVEJARIA A PARTIR DA CONSTRUÇÃO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO 60
5.1.1 Diagrama de Coagulação Utilizando Cloreto Férrico ($FeCl_3$) 60
5.1.2 Diagrama de Coagulação Utilizando Policloreto de Alumínio (PAC) 66
5.1.3 Diagrama de Coagulação Utilizando Tanino (TAN) 72
5.2. PRÉ TRATAMENTO DO EFLUENTE DA MICROCERVEJARIA POR DECANTO DIGESTOR 77
5.3 PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DA MICROCERVEJARIA SEGUIDA POR COAGULAÇÃO DUPLA E TRIPLA FILTRAÇÃO 79
5.3.1 Tratamento de Efluente de Microcervejaria por Coagulação e Dupla e Tripla Filtração - Remoção de Cor, Turbidez e Sólidos 79
5.3.2 Tratamento de Efluente de Microcervejaria por Coagulação e Dupla e Tripla Filtração - Remoção de DQO, DBO, Fenóis, Série de Nitrogênio e Fósforo 88
5.4 ANÁLISE DOS MEIOS FILTRANTES DA TRIPLA FILTRAÇÃO 99
6 CONCLUSÕES 104
7 PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS 106
REFERÊNCIAS 108

1 INTRODUÇÃO

As microcervejarias no Brasil têm experimentado um crescimento notável ao longo dos últimos anos, desempenhando um papel cada vez mais relevante na indústria cervejeira e contribuindo de forma ativa para a economia do país. Durante o processo de fabricação, essas empresas consomem uma grande quantidade de água para produção, higienização e limpeza de equipamentos e instalações. Após essa etapa, aproximadamente 70% dessa água é descartada como efluente. Nesse contexto, é de extrema importância garantir que esses efluentes sejam devidamente tratados antes do descarte, a fim de evitar impactos ambientais prejudiciais ao reintroduzi-los nos corpos d'água.

As grandes cervejarias implementam métodos avançados de tratamento para seus efluentes, como processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos, biorreatores e sistemas de filtração por membranas. Esses sistemas são capazes de lidar com grandes flutuações e são altamente eficazes na remoção de diversos parâmetros. No entanto, é importante destacar que os custos operacionais e de manutenção geralmente são significativos.

Por outro lado, pequenas empresas, como as microcervejarias, geralmente não dispõem de Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), uma vez que operam com menores volumes de produção e enfrentam limitações financeiras e de espaço para a construção dessas instalações. Essas empresas muitas vezes buscam alternativas para lidar com seus efluentes, como realizar ajustes mínimos para permitir o descarte nas redes de esgoto ou contratar serviços de coleta por empresas terceirizadas. No entanto, o lançamento desses efluentes nas redes de esgoto enfrenta desafios, como possíveis sobrecargas no sistema.

Os efluentes provenientes das indústrias cervejeiras exibem uma série de características distintas, como altos níveis de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NH_3-N), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), entre outros. Além disso, esses efluentes estão sujeitos a variações de temperatura, oscilações nos níveis de pH e contêm uma quantidade significativa de partículas em suspensão e dissolvidas, uma vez que as partículas em suspensão provocam turbidez e as partículas dissolvidas provocam cor. A complexidade dessas características nos efluentes cervejeiros impõe desafios adicionais no que diz respeito ao seu tratamento e descarte adequados.

Pesquisas recentes têm demonstrado o uso de sistemas de dupla filtração (DF, com pedregulho e areia, e/ou carvão ativado) e tripla filtração (TF, com pedregulho, areia, carvão ativado e/ou zeólita) em efluentes domésticos, com foco no reuso. Esses estudos demonstram

grande potencial e eficácia na remoção de diversos parâmetros, como DQO, DBO_5, NT, PT, SST, turbidez e cor. Além disso, esses sistemas apresentam a vantagem de não demandarem grandes espaços para sua instalação e por utilizarem materiais filtrantes acessíveis (Cavallini *et al*., 2015; Silva *et al*., 2019). Embora os sistemas DF e TF tenham se mostrado promissores para o tratamento de águas residuais domésticas, sua eficácia no tratamento da composição complexa de efluentes de cervejaria, particularmente em um ambiente de microcervejaria, requer investigação adicional.

A filtração eficaz requer pré-tratamento com coagulação e sedimentação. Enquanto coagulantes à base de metal são comumente usados, os taninos oferecem uma alternativa mais ecológica com eficácia comparável e lodo facilmente

Visando aprimorar a eficácia do tratamento de efluentes de microcervejarias, este estudo investiga o uso de sistemas de dupla filtração (DF) e tripla filtração (TF), compostos por areia, pedregulho, carvão ativado e zeólitas. O trabalho foca na otimização da etapa de coagulação como um processo preliminar, com o objetivo de determinar os valores ideais de pH e as concentrações adequadas de coagulantes, por meio de testes de bancada realizados com ensaios em Jar Test. A eficácia dos sistemas de filtração será avaliada com base em indicadores físico-químicos, considerando a qualidade final do efluente. Por fim, será realizada uma análise dos meios filtrantes, avaliando sua saturação, eficiência, tempo de uso e a viabilidade da aplicação dessa tecnologia no tratamento dos efluentes.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a eficiência das tecnologias de dupla filtração (DF) e tripla filtração (TF) no tratamento de efluentes de microcervejarias provenientes de decanto-digestores, com o intuito de garantir que os efluentes atendam às legislações de descarte.

2.2 ESPECÍFICOS

a) Determinar, a partir da construção de diagramas de coagulação, as condições ótimas de pH para coagulação e as dosagens dos coagulantes $FeCl_3$, PAC e TAN visando os estudos subsequentes de filtração rápida;

b) Analisar o pós-tratamento de efluentes de decanto digestores utilizando uma unidade piloto de dupla e tripla filtração rápida;

c) Avaliar a conformidade dos efluentes de microcervejarias, tratados por meio de filtração rápida, com os padrões estabelecidos pelas legislações vigentes de descarte de efluentes, conforme as resoluções CONAMA 430/11 e CEMA 070/09;

d) Examinar o índice de saturação dos meios filtrantes utilizados na tripla filtração e estimar o tempo de uso antes da necessidade de regeneração ou troca.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 CERVEJARIAS

A cerveja é um dos mais antigos produtos da biotecnologia, datando de cerca de 6.000 A.C., possivelmente originária do Oriente Médio ou China. Inicialmente produzida a partir de cevada foi desenvolvida pelos sumérios e assírios e usada como moeda. A bebida se espalhou pelo Mediterrâneo e Europa pelos egípcios (Ferreira *et al*., 2011; Hampson, 2014; Rosa; Afonso, 2015). Chegou ao Brasil com os europeus, tornando-se popular com os holandeses e expandindo-se durante a imigração europeia no século XIX (CERVBRASIL, 2021). A primeira cervejaria brasileira foi fundada em 1853 com o nome de Bohemia, e logo depois surgiram a Brahma e Antarctica. Em 1999, a fusão dessas empresas criou a AMBEV®, que se tornou a maior cervejaria do mundo após se unir à Anheuser-Bush Inbev (AB InveB), operando em 18 países das Américas (AMBEV, 2024; Giorgi, 2015; Rosa; Afonso, 2015).

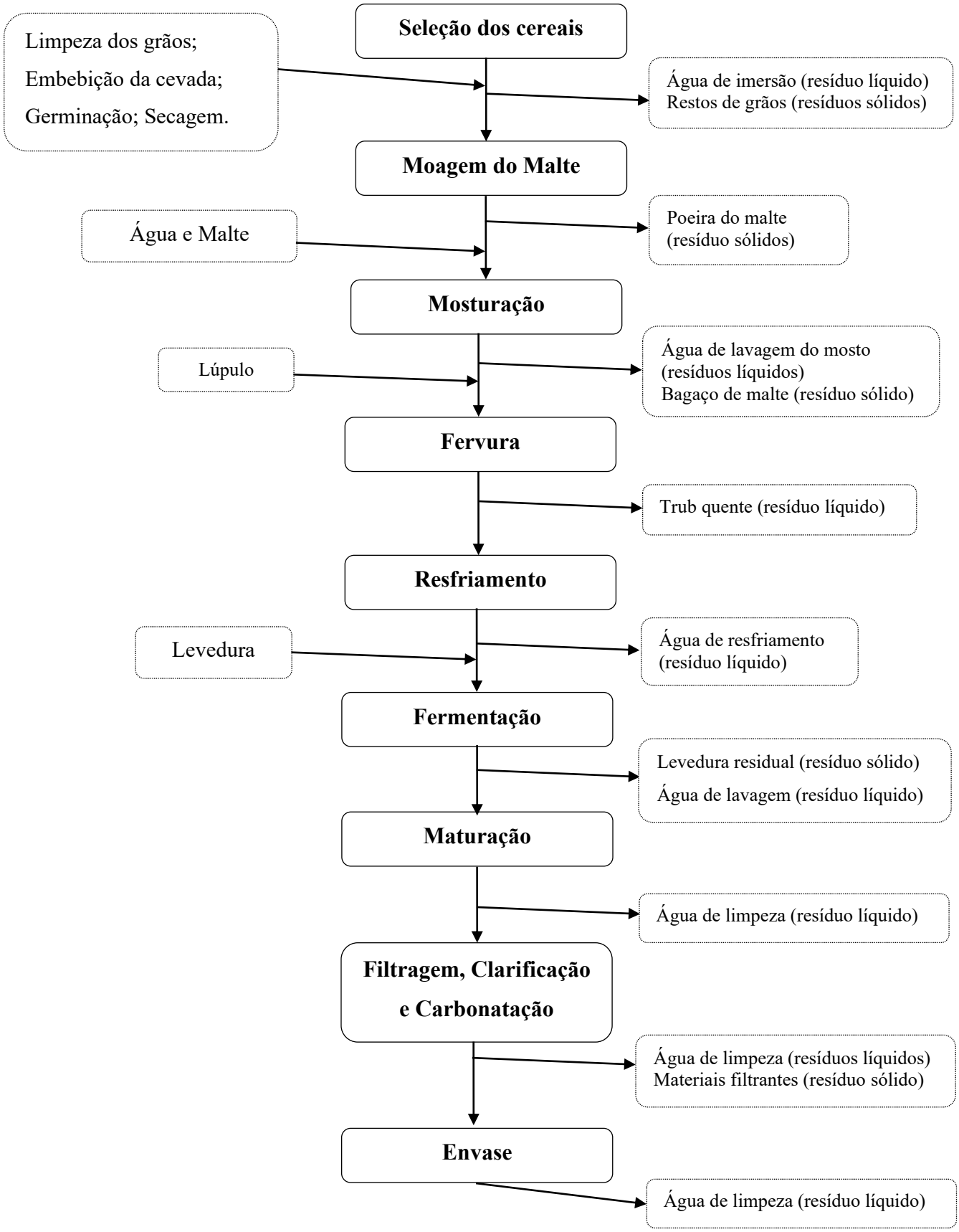
Apesar do domínio das grandes cervejarias, o mercado de cervejas artesanais no Brasil vem crescendo e se desenvolvendo rapidamente (Barbosa *et al*., 2021; Carvalho; Maia; Godinho, 2020). As cervejas artesanais são definidas como aquelas produzidas em pequenas escalas que focam na qualidade dos produtos em vez da quantidade produzida (Baiano *et al*., 2020; Fastigi; Esposti.; Viganò, 2015; Nuessel *et al*., 2018; Pereira *et al*., 2020). Localmente, a Lei 13.504, de 10/08/2019, define microcervejarias como unidades de fabricação artesanal enquadradas no Simples Nacional (Supersimples) (PONTA GROSSA, 2019).

As pequenas cervejarias ganham destaque no setor cervejeiro, pois, devido à menor produção, utilizam matérias-primas de melhor qualidade, trazendo diferentes aromas e sabores, com a incorporação de produtos regionais que atendem às preferências dos consumidores (Ferreira *et al*., 2011; Silva *et al*., 2016). Esses fatores resultam em cervejas com alta qualidade sensorial e estilos definidos, oferecendo variedade em sabor, aroma e características únicas, atraindo consumidores que buscam exclusividade e inovação. A produção artesanal não só atende às preferências gastronômicas, como também apoia a economia local e promove o desenvolvimento regional. A forte conexão das microcervejarias com suas comunidades, aliada a eventos, festivais e um marketing autêntico, aumenta a atratividade dessas cervejas, criando uma cultura cervejeira robusta e diversificada (Barbosa *et al*., 2021; Danson *et al*., 2015; Elzinga; Tremblay; Tremblay, 2018; Faganel; Rižnar, 2023; Gianezini *et al*., 2018; Santini *et al*., 2021).

O processo de produção de cerveja consiste em uma série de operações unitárias, incluindo maltagem, moagem, mosturação, fervura do mosto, resfriamento, fermentação, maturação, filtração, clarificação, carbonatação e envase (Horn *et al*., 2021; Karlović *et al*., 2020; Rachwał *et al*., 2020; Teles; Pereira Roveroto; Barana, 2023). Em resumo, o malte é moído e misturado com água quente durante a mosturação, convertendo amidos em açúcares fermentáveis. Em seguida, o mosto é fervido com lúpulo para adicionar sabor e conservantes, depois resfriado e aerado. Na fermentação, leveduras transformam os açúcares em álcool e dióxido de carbono. Após a fermentação, a cerveja passa por um período de maturação para desenvolver seu sabor, é filtrada, clarificada, carbonatada e, finalmente, envasada (Karlović *et al*., 2020; Rachwał *et al*., 2020; Santos; Ribeiro, 2005; Teles; Pereira Roveroto; Barana, 2023).

A indústria cervejeira é conhecida por seu alto consumo de água e pela geração elevada de efluentes (Aremanda *et al*., 2020; Stotska *et al*., 2023; Simate *et al*., 2012). A quantidade de efluentes de cervejaria depende do tipo de produção e do uso específico da água (Choi, 2015; 2016). Estima-se que sejam necessárias quantidades significativas de água para produzir cerveja, variando de 3 a 10 litros de água por litro de cerveja (Aremanda *et al*., 2022; Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021; Chen *et al*., 2016; Hosseinlou, 2022; Parawira; Kudita; Nyandoroh, 2005; Zacharof, 2021). A Figura 1 apresenta de forma ilustrada as etapas do processo de produção da cerveja, destacando também os principais resíduos gerados ao longo desse processo. Nesse contexto, os efluentes líquidos são o principal subproduto na indústria cervejeira, e também resíduos de grãos de cevada, lúpulo/trub quente e resíduos de levedura de cerveja (Karlović *et al*., 2020; Rachwał *et al*., 2020; Teles; Pereira Roveroto; Barana, 2023).

FIGURA 1 - Representação das etapas do processo de produção de cerveja e seus resíduos gerados em cada etapa



Fonte: adaptações de Horn *et al*., 2021; Rachwał *et al*., 2020.

3.2 EFLUENTES DE CERVEJARIA

A produção de cerveja, independentemente da escala, requer grandes volumes de água não só para a fabricação, mas também para a limpeza dos equipamentos, esterilização, resfriamento, lavagem das áreas industriais, adegas e embalagens, o que resulta na geração de efluentes com alto teor orgânico, que demandam tratamento adequado (Espinoza-Quiñones *et al*., 2021; Parawira; Kudita; Nyandoroh, 2005; Simate *et al*., 2011; Zacharof, 2021). A matéria orgânica presente nos efluentes, se não tratada adequadamente, pode causar impactos ambientais negativos, como a redução do oxigênio dissolvido em corpos d'água, afetando a vida aquática (Amenorfenyo *et al*., 2019; Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021; Parawira; Kudita; Nyandoroh, 2005).

A composição química desses efluentes varia com os ingredientes e as condições de fabricação, mas geralmente são caracterizados por uma alta carga orgânica e teor ácido elevado. A elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nesses efluentes reflete a presença de açúcares, amido solúvel, ácidos graxos voláteis e etanol (Budgen; Le-Clech, 2020; Khumalo *et al*., 2022; Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022; Tolkou; Zouboulis, 2020). Além disso, esses efluentes contêm grandes quantidades de sólidos suspensos, resíduos orgânicos e inorgânicos, bem como resíduos de compostos fenólicos, provenientes principalmente da casca da cevada maltada e do lúpulo (Rachwał *et al*., 2020; Olajire *et al*., 2012; Budgen; Le-Clech, 2020; Khumalo *et al*., 2022; Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022; Tolkou; Zouboulis, 2020).

O pH dos efluentes também varia de acordo com os produtos químicos utilizados na limpeza dos equipamentos, como soda cáustica, ácido peracético e ácido nítrico (Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022; Swain; Abbassi; Kinsley, 2020). Os teores de fósforo e nitrogênio são influenciados pela quantidade de levedura utilizada na fermentação e pela matéria-prima empregada na fabricação (Amenorfenyo *et al*., 2019; Espinoza-Quiñones *et al*., 2021; Hosseinlou, 2022; Simate *et al*., 2011). A Tabela 1 apresenta alguns parâmetros físico-químicos de efluentes de cervejarias, conforme reportado na literatura. Observa-se que esses parâmetros exibem ampla variabilidade, refletindo as diferenças nas características dos efluentes gerados em função dos processos produtivos e práticas específicas de cada instalação.

TABELA 1 - Características típicas de efluentes de cervejaria de acordo com a literatura

Parâmetro	Valores	Autores
Cor aparente (uH)	2420 – 4960	Tonhato; Hasan; Sebastien (2019); Espinoza-Quiñones *et al*. (2021)
DBO_5 (mg L^{-1})	640 - 3203,6	Okolo; Nnaju; Onukwuli (2016); Tonhato; Hasan; Sebastien (2019)
DQO (mg L^{-1})	597,3 - 7687	Simate *et al*. (2012); Khumalo *et al*. (2022)
Nitrato (mg L^{-1})	0,136 - 31,19	Okolo; Nnaju; Onukwuli (2016); Papadopoulos *et al*. (2022)
Nitrito (mg L^{-1})	0,037 – 2,00	Tonhato; Hasan; Sebastien (2019); Innes; Chang; Rahaman (2021)
N-NH_3 (mg L^{-1})	O,34 – 44,3	Taylor Jones; Laing (2020); Wang *et al*. (2022)
NTK (mg L^{-1})	29,3 – 105,75	Khumalo *et al*. (2022); Innes; Chang; Rahaman (2021)
pH	4,87 – 8,4	Espinoza-Quiñones *et al*. (2021); Taylor Jones; Laing (2020)
PT (mg L^{-1})	1,15 – 25,5	Wang *et al*. (2022); Daba *et al*. (2022)
SDT (mg L^{-1})	2952,8 – 4121	Daba *et al*. (2022); Khumalo *et al*. (2022)
SST (mg L^{-1})	30,40 – 1694,6	Okolo; Nnaju; Onukwuli (2016); Daba *et al*. (2022)
ST - Voláteis (mg L^{-1})	426 – 2327	Espinoza-Quiñones *et al*. (2021); Daba *et al*. (2022)
ST (mg L^{-1})	478 – 5951	Espinoza-Quiñones *et al*. (2021); Khumalo *et al*. (2022)
Turbidez (UNT)	85 – 990	Simate *et al*. (2012); Espinoza-Quiñones *et al*. (2021)

Fonte: a autora

Diante dessas características, é crucial implementar tratamentos eficazes para os efluentes das cervejarias, visando à remoção eficiente da carga orgânica, à neutralização do pH e ao atendimento aos padrões ambientais de descarte (Khumalo *et al*., 2022; Kothiyal; Semwal, 2018; Simate, *et al*., 2011).

No estado do Paraná, a Resolução CEMA 070/09 estabelece os padrões para o lançamento de efluentes líquidos industriais, permitindo a liberação de efluentes com uma DQO máxima de 200 mg L^{-1} e uma DBO_5 máxima de 50 mg L^{-1}, especificamente para a indústria de bebidas. No entanto, a legislação brasileira mais abrangente é a Resolução nº 430 do CONAMA, que complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005. Essa resolução define as condições, diretrizes, parâmetros e padrões para o lançamento de efluentes em corpos d'água receptores. De acordo com essa resolução, os efluentes devem estar dentro de certos parâmetros para serem lançados nos corpos hídricos, incluindo um pH entre 5 e 9, temperatura abaixo de

40°C, remoção de DBO_5 de no mínimo 60% e teor de NH_3-N de no máximo 20 mg L^{-1} (ANA, 2017; BRASIL, 2005, 2011; PARANÁ, 2009).

3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CERVEJARIA

O tratamento dos efluentes de cervejarias é um processo complexo que depende das características específicas dos efluentes gerados, como o tipo de cerveja produzida, o processo de fabricação, a limpeza industrial, entre outros fatores. Além disso, considerações sobre o espaço para a construção de estações de tratamento de efluentes (ETEs) e os recursos financeiros disponíveis também são fundamentais (Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021; Meshksar; Roostaee; Rahimpour, 2020; Simate *et al*., 2011). Os métodos de tratamento de águas residuais em cervejarias são divididos em primários e secundários, englobando métodos físicos, químicos e biológicos, que podem ser utilizados individualmente ou em combinação (Simate *et al*., 2011; Karlović *et al*., 2020).

Os métodos físicos, também conhecidos como tratamentos primários, incluem peneiramento, trituração, equalização de fluxo, sedimentação, flotação e filtração através de meio granular. Esses métodos são projetados para remover materiais grosseiros, sólidos suspensos e contaminantes não dissolvidos, sendo considerados os mais simples e econômicos. No entanto, esses métodos não são eficazes na remoção de solutos que podem impactar negativamente o ecossistema (Karlović *et al*., 2020; Simate *et al*., 2011; Tchobanoglous; Burton; Stensel 1991).

Aproximadamente 48% da água utilizada na produção de cerveja é destinada à limpeza e desinfecção, resultando em efluentes que contêm uma variedade de compostos químicos (Karlović *et al*., 2020). Para remover esses compostos de maneira segura, são empregados métodos químicos que envolvem diversas reações. Técnicas como coagulação, floculação e ajuste de pH são utilizadas para eliminar organismos tóxicos e impurezas coloidais, e incluem a adição de agentes que aumentam a biodegradabilidade de compostos recalcitrantes, reduzindo a necessidade de tratamentos biológicos prolongados (Karlović *et al*., 2020; Mohan *et al*., 2008). Processos como precipitação química, adsorção, desinfecção e cloração são comumente empregados para purificar a água. Embora eficazes, esses métodos são significativamente mais caros do que os físicos, tornando-os menos acessíveis para cervejarias menores (Mohan *et al*., 2008; Dai *et al*., 2010; Karlović *et al*., 2020).

Os tratamentos biológicos utilizam processos de digestão tanto anaeróbica (sem a presença de oxigênio) quanto aeróbica (com a presença de oxigênio) para reduzir a carga

orgânica e outros contaminantes nos efluentes. Esses processos envolvem a aplicação de microrganismos que decompõem poluentes biodegradáveis através da remoção de matéria orgânica de carbono, nitrificação, desnitrificação e estabilização. O tratamento biológico é altamente eficaz, proporcionando uma significativa redução da demanda química de oxigênio (DQO) e da demanda biológica de oxigênio (DBO) (Dai *et al*., 2010; Karlović *et al*., 2020).

Os métodos comuns de tratamento biológico de efluentes incluem reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), biorreatores de membrana anaeróbica, lagoas aeradas, lagoas de estabilização e sistemas aeróbios (Toran *et al*., 2021; Simate *et al*., 2011; Werkneh; Beyene; Osunkunle, 2019). Esses métodos são frequentemente utilizados em efluentes de cervejaria devido à sua eficiência na redução da carga orgânica e na produção de energia renovável.

Os reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) operam na ausência de oxigênio, onde microrganismos degradam matéria orgânica, produzindo biogás. Esse sistema é eficaz na redução da carga orgânica e na geração de energia renovável (Alayu; Leta, 2021b; Enitan *et al*., 2015; Parawira; Kudita; Nyandoroh, 2005). Os biorreatores de membrana anaeróbica utilizam membranas para separar microrganismos do efluente, promovendo a digestão anaeróbia da matéria orgânica. São eficientes na remoção de contaminantes biodegradáveis e na produção de biogás (Jia *et al*., 2014; Liu *et al*., 2017). Além desses, os decanto-digestores anaeróbicos combinam sedimentação com digestão anaeróbia, reduzindo sólidos suspensos e estabilizando a matéria orgânica antes do descarte. Esses sistemas são amplamente utilizados em comunidades rurais e pequenas indústrias, incluindo pequenas cervejarias (Rodrigues *et al*., 2015; Matsubara *et al*., 2009; Reinaldo *et al*., 2015).

Os biorreatores aeróbios são tanques onde microrganismos aeróbios são cultivados para decompor a matéria orgânica presente nos efluentes, oferecendo controle preciso das condições ambientais para otimizar a atividade microbiana (Mills *et al*., 2024; Shrestha *et al*., 2014). s lagoas de estabilização, também conhecidas como lagoas de oxidação, são reservatórios rasos onde efluentes são tratados pela ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios, sendo eficazes na redução de sólidos suspensos e na estabilização da matéria orgânica (Nweze; Anozie; Ude, 2014; Kaid *et al*., 2022).

As lagoas aeradas utilizam oxigênio dissolvido para promover a decomposição aeróbia de compostos orgânicos por microrganismos aeróbios, sendo comuns em tratamentos secundários de efluentes e proporcionando boa eficiência na remoção de matéria orgânica (Alvarado *et al*., 2013; Godini *et al*., 2020). A Tabela 2 apresenta alguns tipos de tratamentos biológicos utilizados como pré-tratamento (tratamento secundário) e os métodos de pós-

tratamento empregados. Os processos biológicos, sejam aplicados individualmente ou combinados com métodos físico-químicos, desempenham um papel crucial no tratamento de efluentes de cervejarias, além de apresentarem boa eficiência e serem relativamente baratos.

TABELA 2 - Pré-tratamentos e Pós-tratamentos em Efluentes de Cervejarias

Pré-tratamentos	Pós-tratamentos	Autor
UASB	Coagulação + floculação	Simate *et al*. (2011)
UASB	Coagulação, floculação, sedimentação + filtração	Simate (2015)
Reator anaeróbico	Microalgas	Ferreira *et al*. (2019)
Lagoa aerada	Microalgas	Tonhato; Hasan E Sebastien (2019)
UASB	Wetlands	Alayu; Leta (2020; 2021a; 2021b)
UASB	Osmose reversa de baixa pressão + osmose reversa + ultrafiltração	Innes; Chang; Rahaman (2021)
Reator anaeróbico	Coagulação	Shabangu; Bakare; Bwapwa (2022)

Fonte: a autora
Nota: Wetlands são zonas úmidas compostas por vegetação macrófitas aquáticas, plantadas sobre solo composto de areia e cascalho.

Embora o tratamento biológico possa reduzir significativamente a carga poluente, os efluentes das cervejarias frequentemente requerem etapas adicionais de pós-tratamento para atender aos limites de descarga e padrões ambientais antes de serem liberados (Ashra; Ramamurthy; Rene, 2021; Tejedor-Sanz; Ortiz; Estéve-Núñez, 2017). Portanto, é essencial implementar tratamentos avançados e/ou terciários antes da descarga final, garantindo que os efluentes atendam às normas ambientais e protejam os corpos d'água receptores, a biodiversidade aquática e o meio ambiente (Alayu; Leta, 2021b; Terungwa; Ogedengbe; Oparaku, 2016).

As cervejarias buscam cada vez mais novos tratamentos que ofereçam uma boa relação entre custo e benefício, além de tratamentos que se adequem aos regulamentos e padrões de descarte (Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021).

3.3.1 Pós Tratamento de Efluentes por Coagulação

O tratamento avançado de efluentes de cervejarias tem como objetivo remover poluentes remanescentes que não foram completamente eliminados pelos processos primário e biológico (Terungwa; Ogedengbe; Oparaku, 2016). Dentre as técnicas de pós-tratamento, a

coagulação seguida de filtração destaca-se pela eficiência, baixo custo e rapidez (Da Silva *et al*., 2020; Costa *et al*., 2021). A coagulação, ao utilizar coagulantes químicos, neutraliza partículas em suspensão, promovendo a formação de flocos que são posteriormente removidos pela filtração rápida, resultando em um efluente de melhor qualidade, com baixa turbidez e menor carga microbiológica (Libânio, 2010; Silva *et al*., 2019; Teh *et al*., 2016).

A coagulação é uma etapa comum no tratamento de efluentes, podendo ser utilizada tanto como tratamento primário quanto como parte do pós-tratamento, normalmente aplicada antes da decantação e filtração. Este processo físico-químico é empregado para remover partículas coloidais suspensas que causam cor e turbidez, com faixas de tamanho geralmente entre 0,1 e 1000 nanômetros. As partículas finas presentes na água ou nos efluentes frequentemente possuem cargas elétricas negativas em suas superfícies, resultando em uma dispersão estável que forma uma solução coloidal. Durante a coagulação, coagulantes reagem com essas partículas, desestabilizando e neutralizando suas cargas elétricas. A floculação, por sua vez, auxilia na aglomeração dos flocos formados, criando partículas maiores e mais estáveis que sedimentam sob a ação da gravidade e podem ser removidas com mais facilidade (Imafuku *et al*., 1999; Jafelicci Junior; Varanda, 1999; Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022; Simate *et al*., 2011).

Os coloides podem ser classificados como liofílicos, que permanecem estáveis devido à afinidade química entre as partículas e o solvente, ou como liofóbicos, que podem se agregar formando agregados maiores que sedimentam sob a ação da gravidade. Os coagulantes mais comuns são íons metálicos com alta densidade de carga, como os sais de ferro ou alumínio, que reagem com o material orgânico do efluente, formando precipitados ou hidróxidos insolúveis capazes de adsorver moléculas orgânicas (Metcalf; Eddy, 2013; Moran, 2018).

A coagulação é um processo complexo que envolve a atuação combinada de vários mecanismos para desestabilizar e neutralizar as cargas elétricas presentes nas partículas coloidais. Tais mecanismos incluem a compressão da camada difusa, a adsorção e neutralização de cargas, a varredura e a adsorção com formação de pontes interpartículas. Essas ações promovem a aglomeração das partículas em flocos maiores e mais densos, o que facilita sua remoção durante o tratamento de efluentes, melhorando assim a eficiência do processo de purificação (Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A.; Centurione Filho, 2002; Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022).

Compressão da Camada Difusa:

- Este mecanismo é caracterizado pela eliminação da estabilidade estática devido à predominância das forças de Van der Waals, que são maximizadas pela adição de íons de carga oposta (força iônica elevada). Di Bernardo (1993) afirma que a adição desses íons faz com que a camada difusa, ao tentar manter-se eletricamente neutra, reduza seu volume, minimizando a influência do potencial zeta (repulsão entre as partículas) e resultando na desestabilização do meio. Assim, com a coagulação, as cargas superficiais das partículas são neutralizadas, e o potencial zeta tende a zero. A densidade da camada difusa é uma consequência da dinâmica que visa manter a neutralidade da camada e, assim, reduzir seu volume. O autor descreve ainda dois aspectos relacionados a esse fenômeno que são importantes:
- A concentração de coloides na água é indiferente da quantidade de eletrólitos necessários para que se ocorra a coagulação;
- Independentemente da quantidade de eletrólitos adicionados, não há como reestabilizar a carga dos coloides.

Em resumo, a compressão da camada difusa por adição de eletrólitos elimina a estabilidade eletrostática das partículas coloidais, permitindo que as forças de Van Der Waals predominem e ocorra a coagulação, um processo irreversível.

Adsorção e Neutralização de Cargas:

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre após a dispersão do coagulante na água. Dependendo do pH do meio, formam-se espécies hidrolisáveis carregadas positivamente, que são adsorvidas na superfície das partículas, ocasionando a desestabilização (Libânio, 2010). Para que esse mecanismo ocorra, as dosagens de coagulantes devem ser inferiores às necessárias para o mecanismo de compressão da camada difusa. As dosagens de coagulantes para a desestabilização das partículas estão correlacionadas à quantidade de coloides presentes; ou seja, existe uma dependência estequiométrica entre as concentrações dos coloides e das espécies desestabilizadoras (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017). Quando há uma maior quantidade de partículas de menor tamanho, é necessária uma concentração maior de coagulantes (Libânio, 2010). No entanto, altas dosagens podem ocasionar a reversão da carga superficial do coloide, causando sua reestabilização (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017).

Esse mecanismo é predominante em estações que utilizam a filtração direta, onde a baixa velocidade de decantação e a alta resistência ao cisalhamento, decorrente das forças hidrodinâmicas do escoamento, fazem com que os microflocos sejam eficientemente retidos nos interstícios do meio filtrante (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017; Libânio, 2010).

Varredura:

Este mecanismo está diretamente relacionado ao pH do meio, à concentração do coagulante empregada e à concentração de íons no meio para a formação de precipitados. De maneira geral, quando o pH de coagulação e a concentração do coagulante são aumentados, o mecanismo da varredura passa a predominar, sendo o mais comum nas estações de tratamento de água e efluentes.

Nesse mecanismo, não há relação estequiométrica entre a concentração do coagulante e a área de superfície da partícula (Libânio, 2010; Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017). Os precipitados formados a partir dos sais de alumínio e ferro apresentam potencial elétrico positivo e envolvem as partículas suspensas que possuem potencial negativo.

Maiores dosagens de coagulantes formam flocos com massas maiores, o que faz com que ocorra a sedimentação mais rapidamente (Libânio, 2010; Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017). Variações no pH de coagulação ou superdosagens de coagulante podem reverter o processo de desestabilização das partículas coloidais, impedindo a formação eficaz de flocos (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017).

Este mecanismo é muito utilizado em estações de tratamento que incluem as etapas de floculação, sedimentação e filtração, pois os flocos formados são maiores e sedimentam mais rapidamente. Nesse processo, o potencial zeta (PZ) mínimo não está relacionado às regiões ótimas de coagulação, pois este processo é independente da neutralização de cargas (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017; Libânio, 2010).

Adsorção e Formação de Pontes:

Este mecanismo utiliza compostos naturais, orgânicos ou sintéticos que possuem uma grande cadeia molecular com sítios ionizáveis. Esses compostos são denominados polieletrólitos e são classificados de acordo com seus sítios ionizáveis em: catiônicos, aniônicos, anfotéricos e não iônicos. Esses polímeros, ao atuarem como coagulantes, adsorvem

seus sítios ionizáveis na superfície das partículas, reduzindo a carga ou incorporando as partículas em suas cadeias poliméricas (Di Bernardo *et al*., 2003).

Os polieletrólitos são classificados em quatro tipos principais, cada um com suas aplicações específicas no tratamento de efluentes. Os polieletrólitos catiônicos possuem cargas positivas e neutralizam partículas com cargas negativas, sendo eficazes na floculação de sólidos suspensos e matéria orgânica em águas residuais (Jabin; Kapoor, 2020; Jabin; Gupta; Sharma, 2021; Rout; Verm; Agarwal, 1999). Os aniônicos, com cargas negativas, neutralizam partículas positivas e são utilizados na presença de cátions metálicos. Os anfotéricos contêm tanto grupos carregados positivamente quanto negativamente, atuando em uma ampla faixa de pH e adaptando-se a diversas condições de tratamento (Bediako *et al*., 2023; Jabin *et al*., 2020). Já os não iônicos não possuem cargas e são usados principalmente para aumentar a viscosidade de soluções aquosas, facilitando a formação de flocos maiores e mais estáveis (Jabin; Kapoor, 2020). escolha do tipo de polieletrólito depende das características específicas do efluente e das condições do processo, como pH e a presença de outras substâncias químicas (Bediako *et al*., 2023; Jabin; Kapoor, 2020; Jabin; Gupta; Sharma, 2021).

3.3.2 Coagulantes e suas Propriedades

A eficiência da etapa de coagulação-floculação no tratamento de água é influenciada por diversos fatores, como pH, temperatura, qualidade do efluente, tipo e concentração de coagulante. Esses fatores determinam a eficácia na remoção de impurezas presentes na água, tais como partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos, que possuem cargas elétricas, assim como a própria água (Libânio, 2010).

Tradicionalmente, coagulantes metálicos inorgânicos, como sais de alumínio e ferro, são amplamente utilizados no processo de coagulação-floculação devido à sua eficácia comprovada. No entanto, há um crescente interesse pelo uso de coagulantes naturais, que são atóxicos e biodegradáveis, oferecendo uma alternativa mais sustentável e viável para o tratamento de águas residuais (Okolo; Nnaju; Onukwuli, 2016).

A determinação das constantes de estabilidade relativas à formação das espécies hidrolisadas dos íons metálicos de alumínio e ferro é um processo complexo. Essas constantes não podem ser calculadas diretamente, exigindo a obtenção de relações entre parâmetros experimentais e as constantes individuais para uma análise precisa (Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A.; Centurione Filho, 2002; Libânio, 2010).

3.3.3 Cloreto Férrico ($FeCl_3$)

O cloreto férrico hexahidratado ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) é o coagulante mais utilizado comercialmente. Quando adicionado em meio aquoso, sofre hidrólise, adquirindo carga positiva e formando complexos de ferro. É amplamente empregado no tratamento de efluentes domésticos e industriais, demonstrando eficiência na redução de parâmetros como turbidez, cor, SST, DBO e DQO. Ao reagir, neutraliza as cargas negativas dos coloides e forma hidróxidos férricos de baixa solubilidade, com boas características de sedimentação e resistência ao cisalhamento. Além disso, pode agir em uma ampla faixa de pH, de 4,0 a 11,0 (Amenorfenyo *et al*., 2019; Okolo; Nnaju; Onukwuli, 2016; Simate *et al*., 2011).

Autores como Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A. e Centurione Filho (2002) e Libânio (2010) descrevem as reações de hidrólise do cloreto férrico em água em função da temperatura (25°C). As reações estão descritas na Tabela 3.

TABELA 3 - Reações de Hidrolise do Cloreto Férrico em água a 25°C

Reações de Hidrólise	**log K**	**Eq.**
$Fe^{3+} + H_2O \leftrightarrows Fe(OH)^{2+} + H^+$	-2,16	1
$Fe^{3+} + 2H_2O \leftrightarrows Fe(OH)_2^+ + 2H^+$	- 6,74	2
$Fe(OH)_{3(S)} \leftrightarrows Fe^{3+} + 3OH^-$	-38	3
$Fe^{3+} + 4H_2O \leftrightarrows Fe(OH)_4^- + 4H^+$	-23	4
$2Fe^{3+} + 2H_2O \leftrightarrows Fe_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-2,85	5

Fonte: Adaptado de: Libânio, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, p.168, 2010.

As equações necessitam ser rearranjadas para que as espécies em equilíbrio se relacionem com o precipitado de $Fe(OH)_{3(S)}$. Assim para descrever o comportamento da espécie $Fe(OH)^{+2}$ em solução, temos:

$Fe^{3+} + H_2O \leftrightarrows Fe(OH)^{2+} + H^+$ log k = - 2,16

$Fe(OH)_{3(S)} \leftrightarrows Fe^{3+} + 3OH^-$ log K = - 38

$H^+ + OH^- \leftrightarrows H_2O$ log K = - 14 (6)

$Fe(OH)_{3(S)} \leftrightarrows Fe(OH)^{2+} + 2\ OH^-$ log K = ? (7)

Inicialmente tem-se:

$10^{-2,16} = [Fe(OH)^{2+}]\ [H^+] / [Fe^{3+}]$ (8)

$10^{-38} = [Fe^{3+}]\ [3OH^-] / [Fe(OH)_{3(S)}]$ (9)

$10^{-14} = [H^+]\,[OH^-]$ (10)

Tomando o logaritmo de ambos os lados das equações, em função do $Fe(OH)_{3(S)}$, tem-se:

$-2{,}16 = \log [Fe(OH)^{2+}] + \log [H^+] - \log [Fe^{3+}]$ (11)

$-38 = \log [Fe^{3+}] + 3\log [OH^-]$ (12)

$14 = -\log [H^+] - \log [OH^-]$ (13)

Originando:

$-26{,}16 = \log [Fe(OH)^{2+}] + 2\log [OH^-]$ (14)

Rearranjando:

$\log [Fe(OH)^{2+}] = 2\ pOH - 26{,}16$ (15)

Sendo:

$pH + pOH = 14$ (16)

A equação então assume a forma:

$\log [Fe(OH)^{2+}] = 2.(14 - pH) - 26{,}16$ (17)

$\log [Fe(OH)^{2+}] = 1{,}84 - 2\ pH$ (18)

De maneira semelhante aos cálculos referente a reta 1, é possível obter uma equação para cada espécie em equilíbrio, que associa a concentração molar com o pH:

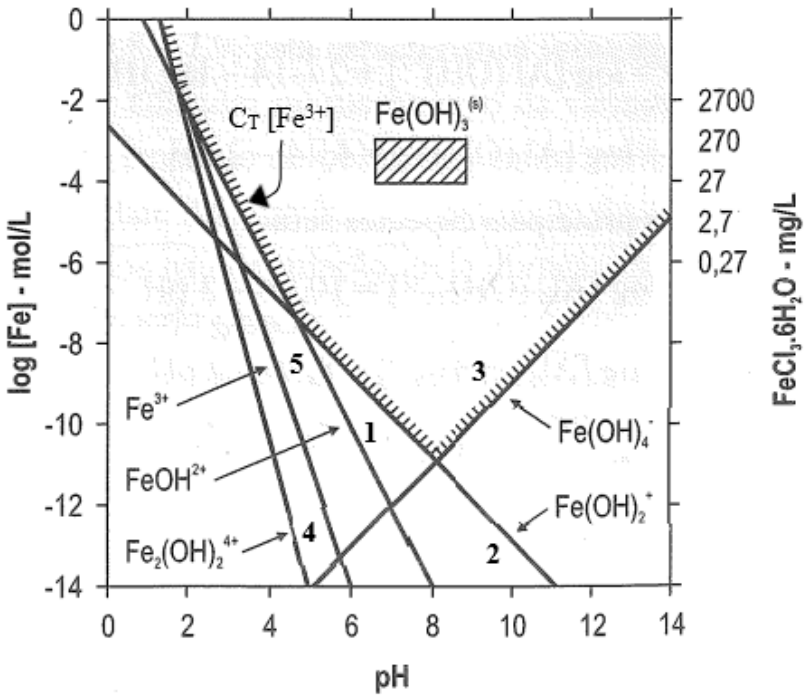
- $\log [Fe(OH)_2^+] = -2{,}74 - pH$ (reta 2)
- $\log [Fe(OH)_4^-] = pH - 19$ (reta 3)
- $\log [Fe_2(OH)_2^{4+}] = 5{,}2 - 4pH$ (reta 4)
- $\log [Fe^{3+}] = 4 - 3pH$ (reta 5)

O pH é utilizado para controlar a concentração de cada espécie hidrolisada. Considerando as equações de reta que relacionam -log[ ] em função do pH, é possível obter o diagrama de solubilidade para o cloreto férrico (Figura 2).

Segundo Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A. e Centurione Filho (2002), a concentração total de ferro é dada por:

$C_{T,Fe} = [Fe(OH)_4^-] + [Fe^{+3}] + 2\,.\,[Fe_2(OH)_2^{4+}] + [Fe(OH)_2^+] + [Fe(OH)^{2+}]$ (19)

FIGURA 2 - Diagrama das espécies hidrolisadas de ferro III em função do pH a 25°C



Fonte: Adaptado de: Libânio, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, p.169, 2010.

A eficiência da coagulação com $FeCl_3$ é influenciada diretamente pelo pH, que determina a forma do produto hidrolisado. A faixa ótima de pH é sugerida entre 4,5 e 8,0 (Dong *et al*., 2015; Racar *et al*., 2017).

Os produtos de hidrólise dos coagulantes à base de sais metálicos são divididos em três categorias: 1) Monoméricos: Fe^{3+}, $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^{+}$, $Fe(OH)_3$, $Fe(OH)_4^{-}$, incluindo um dímero ($Fe_2(OH)_2^{4+}$) e um trímero ($Fe_3(OH)_4^{5+}$); 2) Ferro Polimérico Médio; e 3) Ferro Polimérico Grande ou Coloidal (Dong *et al*., 2015). Cada espécie tem seu mecanismo de coagulação e eficiência de remoção de matéria orgânica, que variam de acordo com o tipo de efluente. Ou seja, as espécies de Fe(III) podem mudar conforme a variação do pH durante o processo de coagulação, resultando em diferentes desempenhos de coagulação (Racar *et al*., 2017).

3.3.4 Policloreto de alumínio (PAC)

O cloreto de polialumínio (PAC) é uma macromolécula de composição mineral, cujos monômeros são complexos com núcleo duplo de alumínio (Wang *et al*., 2015). Esse coagulante

tem sido amplamente utilizado nos últimos anos devido à sua estrutura composta por polímeros inorgânicos. Quando adicionados em soluções aquosas, formam complexos polinucleares de íons hidroxi-alumínio com características catiônicas, que demonstram grande eficiência no processo de coagulação/floculação (Ferreira Filho; Waelkens, 2009; Pernitsky; Edzwald, 2003).

Além disso, o PAC apresenta várias vantagens: maior concentração de produto ativo (Al_2O_3), formação de precipitados relativamente rígidos e pesados, capacidade de operar em diferentes faixas de pH (6,0 a 9,0 e, em alguns casos, de 5,0 a 10,0), e menor sensibilidade à temperatura (Ferreira Filho; Waelkens, 2009; Wang *et al*., 2015).

O PAC, também conhecido como hidroxicloreto de alumínio, é um sal de alumínio pré-polimerizado, produzido a partir de uma reação controlada de uma base com sais de alumínio. Possui a fórmula química genérica $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ e é caracterizado conforme seu grau de neutralização (r) ou basicidade, onde:

$$r = [OH^-] / [AlT] \quad (20)$$

Sendo:

$[OH^-]$ a quantidade de base adicionada durante o processo de fabricação;

[AlT]a quantidade de alumínio total disponível.

Para o cálculo de % da basicidade usa-se:

$$\text{Basicidade} = \left(\frac{r}{3}\right) \times 100 \quad (21)$$

Onde, r pode variar de 0 a 3 de acordo com a basicidade.

Devido à basicidade, ao hidrolisar, este composto, quando comparado a concentrações equivalentes de íons metálicos, libera uma quantidade de ácido relativamente menor do que o cloreto de alumínio, e assim não ocorrem variações significativas do pH (Wei *et al*., 2015; Zhang *et al*., 2017).

O PAC possui estrutura amorfa, onde as águas de hidratação variam. Por convenção, adota-se sua representação como $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14{,}3\ H_2O$, que representa a média das estruturas. Assim como para as espécies de Fe^{3+}, as espécies hidrolisadas de alumínio seguem o mesmo procedimento, pois o comportamento que Al^{3+} apresenta em solução é similar aos íons de Fe^{3+}, porém a quantidade de espécies polinucleadas é maior. Os principais complexos formados estão de acordo com as equações de hidrólise descritas na Tabela 4 e são formados na presença de $Al(OH)_3$.

TABELA 4 - Reações de Hidrolise do Sulfato de Alumínio em água a 25°C

Reações de Hidrólise	**log K**	**Eq.**
$Al^{3+} + H_2O \leftrightarrows Al(OH)^{2+} + H^+$	-5,02	22
$2\ Al^{3+} + 2\ H_2O \leftrightarrows Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	- 6,27	23
$6\ Al^{3+} + 15\ H_2O \leftrightarrows Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47,00	24
$8\ Al^{3+} + 20\ H_2O \leftrightarrows Al_8(OH)_{20}^{4+} + 20H^+$	-68,7	25
$13\ Al^{3+} + 34\ H_2O \leftrightarrows Al_{13}(OH)_{34}^{5+} + 34H^+$	-97,39	26
$6Al\ (OH)_{3(S)} \leftrightarrows Al^{3+} + 3OH^-$	-32,34	27
$Al^{3+} + 4\ H_2O \leftrightarrows Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23,57	28

Fonte: Adaptado de: Libânio, 2010; Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A. e Centurione Filho, 2002

Da mesma forma, tem-se:

$2\ Al^{3+} + 2\ H_2O \leftrightarrows Al(OH)^{2+} + 2H^+$ log K = - 5,02

$6Al\ (OH)_{3(S)} \leftrightarrows Al^{3+} + 3OH^-$ log K = - 32,34

$H^+ + OH^- \leftrightarrows H_2O$ log K = -14

Tem-se:

$Al(OH)_{3(s)} \leftrightarrows Al(OH)^{2+} + 2OH^-$ log K = ? (29)

Considerando a concentração molar do $Al(OH)_{3(S)}$, igual a unidade tem-se:

$-24 = \log [Al(OH)^{2+}] + 2\ (-14-\log[H^+])$ (30)

$\log [Al(OH)^{2+}] = 4{,}44 - 2\ pH$ (31)

De maneira semelhante à resolução anterior (reta 1), é possível obter uma equação para cada espécie de Al^{3+} em equilíbrio, que associa a concentração molar com o pH:

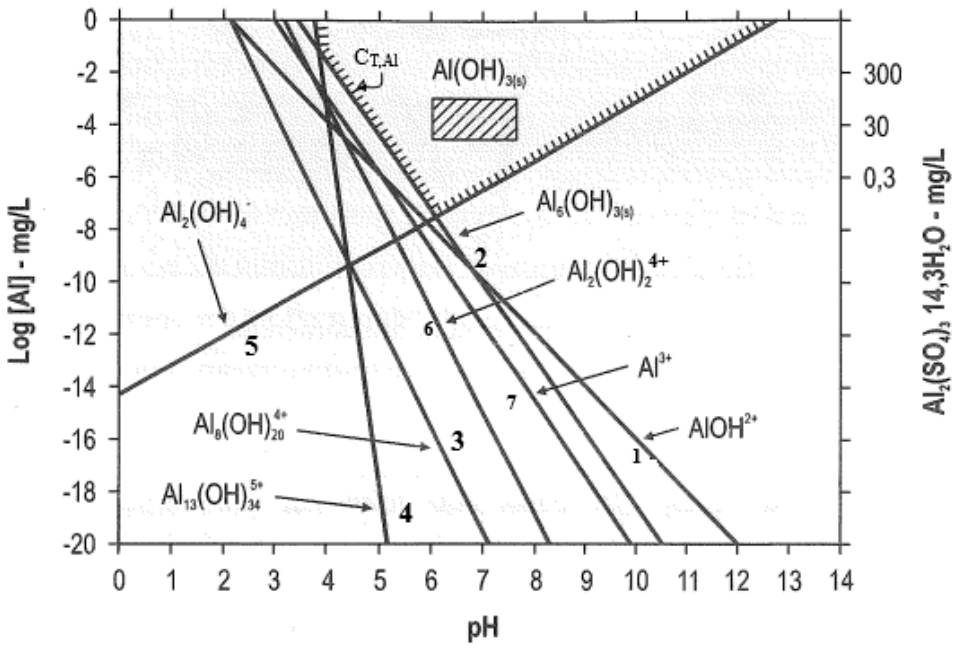
- $\log[Al_6(OH)_{15}^{3+}] = 10{,}96 - 3$ pH (reta 2);
- $\log[Al_8(OH)_{20}^{4+}] = 8{,}58 - 4$ pH (reta 3);
- $\log[Al_{13}(OH)_{34}^{5+}] = 28{,}19 - 5$ pH (reta 4);
- $\log[Al(OH)_4^-] =$ pH- 13,91 (reta 5);
- $\log[Al_2(OH)_2^{4+}] = 13{,}05 - 4$ pH (reta 6);
- $\log[Al^{+3}] = 9{,}66 - 3$ pH (reta 7).

As retas representadas na Figura 3 são as concentrações de cada espécie em função do pH. Estas linhas definem as áreas e, para um dado pH, determinam a soma das concentrações das espécies. Se houver prevalência de uma dada espécie, sua concentração se aproxima do limite para a formação de precipitado.

A concentração total de alumínio é determinada conforme indicado por Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A.; Centurione Filho (2002, 2003) e Libânio (2010).

$$C_{T,Al} = [Al(OH)^{+2}] + [Al^{+3}] + 6.\ [Al6(OH)_{15}^{3+}] + 8.\ [Al8(OH)_{20}^{4+}] + 13[Al13(OH)_{34}^{5+}] + 2[Al2(OH)_{2}^{4+}] + [Al(OH)_{4}^{-}] \quad (32)$$

FIGURA 3 - Diagrama das espécies hidrolisadas de alumínio III em função do pH a 25°C



Fonte: Adaptado de: Libânio, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, p.171, 2010.

O pH da solução também influencia os tipos de fases formadas na água após a adição do PAC. O mecanismo de coagulação do PAC é influenciado por diversos fatores, incluindo o pH da solução, a concentração de PAC e outros parâmetros de qualidade da água (Libânio, 2010).

3.3.5 Taninos

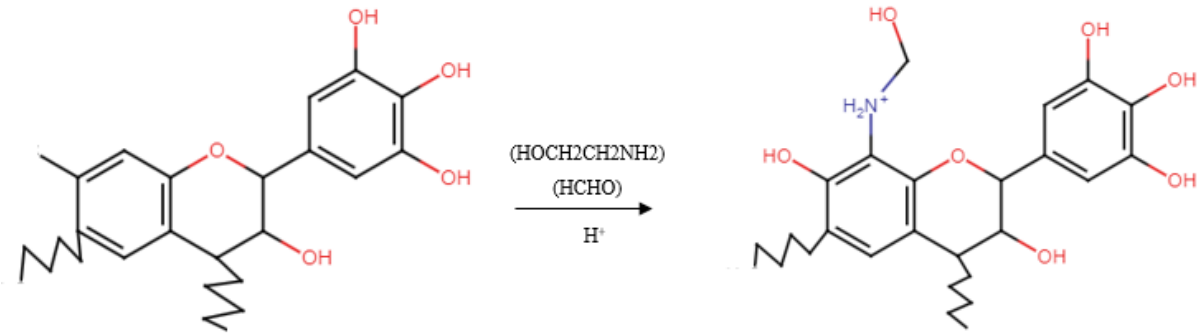
O tanino (TAN) pode ser obtido de diversas partes de árvores e plantas, como cascas, folhas, frutas, sementes, brotos, caules e raízes de espécies como *Acacia Mearnsii*, *Quebracho*, *Castanea Sativa* e *Schinopsis*. A eficiência do TAN como coagulante natural está intimamente ligada à sua estrutura química e ao grau de modificação. Os taninos são compostos aromáticos

policíclicos com alto peso molecular, classificados em três tipos principais: hidrolisáveis, condensados e complexos (Ribeiro *et al*., 2022; Tomasi *et al*., 2022; Yin, 2010).

Os taninos são notáveis doadores de hidrogênio e possuem uma natureza aniônica devido à desprotonação dos grupos fenólicos e ao deslocamento de elétrons dentro do anel aromático (Yin, 2010). Por causa dessa natureza aniônica e do fato de que muitas partículas coloidais em água e efluentes também apresentam características aniônicas, os coagulantes à base de taninos frequentemente passam por um processo de modificação chamado cationização. Esta modificação melhora o desempenho dos taninos como coagulantes, além de garantir sua solubilidade, estabilidade e atividade quelante (Tomasi *et al*., 2022; Yin, 2010).

A transformação dos taninos em coagulantes mais eficazes é realizada por meio de reações de Mannich, que envolvem a reação com um aldeído e uma amina. Esse processo utiliza ácido clorídrico, cloreto de amônio e formaldeído, resultando em um composto com propriedades distintas das do tanino original, como ilustrado na Figura 4. A introdução de grupos básicos aumenta a estabilidade do composto em uma ampla faixa de pH (4,5 a 8,0), reduz a necessidade de alcalinidade e evita a liberação de metais no ambiente (Barradas, 2004; Ribeiro *et al*., 2022; Tonhato; Hasan; Sebastien, 2019).

FIGURA 4 - Representação esquemática da obtenção do coagulante a base de Taninos após reação de Mannich



Fonte: Adaptado de: Tomasi, *et al*. (2022)

O mecanismo de coagulação dos taninos continua sendo estudado, e investigações recentes indicam que ele pode ocorrer por diversos mecanismos, como compressão da camada difusa, varredura, adsorção, neutralização de cargas e efeito de ponte polimérica (Yin, 2010). A eficácia da coagulação é influenciada por fatores como a concentração do floculante, pH do efluente, tipo de água residual e origem do tanino (Ibrahim; Yaser, Lamaming, 2021). Entre os mecanismos comuns incluem a neutralização de carga, o efeito patch eletrostático e a formação de ponte de poliméricas, sendo este último o mais amplamente aceito (Das *et al*., 2021). Os

taninos neutralizam as cargas elétricas, geralmente negativas, das partículas suspensas, atraindo-as por meio de seus grupos funcionais. Isso permite que os taninos atuem como pontes entre as partículas, formando flocos maiores que se sedimentam mais facilmente (Hameed *et al*., 2016, 2018).

O pH é crucial para a eficiência da coagulação e floculação, pois afeta a carga superficial dos coloides e sólidos suspensos (Ribeiro *et al*., 2022). Em pH extremos, seja ácido ou básico, a eficiência dos taninos é reduzida devido à falta de cargas positivas, resultando principalmente na formação de pontes poliméricas. Em pH próximo ao neutro, onde há uma maior quantidade de cargas positivas, os taninos são mais eficazes na desestabilização dos coloides e na adsorção das partículas, predominando o mecanismo de neutralização de cargas (Ribeiro *et al*., 2022; Yang *et al*., 2019; Yin, 2010).

Estudos mostram que taninos modificados são eficazes na coagulação, floculação e remoção de contaminantes (Hameed *et al*., 2018). O mecanismo de formação de pontes, que gera flocos mais robustos, é particularmente notável devido à estrutura polimérica dos taninos, sugerindo que favorecem essa interação (Bolto; Gregory, 2007). A coagulação com taninos geralmente envolve uma combinação de neutralização de carga e ligação iônica. Para otimizar o desempenho dos taninos, é crucial ajustar a concentração para garantir que haja uma área suficiente na superfície das partículas para a adesão das cadeias poliméricas, evitando a cobertura total das partículas (Bolto; Gregory, 2007; Hameed *et al*., 2016).

Os coagulantes à base de taninos são de particular interesse devido ao seu sucesso na remoção de DQO, cor, sólidos suspensos, turbidez, fosfato total, algas e metais pesados, além de produzirem uma menor quantidade de ânions (cloretos e sulfatos) no efluente final (Hameed *et al*., 2016, 2018). Eles também geram menos lodo, que é biodegradável e apresenta baixo risco ambiental (Hameed *et al*., 2018; Katayon *et al*., 2007).

3.4 PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CERVEJARIA POR COAGULAÇÃO

A coagulação é um processo amplamente utilizado para tratar efluentes com alta carga orgânica, como os provenientes de cervejarias. Pode ser aplicada como etapa preliminar ou principal no tratamento, devido à sua eficiência na remoção de uma grande parte dos contaminantes presentes.

Simate *et al*. (2012) investigaram o potencial de aplicação de nanotubos de carbono (NTC) como coagulante heterogêneo em efluentes de cervejaria. Com uma concentração de NTC entre 40 a 50 mg L^{-1}, alcançaram uma remoção próxima a 60% da DQO e 55% da turbidez.

No entanto, comparado ao $FeCl_3$ nas mesmas concentrações encontraram uma taxa de remoção em torno de 80%.

Tolkou e Zouboulis (2020) modificaram as características do coagulante PAC adicionando polissilicatos e polieletrólitos (poli-alumínio-férrico-silicato-cloreto) para melhorar o tratamento de efluentes de cervejaria com elevada concentração de matéria orgânica. Os novos compostos resultaram em uma redução de 40% na turbidez, 56% na DQO e 43% na remoção de fosfatos, em amostras pré-tratadas anaerobicamente. A alta concentração de Al presente no novo coagulante, aproximadamente 51%, foi destacada como um dos fatores de eficácia desse processo.

Shabangu; Bakare e Bwapwa (2022) compararam três diferentes coagulantes a base de Alumínio para o tratamento de efluentes de cervejaria durante duas semanas. O cloreto de alumínio alcançou taxas de remoção de 54% para turbidez e 37% para DQO, enquanto a poliamina apresentou 75% e 50%, respectivamente, e o PAC atingiu 90,5% e 59,36%. O PAC mostrou-se o mais eficiente, proporcionando uma remoção superior de DQO. Foi observado que doses elevadas dos coagulantes poderiam resultar em altas concentrações residuais de alumínio, tornando sua utilização impraticável.

Menkiti *et al*. (2014) otimizaram o processo de coagulação utilizando sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3.18H_2O$) em efluentes de cervejaria. Com uma concentração de 500 mg L^{-1} de coagulante, pH 9,0 e tempo de sedimentação de 20 minutos, obtiveram uma redução significativa de sólidos dissolvidos, alcançando uma remoção de 92,6%.

Em estudos utilizando sementes de *Detarium microcarpum* pó (DMSP), Okolo; Nnaju e Onukwuli (2016) conseguiram reduzir 96,5% da concentração de partículas sólidas suspensas em efluentes de cervejaria, demonstrando o potencial econômico e ambiental da utilização de DMSP.

Tonhato; Hasan e Sebastien (2019), investigaram o uso de taninos como coagulante/floculante natural no pós-tratamento de efluentes de cervejaria. Obtiveram eficiência notável com taxas de remoção de 99% para turbidez e cor aparente, em pH 4,9, destacando também a possibilidade de reutilização do lodo gerado sem impactos ambientais significativos.

A eletrocoagulação (EC) é uma tecnologia alternativa de coagulação empregada em efluentes de cervejaria, baseada na dissolução eletroquímica de metais catiônicos para formar substâncias coagulantes que precipitam os poluentes em suspensão, removendo a turbidez. Swain *et al*. (2020) combinaram coagulação química com EC, usando eletrodos de alumínio, alcançando eficiências de remoção de 26%, 74%, 76% e 85% para DQO, fósforo reativo,

fósforo total e sólidos suspensos totais, respectivamente. O aumento da potência aplicada e dos tempos de tratamento não aumentou a remoção de nutrientes, e o tratamento combinado foi viável economicamente em termos de consumo energético.

Espinoza-Quiñones *et al*. (2021) e Papadopoulos *et al*. (2020) avaliaram a EC com eletrodos de ferro e alumínio para o tratamento de efluentes de cervejaria. Os estudos mostraram remoções significativas de carbono orgânico total, toxicidade e cor, destacando a EC como um tratamento eficiente para a remoção de sólidos suspensos totais e cor.

3.5 FILTRAÇÃO DIRETA EM MEIO GRANULAR PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE MICROCERVEJARIAS

A filtração direta em meio granular desempenha um papel crucial no tratamento de efluentes, removendo eficazmente microrganismos, materiais de alta densidade, substâncias húmicas coloidais, partículas orgânicas e pequenas impurezas (Ahmad, 2005). A presença de sólidos em suspensão aumenta a resistência dos microrganismos aos processos de tratamento (Cescon; Jiang, 2020). Para garantir resultados ótimos, é fundamental realizar um pré-tratamento da água de origem com desestabilização química, utilizando métodos como coagulação e floculação, seguidos de sedimentação e filtragem em meio granular (Ahmad, 2005).

A filtração direta em meio granular pode ser uma solução viável para o tratamento de efluentes de microcervejarias, que frequentemente apresentam alta turbidez, cor, DBO e DQO (Gunam *et al*., 2016; Simate, 2015). Sistemas de filtração em múltiplas etapas demonstram potencial para superar os sistemas convencionais de filtração rápida em areia na melhoria da qualidade de efluentes (Ochieng *et al*., 2004).

A filtração direta envolve as etapas de coagulação e, em seguida, de filtração. Nesse processo, o efluente é coagulado e, então, passa por um meio granular onde ocorre a floculação e retenção das partículas floculadas. A granulometria do material do filtro é crucial para a eficiência na remoção das partículas coaguladas, pois uma menor granulometria aumenta a superfície de grãos por unidade de volume (Di Bernardo *et al*., 2003; Da Silva *et al*., 2020).

À medida que a operação de filtração continua, os espaços entre as camadas superiores são preenchidos, aumentando a velocidade de circulação do efluente entre as camadas e as forças de cisalhamento. Isso pode levar ao carreamento hidráulico das partículas floculadas para camadas mais profundas, onde podem se depositar (Di Bernardo *et al*., 2003; Libânio, 2010; Da Silva, 2020). O sistema opera até que a perda de carga atinja um nível significativo, o que

pode resultar na colmatação dos interstícios granulares por sólidos finos ou na passagem de partículas floculentas não retidas pelo filtro, aumentando a turbidez do efluente (Latou, 1981). Manter a turbidez baixa é essencial para evitar a rápida obstrução do filtro, o que pode reduzir significativamente sua vida útil (Pelekani; Drikas; Bursill, 2001; Simate, 2015).

A filtração, quando utilizada como etapa complementar ao tratamento secundário, desempenha um papel crucial na melhoria dos parâmetros de qualidade dos efluentes (Silva; Campos, 2022). Hamoda; Al-Ghusain; Al-Mutari (2004) destacam que a filtração em areia pode ser eficaz na redução da DBO, DQO e sólidos em suspensão, enquanto Van Buuren *et al*. (1986) afirmam que essa técnica pode remover mais de 90% dos coliformes presentes na água.

Em um estudo de pós-tratamento de efluentes de microcervejaria por meio de um reator UASB, utilizando filtração direta em escala laboratorial semicontínua com um filtro composto por areia, carvão antracito e nanotubos de carbono (CNTs), foi possível alcançar efluentes com DQO de até 23,9 mg L^{-1} (com 96% de remoção) e uma turbidez residual de 5 UNT (Simate, 2015).

Entre as tecnologias de filtração rápida para tratamento de efluentes, destacam-se os sistemas de dupla filtração (DF) e tripla filtração (TF), que têm sido estudados para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios visando o reuso (Silva *et al*., 2019). Esses sistemas são projetados com múltiplas etapas, começando por um pré-filtro de pedregulho, amplamente utilizado para remoção de materiais grosseiros e para proteger estágios subsequentes do sistema de filtração de partículas grandes que poderiam obstruir ou diminuir a eficiência do tratamento (Veras; Di Bernardo, 2008; Di Bernardo; Brandão; Heller, 1999).

3.5.1 Filtros de areia

Os filtros de areia podem ser divididos principalmente em dois tipos: filtros de pressão e filtros de gravidade. Embora ambos tenham um funcionamento básico semelhante, suas aplicações e características operacionais apresentam diferenças significativas. A escolha entre filtros de areia por gravidade e filtros de pressão envolve considerações como construção, eficiência na remoção de impurezas, taxas de filtração, custos operacionais, benefícios e desvantagens específicas, aspectos esses fundamentais para prever o desempenho em estações de tratamento de efluentes (ABNT, 1992; Issa; Khudair, 2023).

Os filtros de pressão operam sob alta pressão, permitindo taxas de filtração que podem alcançar até 900 $m^3/m^2.d$. São particularmente adequados para o tratamento de águas com baixa cor e turbidez, onde a eficiência na remoção de partículas é essencial. Por outro lado, os filtros

de gravidade possuem taxas de filtração mais baixas, variando de 120 a 180 $m^3/m^2.d$ quando composto por uma única camada de areia. Quando combinam uma camada de areia com uma camada de antracito, as taxas podem chegar até 360 $m^3/m^2.d$. A espessura total do leito filtrante normalmente é de 60 a 80 cm, seguindo a norma NBR 12216/1992, com 60% de antracito e 40% de areia (ABNT, 1992).

A filtração em areia envolve diversos mecanismos complexos, como transporte, fixação e desprendimento de flocos de lodo, cuja eficácia na remoção de sólidos suspensos depende das características do meio filtrante, taxa de filtração, temperatura, densidade do efluente e tamanho das partículas em suspensão. Partículas entre 4 e 20 μm são removidas principalmente por decantação, enquanto partículas coloidais menores que 1 μm são influenciadas pela difusão, movendo-se para o meio filtrante (Guchi 2015). Mecanismos de fixação, como forças de Van Der Waals e interações eletrostáticas, são essenciais para reter material suspenso próximo à superfície do meio filtrante, e sua eficiência é afetada por coagulantes e características químicas da água (Faust; Aly, 2018).

O tamanho dos grãos do meio filtrante e a relação entre sua espessura e o tamanho médio dos grãos também impactam a eficiência da filtração. Em geral, quanto maior o tamanho dos grãos e a espessura do meio filtrante, maior será o volume de vazios intergranulares para armazenamento de partículas, resultando em carreiras de filtração mais longas. Assim, a composição e características do leito filtrante, juntamente com os mecanismos de transporte, fixação e desprendimento, determinam a eficiência global da filtração em areia no tratamento de efluentes (Faust; Aly, 2018; Guchi 2015; Da Silva, 2020).

Na filtração lenta em areia, desenvolve-se a camada biológica Schmutzdecke, rica em microrganismos que purificam a água ao reter e degradar impurezas. Embora eficaz, essa técnica requer uma grande área e tempo para o desenvolvimento microbiano, tornando-se desvantajosa devido ao alto custo territorial e baixa taxa de filtração. Este método é negativamente influenciado por compostos orgânicos e excesso de sólidos suspensos, que causam a colmatação do sistema, mas pode melhorar a remoção de metais sob condições específicas (Azevêdo; Lima; Michelan, 2022; Brito *et al*., 2005; D'alessio *et al*., 2015).

Os filtros rápidos de areia são eficazes para tratar grandes volumes de efluentes com alta turbidez, embora apresentem custos operacionais e de manutenção relativamente mais elevados devido à complexidade do controle do filtro e à necessidade frequente de retrolavagem (Spellman, 2014).

A granulometria é fundamental em sistemas de filtração rápida; no entanto, compostos orgânicos presentes em efluentes de microcervejarias não são eficientemente removidos por

métodos convencionais como a filtração em areia. Diante dessas situações, o uso de técnicas complementares, como adsorção em carvão ativado ou leitos de filtros com duplos meios filtrantes, pode ser necessário para remover efetivamente os compostos orgânicos recalcitrantes, incluindo proteínas, carboidratos e compostos fenólicos (Simate, 2015).

Cavallini *et al*. (2016) avaliaram um sistema de dupla filtração para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB, focando no reuso da água. O sistema incluía um filtro ascendente de pedregulho e um filtro rápido descendente de areia. A coagulação/oxidação prévia foi realizada utilizando ácido peracético como agente oxidante e cloreto férrico como coagulante. Esse sistema alcançou remoções próximas a 100% para fósforo total, coliformes totais, E. coli, colifagos, 90% para turbidez, 94% para DBO e 50% para *Clostridium*, demonstrando ser uma alternativa viável para o tratamento de efluentes com altas cargas orgânicas e materiais em suspensão, permitindo o reaproveitamento de 65% do efluente tratado.

3.5.2 Filtração em Carvão Ativado Granular

O carvão ativado é amplamente utilizado na remoção de contaminantes em águas e efluentes industriais devido à sua eficiência na adsorção de compostos orgânicos dissolvidos. Suas características porosas, grande área superficial e reatividade permitem a remoção eficaz de biopolímeros, moléculas hidrofóbicas e compostos orgânicos e inorgânicos, tornando-o ideal para o tratamento de águas residuais (Guillossou *et al*., 2020; Xue, 2023). O carvão ativado pode ser obtido de fontes de baixo custo, como casca de coco e madeira, e frequentemente é derivado de resíduos agrícolas, como casca de algodão de seda, serragem de coqueiro, resíduos de sagu, espiga de milho e medula de bananeira (Kadirvelu *et al*., 2003).

Existem diferentes tipos de carvão ativado, cujas propriedades — área superficial específica, tamanho dos poros e composição — variam conforme a matéria-prima e o processo de produção. A seleção da matéria-prima e o método de ativação (físico ou químico) influenciam o custo e a pegada de carbono do produto final. Os carvões ativados podem ser preparados por ativação química ou física, utilizando vapor. O método de ativação, o precursor utilizado e a temperatura de ativação influenciam diretamente a disponibilidade de grupos funcionais na superfície, determinando as propriedades e a capacidade de adsorção do carvão ativado (Brito *et al*., 2017; Kong *et al*., 2013; Okada *et al*., 2003).

Estudos têm mostrado que a eficiência do carvão ativado na remoção de micropoluentes orgânicos está fortemente relacionada à sua área superficial específica e ao tamanho dos poros, que controlam a eficácia do material adsorvente (Benstoem *et al*., 2017;

Paredes *et al*., 2018). Esses materiais carbonáceos são caracterizados por uma grande área de superfície interna, uma estrutura porosa bem desenvolvida e grupos funcionais ajustáveis na superfície. Devido à sua alta capacidade de adsorção, o carvão ativado é amplamente utilizado para remover contaminantes orgânicos e inorgânicos da água (Kibami *et al*., 2022; Zhang *et al*., 2022).

O carvão ativado granular (CAG) é frequentemente utilizado para adsorver uma variedade de compostos orgânicos, vírus e outros contaminantes, cuja eficácia depende da qualidade do material, das características do contaminante e de sua concentração. Na pós-filtração, o CAG é aplicado para remover compostos orgânicos remanescentes de etapas anteriores, podendo substituir ou ser combinado com filtração rápida em areia em estações compactas de tratamento. Essa combinação tem demonstrado eficácia na remoção de compostos orgânicos, além de reduzir cor, gosto e odor da água potável, diminuir subprodutos da desinfecção e eliminar poluentes emergentes, como fármacos e pesticidas (Benstoem *et al*., 2017; Paredes *et al*., 2018; Ponnam *et al*., 2020).

A aplicação de filtros de CAG para remoção de micropoluentes orgânicos de efluentes de estações de tratamento de esgoto (ETE) foi amplamente estudada, demonstrando resultados positivos. Além disso, o CAG oferece a vantagem de poder ser regenerado após esgotar sua capacidade de adsorção, tornando-o uma opção sustentável e eficiente para o tratamento de águas residuais (Benstoem *et al*., 2017; Kennedy *et al*., 2015; Mailler *et al*., 2016; Paredes *et al*., 2018).

A eficiência do carvão ativado é comumente avaliada por meio da medição do número de iodo (NI), que serve como um indicativo da capacidade de adsorção do material. De acordo com a literatura, o NI é definido como a quantidade de miligramas de iodo adsorvidos por grama de carvão ativado sob condições controladas e reflete o conteúdo de microporos presentes no carvão. Um número de iodo elevado está diretamente associado a uma maior área superficial disponível para adsorção, o que aumenta a eficácia do carvão ativado na remoção de moléculas e contaminantes menores. Estudos indicam que um alto NI resulta em um carvão ativado mais eficiente para aplicações de filtração, devido à sua capacidade superior de adsorver substâncias a partir de soluções contaminadas (Andrade *et al*., 2018; Ceyhan *et al*., 2013; Gad; El-Mouhty; Aly, 2009).

O estudo de Simate (2015) teve como objetivo reduzir a turbidez e a DQO em efluentes de cervejaria para reutilização. Utilizando um sistema integrado de coagulação/floculação e sedimentação com adsorção de nanotubos de carbono (CNTs) em um leito de filtro granular, o filtro rápido de areia foi construído como uma mídia dupla (carvão antracítico e areia de sílica)

ou multimídia (carvão antracítico, areia de sílica e CNTs), conforme o esquema de tratamento. A pesquisa foi realizada em uma planta de tratamento de água semicontínua em escala laboratorial (LSWTP semicontínua). O tratamento que incorporou CNTs aos tanques de coagulação/floculação e ao leito do filtro foi o mais eficaz, removendo 96,0% da DQO e deixando uma turbidez residual de apenas 5 UNT no efluente.

3.5.3 Filtração em zeólitas

As zeólitas têm ganhado cada vez mais o reconhecimento na comunidade científica devido à sua ampla disponibilidade e características únicas, como capacidade de troca catiônica, condução elétrica, adsorção de gases, propriedades catalíticas, baixa densidade e alta porosidade, além do custo acessível. A clinoptilolita, um tipo específico de zeólita, é reconhecida por suas propriedades notáveis, como alta porosidade, forte capacidade de adsorção, elevada troca iônica e excelente capacidade de peneiramento molecular. Essas características a tornam valiosa em diversos campos, incluindo agricultura, proteção ambiental, farmácia, tratamento de efluentes e construção. Além disso, a clinoptilolita possui propriedades imunomoduladoras, antioxidantes e biocompatibilidade, com estabilidade química e biológica a longo prazo, reforçando sua importância na biomedicina. Sua flexibilidade estrutural e relações custo-benefício vantajosas complementam seu potencial em aplicações práticas (Ambrozova *et al*., 2017; Koohsaryan *et al*., 2016; Margeta *et al*., 2013; Da Silva, 2020).

Diversos métodos convencionais são empregados para a remoção de poluentes da água potável, como coagulação seguida de filtração, processos de membrana e troca iônica. A zeólita clinoptilolita natural demonstrou eficiência significativa nesses processos de adsorção, sendo econômica, fácil de implementar e regenerar, e ambientalmente segura (Margeta *et al*., 2013).

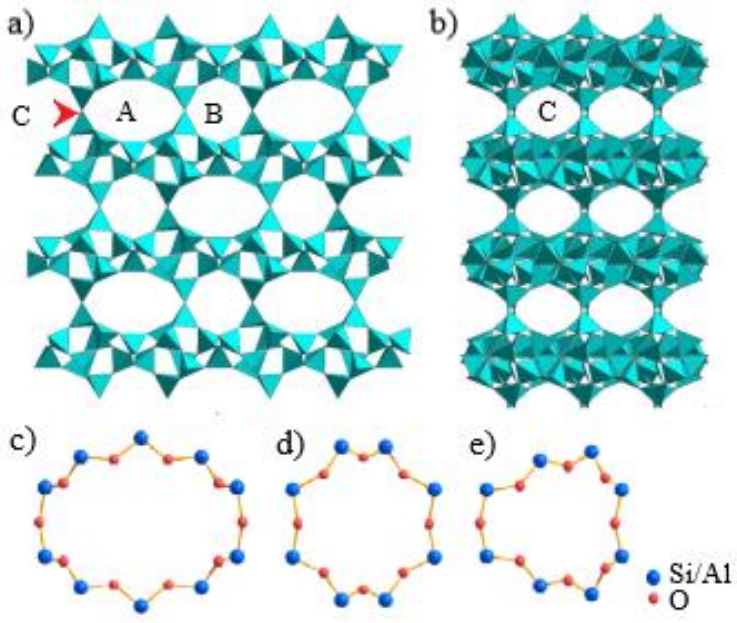
A estrutura das zeólitas naturais é complexa e intrigante, sendo composta por unidades de construção primárias formadas por tetraedros de SiO_4 e AlO_4. Essas unidades se conectam através de íons de oxigênio em unidades de construção secundárias, que por sua vez, formam uma estrutura tridimensional cristalina de zeólita. A substituição isomórfica do Si pelo Al na estrutura, gera cargas negativas, necessitando assim da presença de cátions alcalinos e metais alcalino-terrosos para ajustar a carga estrutural, conferindo às zeólitas a capacidade de troca catiônica na superfície (Rodríguez-Iznaga; Shelyapina; Petranovskii, 2022; Souza *et al*., 2018). Além da substituição Si-Al, outros átomos como ferro, boro, cromo, germânio e titânio podem substituir o silício na rede zeolítica. As moléculas de água ocupam vazios nas grandes cavidades

da estrutura, ligando-se a íons estruturais e trocáveis através de pontes aquosas (Jiang *et al*., 2016; Margeta *et al*., 2013; Uzunova *et al*., 2013).

A estrutura possui canais específicos, incluindo dois tipos paralelos compostos por anéis de SiO/AlO de dez e oito membros, e um terceiro tipo vertical composto por anéis de oito membros. Esses canais fornecem locais específicos para a absorção de cátions hidratados (Margeta *et al*., 2013; Uzunova *et al*., 2013).

As clinoptilolitas têm uma estrutura semelhante a um favo de mel, consistindo em três tipos de redes de canais tridimensionais, designadas como A, B e C. Os canais A (com dimensões de aproximadamente 0,72 nm × 0,44 nm) e B (com dimensões de aproximadamente 0,41 nm × 0,47 nm) são paralelos ao eixo c e são ricamente ocupados por Na^+ junto com alguns cátions Ca^{2+}. O canal C (com dimensões de aproximadamente 0,40 nm × 0,55 nm) cruza os eixos A e B, e é ocupado por cátions K^+ conforme mostrado na Figura 5 (Margeta *et al*., 2013; Souza *et al*., 2018). As propriedades de troca catiônica, catalítica e de adsorção são grandemente afetadas pelo tipo, número e localização das cargas dentro dos três canais. A clinoptilolita, uma das zeólitas mais estudadas, exemplifica essa estrutura complexa (Rodríguez-Iznaga; Shelyapina; Petranovskii, 2022).

FIGURA 5 - a) (001) e b) (100) - estruturas tridimensionais da clinoptilolita, com os canais de ligações A, B e C, vistas de diferentes ângulos; onde c) anéis de 10 membros e d) anéis de 8 membros pertencem a a) (001) e e) anéis com 8 membros pertence a b) (100)



Fonte: Adaptado de: Rodríguez-Iznaga; Shelyapina e Petranovskii, 2022.

A clinoptilolita destaca-se pela sua notável eficácia no tratamento de efluentes, sendo regenerável e reutilizável, o que a diferencia de outros materiais (Ambrozova *et al*., 2017; Kocasoy; Sahin, 2007). Sua capacidade de remover íons metálicos dos efluentes depende de diversos fatores, como concentração inicial de íons, pH, modificação química da clinoptilolita e volume tratado (Kocasoy; Sahin, 2007; Nguyen *et al*., 2020; Rodríguez-Iznaga; Shelyapina; Petranovskii, 2022). Essa zeólita é eficiente na remoção de corantes, surfactantes, fenóis, substâncias potencialmente tóxicas, resíduos de medicamentos de soluções aquosas (Ambrozova *et al*., 2017; Kocasoy; Sahin, 2007; Margeta *et al*., 2013).

A clinoptilolita é particularmente eficiente na remoção do íon amônio, uma forma significativa de nitrogênio presente em efluentes domésticos, resíduos agrícolas e efluentes de indústrias cervejeiras. Métodos de remoção, como a adsorção em clinoptilolita, têm se mostrado eficazes e são amplamente adotados para mitigar esse problema (Guida *et al*., 2020; Rodríguez-Iznaga; Shelyapina; Petranovskii, 2022; Wongcharee; Aravinthan; Erdei, 2019).

Uma vantagem significativa da clinoptilolita é sua capacidade de reciclagem, que permite seu reaproveitamento na agricultura ou sua regeneração com soluções de metais alcalinos após a saturação de sua capacidade de troca iônica (Li *et al*., 2014; Rodríguez-Iznaga; Shelyapina; Petranovskii, 2022; Wasielewski *et al*., 2018). Essa característica não apenas prolonga a vida útil do material, mas também o torna uma opção promissora para melhorar o desempenho de estações de tratamento de efluentes, especialmente no polimento de efluentes em relação a íons metálicos e amônio.

A eficiência da clinoptilolita é comumente avaliada por meio de sua Capacidade de Troca Catiônica (CTC), um parâmetro essencial que mede a habilidade do material em substituir íons indesejados presentes no efluente por íons menos prejudiciais. A CTC é um indicador crucial da eficácia do processo de remoção de contaminantes, refletindo a capacidade da clinoptilolita para realizar trocas iônicas com os íons presentes nos efluentes. As zeólitas, como a clinoptilolita, são reconhecidas por suas superfícies hidrofílicas e suas capacidades específicas de troca iônica e adsorção, características que as tornam particularmente adequadas para a adsorção de poluentes (Inglezakis *et al*., 2001; Wongcharee; Aravinthan; Erdei, 2020). A combinação dessas propriedades com a possibilidade de reciclagem contribui para a eficácia e a sustentabilidade do uso da clinoptilolita em sistemas de tratamento de efluentes.

Costa *et al*. (2021) investigaram a eficácia de um sistema de DF em efluentes domésticos tratados em reator anaeróbio. O sistema incluía um filtro ascendente de cascalho seguido por um filtro descendente de clinoptilolita. A coagulação prévia foi realizada com $FeCl_3$, seguida de ozonização para desinfecção. Esse sistema alcançou remoções satisfatórias

de DQO, turbidez, SST, DBO, nitrogênio e fósforo, adequando os efluentes tratados às diretrizes de reuso conforme a NBR 13969/97 (ABNT, 1997).

Outros estudos exploraram a TF, adicionando um terceiro filtro ao sistema. A TF foi implementada no pós-tratamento de efluentes de reator UASB, utilizando coagulação, sedimentação e filtração rápida com pedregulho, areia, clinoptilolita e/ou carvão ativado, seguida de desinfecção com ácido peracético e hipoclorito de cálcio. Esse sistema alcançou alta eficiência na redução de DQO, DBO, turbidez, SST (< 1,0 mg L^{-1}), amônia, fósforo total e surfactantes (< 0,1 mg L^{-1}). A desinfecção com cloro livre e ácido peracético eliminou coliformes fecais e totais, possibilitando a recuperação de aproximadamente 91% da água tratada (Silva; Campos, 2022).

Em outro estudo, Silva *et al*. (2019) propuseram um sistema de dupla filtração (DF), tripla filtração (TF) e a adição de um agente oxidante para o pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios, com o objetivo de obter água para reuso. O processo incluía uma etapa preliminar de coagulação e decantação. A TF era composta por filtração ascendente com pedregulho, seguida de filtração descendente com areia e um filtro de escoamento descendente utilizando carvão ativado e/ou zeólita (clinoptilolita). Esse sistema demonstrou uma eficácia significativa, removendo entre 94% e 95% de DBO e DQO, 100% de fósforo total e de sulfonato alquilato linear, além de 99% de turbidez.

A adição de clinoptilolita como tratamento complementar aos filtros de pedregulho e areia pode eficientemente melhorar o desempenho das estações de tratamento de efluentes de microcervejarias, refletindo um compromisso com a sustentabilidade e o meio.

Diante do exposto, este estudo visa encontrar um processo flexível para lidar com flutuações na carga orgânica e outras características de efluentes. A combinação de coagulação com tripla filtração não apenas melhora a qualidade do efluente tratado, mas também oferece uma solução prática e econômica para microcervejarias, reduzindo parâmetros físico-químicos, o impacto ambiental, além de torná-los adequados para descarte dentro das legislações vigentes, com baixo custo na construção da estação de tratamento de efluentes (ETE).

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Os efluentes estudados foram coletados de uma microcervejaria localizada no Distrito de Guaragi, em Ponta Grossa, Paraná. Esta microcervejaria produz aproximadamente 15 mil litros de cerveja por mês, distribuídos em 16 estilos diferentes, gerando cerca de 35 mil litros de efluentes. O tratamento dos efluentes é realizado de forma biológica, utilizando decanto-digestores, e os efluentes tratados são posteriormente bombeados para um sumidouro.

O efluente utilizado neste trabalho foi coletado na saída de um sistema composto por oito tanques de decantação, sendo seis decanto-digestores de 1.000 L dispostos em série e dois decanto-digestores de 2.000 L (Figura 6). O tempo de detenção hidráulica (TDH) é bastante variável, podendo oscilar de horas a dias, dependendo da demanda de produção e das épocas do ano. Embora o tratamento biológico reduza parte da carga poluente, os efluentes ainda apresentam altos valores de parâmetros físico-químicos, evidenciando a necessidade de um tratamento avançado para melhorar sua qualidade e atender às normas de descarte vigentes.

A microcervejaria enfrenta limitações de espaço e orçamento, o que impede a construção de uma estação de tratamento de efluentes mais robusta. Assim, este estudo investigou um método de tratamento por DF e TF que pode ser implementado de forma eficiente e econômica, otimizando o uso do espaço disponível e os recursos financeiros da microcervejaria.

Cabe salientar que o efluente tratado por esse sistema de decanto-digestores é proveniente apenas da área de produção. O efluente gerado nos banheiros e na cozinha é direcionado a uma fossa séptica.

FIGURA 6 - Sistema de decanto-digestores anaeróbio; a) Sistema com 6 decanto-digestores de 1000 L; b) 2 decanto-digestores de 2000L com saída dos efluentes para o c) sumidouro.

a)

b)

Sumidouro

c)

Fonte: A autora

4.2 ENSAIOS DE JAR TEST

4.2.1 Diagramas de coagulação

Os ensaios em Jar Test foram realizados com o objetivo de otimizar o processo de tratamento dos efluentes. Os experimentos de coagulação e sedimentação buscaram determinar a concentração ideal de cada coagulante, garantindo uma remoção eficiente de cor e turbidez em diferentes condições de pH.

Os efluentes foram coletados ao longo de uma semana e armazenados em galões de 20 litros com tampas vedadas, a uma temperatura de 4 °C (Simate *et al*., 2012). Para cada

coagulante testado, as amostras foram coletadas no início da manhã e utilizadas ao longo do dia, garantindo a estabilidade das características físico-químicas dos efluentes.

Antes de cada estudo, foram realizadas curvas de titulação, nas quais se fixou a concentração dos coagulantes nas dosagens pré-estabelecidas e variou-se o pH de 4,0 a 8,5, utilizando hidróxido de sódio (NaOH) 4 mol L^{-1} e ácido clorídrico (HCl) 1 mol L^{-1}, ambos padronizados. Para isso, foi montado um sistema utilizando um agitador magnético, barra magnética, suporte universal, bureta, pHmetro e um béquer com 1.000 mL do efluente. Esse sistema foi mantido sob agitação constante, onde o coagulante foi adicionado e a base foi titulada em quantidades de 0,2 mL. O objetivo dessas curvas era determinar o volume aproximado de base ou ácido que seria utilizado para a correção do pH de coagulação (Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A.; Centurione Filho, 2002).

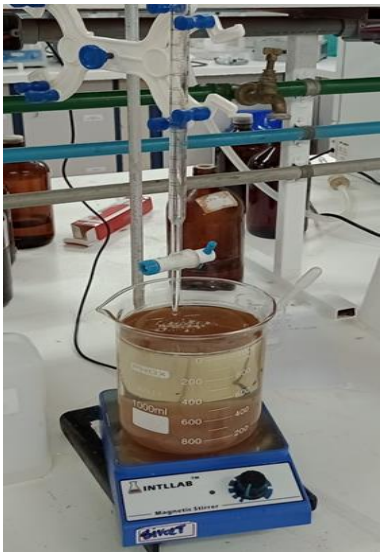
Os coagulantes empregados foram cloreto férrico (38% de pureza, Quimisul), policloreto de alumínio (PAC 12, Ambientaly) e Acquapol S5T (Taninos, SETA S/A). As dosagens dos coagulantes variaram de 50 mg L^{-1} a 400 mg L^{-1}, com incrementos de 50 mg L^{-1} para cada um, enquanto o intervalo de pH foi ajustado entre 4,5 e 8,0, com variações de 0,5 em cada etapa. Para a correção do pH dos efluentes, foram preparadas soluções estoque de hidróxido de sódio 4 mol L^{-1} (Dinâmica Química Contemporânea Ltda) e ácido clorídrico 1 mol L^{-1} (BIOTEC), as quais foram previamente padronizadas. Essa faixa de valores de pH foi selecionada para englobar as faixas de pH ideais de atuação de cada coagulante, que são distintas, além de permitir a obtenção de valores mais próximos à neutralidade, favorecendo a eficiência do processo de coagulação.

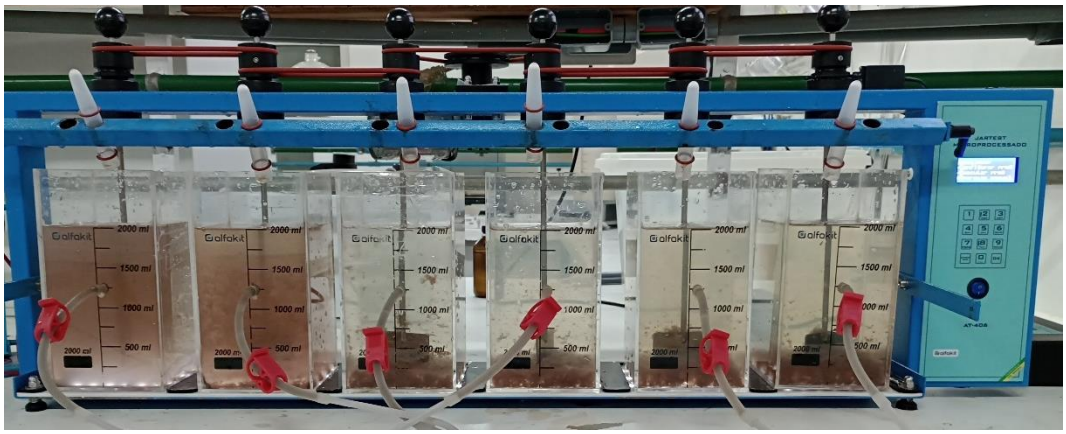
Para os ensaios de Jar Test, foram adicionados 2.000 mL de efluente de cervejaria em cada jarro, juntamente com a concentração do coagulante e a dosagem do ácido ou da base para correção do pH. O equipamento foi ajustado para um tempo de mistura rápida com gradiente de velocidade de aproximadamente 300 s^{-1} durante 15 segundos, seguido por velocidades de sedimentação de 1,6 cm/min, 3,3 cm/min e 5,0 cm/min. A Figura 7 apresenta fotos ilustrativas dos efluentes durante a etapa de titulação e os ensaios de Jar Test, permitindo a visualização do processo. A velocidade de sedimentação foi selecionada porque esses parâmetros já são comumente empregados em sistemas de filtração rápida, conforme descrito por Silva *et al*. (2019).

Alíquotas do sobrenadante foram coletadas em intervalos de 10, 20 e 30 minutos para a determinação dos parâmetros de cor aparente e turbidez. Essa abordagem foi adotada com o objetivo de avaliar a eficiência do processo de coagulação e garantir que, ao final dos 30 minutos, o efluente apresentasse turbidez baixa, evitando a saturação dos filtros durante a

realização das etapas de DF e TF. Após os ensaios, os efluentes foram descartados e o sistema foi higienizado para garantir que os ensaios posteriores não fossem afetados.

FIGURA 7 - Fotos ilustrativas dos efluentes em ensaios de a) titulação e em b) Jar Test utilizando

a) 

b) 

Fonte: a autora

4.3 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO DE FILTRAÇÃO E ENSAIOS DE TRATABILIDADE

A unidade piloto de dupla e tripla filtração está localizada na ETE Gertrudes, com o suporte da SANEPAR. Este sistema é composto por um reservatório de 150 L, situado na parte superior da unidade piloto, que recebe o efluente por meio de uma bomba submersa. A alimentação dos filtros ocorre por gravidade, com a vazão controlada por rotâmetros. Os meios filtrantes são acomodados em três tubos de acrílico com diâmetros de 150 mm e altura de 1800 mm, equipados com placas de fundo perfuradas para garantir a distribuição uniforme dos efluentes. Um reservatório de 50 L na saída da unidade piloto é utilizado para coletar o efluente

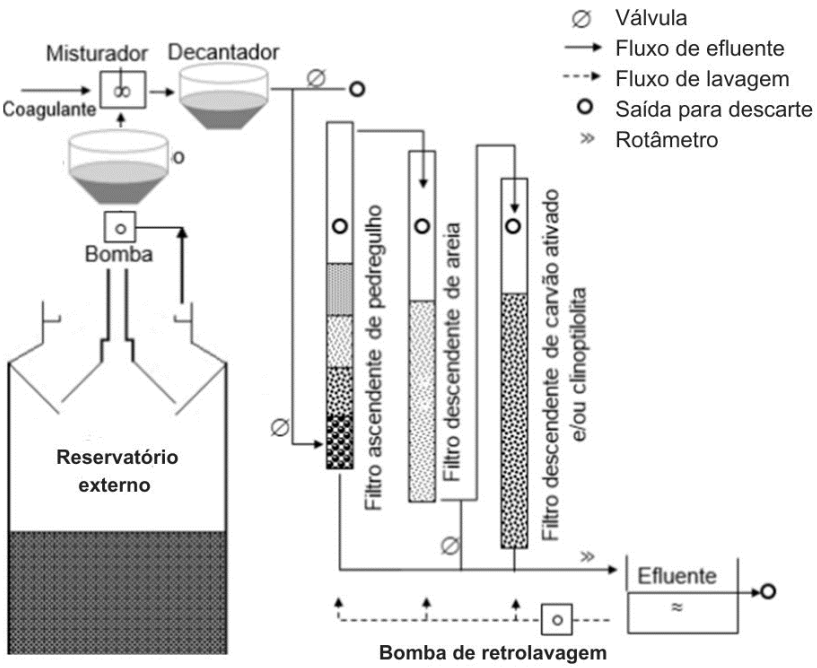
filtrado e para realizar a retrolavagem. Esse reservatório possui um tubo extravasor que encaminha o efluente excedente para descarte.

Neste estudo, foram empregados três filtros. O primeiro consistia em um filtro ascendente de pedregulho (FAP), composto por quatro camadas de 300 mm de altura cada, com diferentes granulometrias nos intervalos de tamanho de grão: 19,1 a 38,1 mm; 9,52 a 19,1 mm; 4,8 a 9,52 mm; e 2 a 4,8 mm. O segundo filtro era composto por um leito de areia em fluxo descendente (FAD), disposto em uma única camada com 700 mm de altura. O terceiro filtro consistia em uma mistura de carvão ativado e clinoptilolita, com alturas de 700 mm e 800 mm, respectivamente. Assim, o sistema FAP e FAD configura a DF, enquanto a combinação de FAP + FAD + carvão e zeólitas representa a TF.

O carvão ativado granular 8X30 (partículas entre 0,6 e 2,4 mm) é de origem mineral betuminosa e é produzido por meio de um processo físico de ativação. O material é fabricado sob condições rigorosamente controladas para produzir um adsorvente poroso com área superficial altamente desenvolvida, alta densidade, grande área superficial, elevada dureza e resistência à abrasão, fornecido pela AlphaCarbo. A clinoptilolita, proveniente de depósitos naturais em Cuba e fornecida pela Celta Brasil, pertence à variedade Watercel ZS, modificada com uma solução de NaCl para aprimorar a remoção de nitrogênio amoniacal.

Nesse sistema, a retrolavagem dos filtros pode ser realizada de forma simultânea ou individual, dependendo das necessidades, com a frequência e a vazão de água controladas manualmente. Os componentes da instalação piloto podem ser visualizados na Figura 8. As características relacionadas à granulometria dos componentes dos filtros estão descritas em Da Silva *et al*., 2020.

FIGURA 8 - Sistema piloto de tratamento: a) Representação gráfica da configuração da unidade piloto; b) Fotografia do sistema de filtração em escala piloto.



a)

b)

Fonte: Adaptado de Silva *et al.*, 2019

4.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE NAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO RÁPIDA

Para os ensaios de tratamento do efluente por meio dos sistemas de dupla filtração (DF) e tripla filtração (TF), utilizou-se uma taxa de filtração de 120 $m^3/m^2 \cdot$dia, proposta por Silva (2019) como a mais eficiente em estudos de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. O efluente da microcervejaria, proveniente de um tanque externo, era transferido para um reservatório de 150 L. O processo de coagulação foi conduzido em uma unidade de mistura rápida, projetada de acordo com as diretrizes de Di Bernardo (2003).

As condições de tratamento adotadas no sistema piloto de DF e TF foram baseadas nos resultados dos diagramas de coagulação. No entanto, devido às oscilações nos efluentes de microcervejarias, foram necessárias correções nas concentrações dos coagulantes. Utilizando a equação $C_1V_1 = C_2V_2$, foram definidas as concentrações mais adequadas dos coagulantes: 130 mg L^{-1} para $FeCl_3$, 95 mg L^{-1} para PAC e 100 mg L^{-1} para TAN. O pH do efluente foi ajustado para próximo de 7,0 com NaOH 4mol L^{-1}. A taxa de filtração adotada foi de 120 $m^3/m^2 \cdot$dia (SILVA *et al*., 2019). O efluente coagulado foi encaminhado para uma unidade de decantação e, em seguida, para os filtros. A unidade de decantação consistia em uma caixa com capacidade para 65 L, onde o efluente era introduzido por uma entrada inferior e coletado na parte superior oposta, conforme as orientações da norma NBR 12216 (ABNT, 1992).

As coletas dos efluentes foram realizadas nas etapas de COA, DF e TF, com o objetivo de avaliar o desempenho individual de cada etapa na remoção dos parâmetros físico-químicos. Os tempos de coleta foram de 30, 60 e 90 minutos, visando identificar o melhor desempenho em função da qualidade e do tempo de filtração. Considerando que a turbidez média do efluente para a dupla filtração deve ser menor que 10 UNT e que o limite aceitável de turbidez para filtração em areia é de 20 UNT (Wegelin, 1996), decidiu-se realizar a DF nos filtros de areia quando a turbidez atingiu um valor ≤ 15 UNT no filtro de pedregulho de fluxo ascendente. Essa estratégia visou reduzir o transporte de partículas sólidas para o filtro de areia de fluxo descendente, aumentando o tempo de operação do sistema sem ocorrência de colmatação e, consequentemente, aumentando o volume de efluente tratado (Silva *et al*., 2019).

4.5 METODOLOGIAS EMPREGADAS PARA ANÁLISES E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICAS DOS EFLUENTES DE MICROCERVEJARIA

Os parâmetros físico-químicos analisados na etapa de caracterização (coleta do efluente bruto antes e depois do tratamento em decanto-digestor), coagulação, DF e TF dos efluentes seguem as metodologias presentes no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA, 2017). Os efluentes foram coletados em frascos higienizados com hipoclorito de sódio 0,01%, acondicionados em caixa térmica refrigerada e transportados ao Laboratório de Química Analítica Ambiental e Sanitária (QAAS), onde foram armazenados a 4 °C (Simate *et al*., 2012).

Para caracterizar os efluentes brutos, foram realizadas análises de cor aparente, cor verdadeira, DQO, nitrato, nitrito, pH, SDT, SST, ST e turbidez. A escolha desses parâmetros visou entender a eficácia do tratamento e avaliar a qualidade e a tratabilidade dos efluentes gerados após o processo de decanto-digestores. As análises foram realizadas em triplicata para garantir a precisão e repetibilidade dos resultados. A Tabela 5 apresenta os parâmetros analisados e as metodologias adotadas nas análises dos efluentes.

TABELA 5 - Parâmetros físico-químicos analisados e os métodos de análise empregados

Parâmetros	**Método**
Cor Aparente (uH)	Espectrofotométrico 2120 C
Cor Verdadeira (uH)	Espectrofotométrico 2120 C
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ($mgO_2\ L^{-1}$)	Oximétrico 5210 B
Demanda Química de Oxigênio - DQO ($mgO_2\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 5220 D
Fenóis ($mg\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 5530 B, C
Fósforo Total ($mg\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 4500P E
Nitrogênio Total kjeldahl ($mg\ L^{-1}$)	4500-N_{org} B: Kjeldahl Method
Nitrogênio amoniacal ($mg\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 4500- NH_3 F
Nitrato ($mg\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 4500-NO_3^- – C
Nitrito ($mg\ L^{-1}$)	Espectrofotométrico 4500-NO_2^- – B
pH (-)	Eletrométrico 4500H^+ B
Sólidos Dissolvidos Totais ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 C
Sólidos Dissolvidos Totais Fixos ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 E
Sólidos Dissolvidos Totais Voláteis ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 E
Sólidos Suspensos Totais ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Suspensos Totais Fixos ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Suspensos Totais Voláteis ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Totais ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 B
Sólidos Totais Fixos ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 E
Sólidos Totais Voláteis ($mg\ L^{-1}$)	Filtração / Gravimétrico 2540 E
Turbidez (UNT)	Nefelométrico 2130 B

Fonte: Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater 23th
Espectrofotômetro UV-VIS DR 6000 Hach

4.6 METODOLOGIAS EMPREGADA NA CARACTERIZAÇÃO DOS MEIOS FILTRANTES

Antes e após os efluentes de microcervejaria passarem pela tripla filtração, foram coletados cerca de 20 gramas de carvão ativado e clinoptilolita. Aproximadamente 1500 litros de efluente passaram pelos filtros. A caracterização dos materiais filtrantes (carvão ativado e clinoptilolita) foi realizada no Laboratório de Química Analítica Ambiental e Sanitária (QAAS) do Departamento de Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa, seguindo metodologias padronizadas para garantir a acurácia e repetibilidade dos resultados.

A caracterização dos meios filtrantes utilizados neste estudo (areia, carvão ativado e clinoptilolita) já havia sido realizada por Da Silva (2020), que incluiu análises de porosidade e área superficial por isotermas Brunauer, Emmett e Teller (BET) utilizando um analisador de gás Quantachrome - Novatouch®, análise da superfície por microscopia eletrônica de varredura (SEM-FEG) com o equipamento Mira 3 da Tescan® e análise granulométrica conforme o método ASTM D422-63. Essas análises forneceram informações essenciais sobre as propriedades físicas e estruturais dos materiais.

Neste estudo, foram realizados ensaios específicos para determinar o Número de Iodo (NI) no carvão ativado e a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) da clinoptilolita, com o objetivo de avaliar o nível de saturação desses materiais após o processo de filtração. Esses parâmetros foram utilizados para estimar o volume de efluentes que cada meio filtrante seria capaz de tratar, contribuindo para a análise de sua eficiência e viabilidade na aplicação proposta.

4.6.1 Determinação do Número de Iodo no Carvão Ativado

A determinação do número de iodo no carvão ativado é fundamental para avaliar sua capacidade de adsorção, indicando a área superficial e a disponibilidade de sítios ativos do material. Um número de iodo elevado reflete maior eficácia na remoção de compostos orgânicos, corantes e metais pesados, melhorando a qualidade do efluente tratado. Esse parâmetro é essencial para confirmar a eficiência do carvão ativado utilizado, otimizando o tratamento de efluentes e garantindo conformidade com os padrões ambientais, sendo, portanto, uma parte fundamental da metodologia para avaliar a viabilidade do carvão ativado como meio filtrante eficaz (Andia *et al*., 2020; Lu *et al*., 2022; Rahman *et al*., 2019; Silva; Campos 2022).

Para determinar o número de iodo (NI) no carvão ativado, primeiramente, as amostras foram moídas até que 60% passassem por uma peneira de 325 mesh e 95% passassem por uma peneira de 100 mesh. Em seguida, as amostras foram secas em estufa a 150°C por 2 horas e, após a secagem, foram resfriadas em um dessecador. Pesou-se 1 grama do carvão ativado seco e transferiu-se para um Erlenmeyer de 250 mL, onde foram adicionados 10 mL de ácido clorídrico a 5%, agitando-se até homogeneização. A mistura foi então aquecida em uma chapa a 80-90°C por 30 minutos. Após o resfriamento, foram adicionados 50 mL de solução de iodo 0,1 mol L^{-1}, agitando-se vigorosamente por 30 segundos. A solução foi então filtrada usando um filtro de papel de poro médio, descartando-se os primeiros 10-15 mL do filtrado. Transferiram-se 25 mL do filtrado para outro Erlenmeyer e realizou-se a titulação com tiossulfato de sódio 0,1 mol L^{-1} até que a solução adquirisse uma coloração levemente amarelada. Foram adicionados 2 mL de solução indicadora de amido a 0,5% e continuou-se a titulação até o desaparecimento da coloração azul. Anotou-se o volume de tiossulfato de sódio 0,1 mol L^{-1} utilizado. O número de iodo (NI) foi expresso em miligramas de iodo por grama de carvão ativado (mg/g) e calculado conforme as equações 33, 34 e 35 especificadas nas normas ABNT (1991a; 1991b; 1991c), ANSI/AWWA B 600-96.

Determinou-se primeiramente o número de iodo sem a correção da normalidade do filtrado residual, a partir da equação 33, abaixo descrita:

$$\frac{X}{M} = \frac{A-(2{,}4.B.V_a)}{p} \tag{33}$$

Onde:

$\frac{X}{M}$ = NI sem o fator de correção da normalidade do filtrado residual;

A = Normalidade da solução de iodo padronizada multiplicada pelo fator de correção da solução, por 126,93, e pelo volume usado da solução (50 mL);

B = Normalidade da solução de Tiossulfato de Sódio padronizada multiplicada pelo fator de correção da solução e por 126,93;

V_a = Volume de Tiossulfato de Sódio gastos na titulação;

p = Massa pesada da amostra de carvão.

Posteriormente realizou a Equação 34, que determina a normalidade do filtrado residual:

$$C = \frac{N_2.V_a}{25} \quad (34)$$

C = Normalidade do Filtrado Residual;

N_2 = Normalidade da Solução de Tiossulfato de Sódio multiplicado pelo fator de correção da solução;

V_a = Volume de Tiossulfato de Sódio gastos na titulação;

Após calcular o valor da normalidade do filtrado residual usando a equação 35, foi determinado seu valor de correção para obter o índice de iodo real. Este procedimento foi realizado utilizando a tabela de correção da norma ABNT MB-3410 juntamente com a equação 35, descrita abaixo.

$$I = \frac{X}{M}.D \quad (35)$$

Onde:

$\frac{X}{M}$ = NI sem o fator de correção da normalidade do filtrado residual;

D = Fator de correção da normalidade obtida na norma ABNT MB-3410

4.6.2. Determinação da Capacidade de Troca Catiônica na Clinoptilolita

A capacidade de troca catiônica (CTC) da clinoptilolita é um parâmetro essencial no tratamento de efluentes, refletindo sua eficiência na remoção de cátions indesejáveis, como metais pesados, por meio da troca iônica. Quanto maior a CTC, maior sua capacidade de adsorção, contribuindo para a purificação e descontaminação do efluente. Além de otimizar o processo de remoção de contaminantes, a CTC permite avaliar a viabilidade, o tempo de uso e a eficácia a longo prazo da clinoptilolita como meio filtrante (Prajitno *et al*., 2020; Rahmani *et al*., 2004; Silva *et al*., 2019).

Para compreender essa eficiência, a determinação da CTC é realizada com base na quantidade de íons que podem ser trocados por íons de mesma carga em solução. Quanto mais sítios de troca iônica a clinoptilolita tiver em sua estrutura, maior será sua CTC. Nesse sentido, a CTC da clinoptilolita foi avaliada utilizando o método de troca simples, no qual os íons de

potássio (K^+) e sódio (Na^+) presentes na estrutura da clinoptilolita são substituídos por íons de amônio (NH_4^+), provenientes de uma solução padrão de amônio (Zen, 2016).

Para realizar a análise, uma solução de cloreto de amônio (NH_4Cl) a 0,1 mol L^{-1} foi preparada utilizando água ultrapura. Cerca de 0,5 g da amostra foi pesada, seca em estufa e, em seguida, adicionaram-se 50 mL da solução de NH_4Cl. Esta mistura foi deixada em agitação por 24 horas em um agitador do tipo Klein. Após esse período, a suspensão foi filtrada e a análise foi conduzida por titulação ácido-base.

A partir do volume gasto na titulação, a CTC da clinoptilolita foi calculada conforme a equação 36 (Li *et al*.2014).

$$CTC = \frac{(C_i - C_f).V}{m.MM} \quad (36)$$

Onde

C_i = Concentração inicial da solução de NH_4^+ (g L^{-1});

C_f = Concentração final da solução de de NH_4^+ (g L^{-1});

V = Volume da solução (L);

m = massa de sólido (g);

MM = massa molar do NH_4^+ (g mol^{-1}).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DA TURBIDEZ E COR APARENTE DOS EFLUENTES DE MICROCERVEJARIA A PARTIR DA CONSTRUÇÃO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Para garantir a precisão dos resultados, foi realizada uma curva de titulação antes da construção de cada diagrama, dosando a quantidade de ácido (HCl) ou base (NaOH) necessária para ajustar o pH desejado (Di Bernardo, L.; Di Bernardo, A.; Centurione Filho, 2002; Menkiti *et al*., 2012). Os resultados mostraram que a quantidade de ácido ou base variava conforme a composição dos efluentes; em média, utilizou-se 1 mL de HCl 1 mol L^{-1} para ajustar 2 L de efluente ao pH 4,0 e cerca de 3,0 mL de NaOH 4 mol L^{-1} para alcançar o pH 7,0.

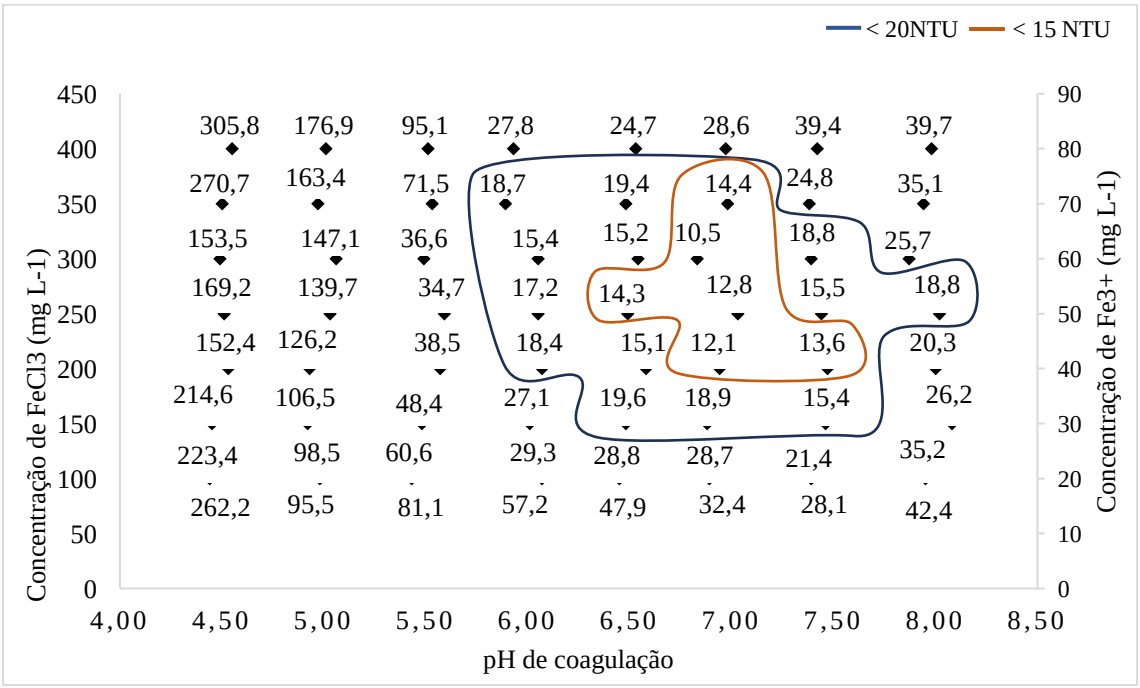
A análise conjunta da influência do pH e da concentração dos coagulantes oferece uma visão global do processo de coagulação. Essa compreensão é essencial para identificar as condições ideais de eficiência e otimizar o tratamento por filtração rápida, garantindo a remoção eficaz de turbidez e cor do efluente.

5.1.1 Diagrama de Coagulação Utilizando Cloreto Férrico ($FeCl_3$)

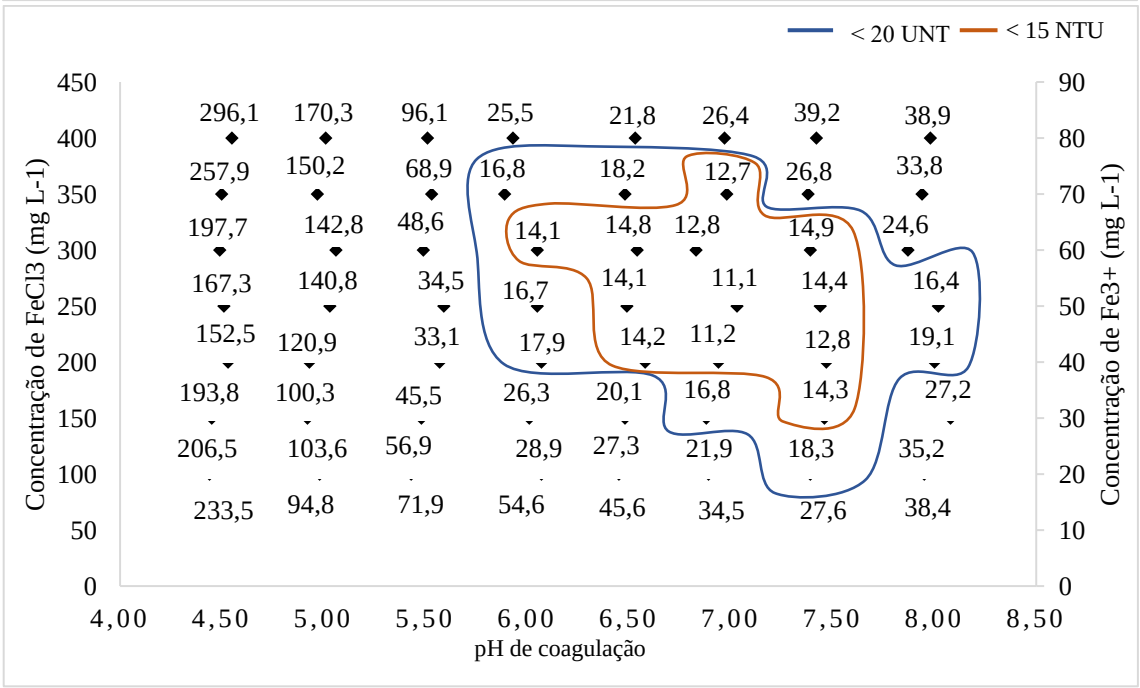
Os Diagramas das figuras 9 e 10, apresentam os resultados dos diagramas de coagulação utilizando o $FeCl_3$.

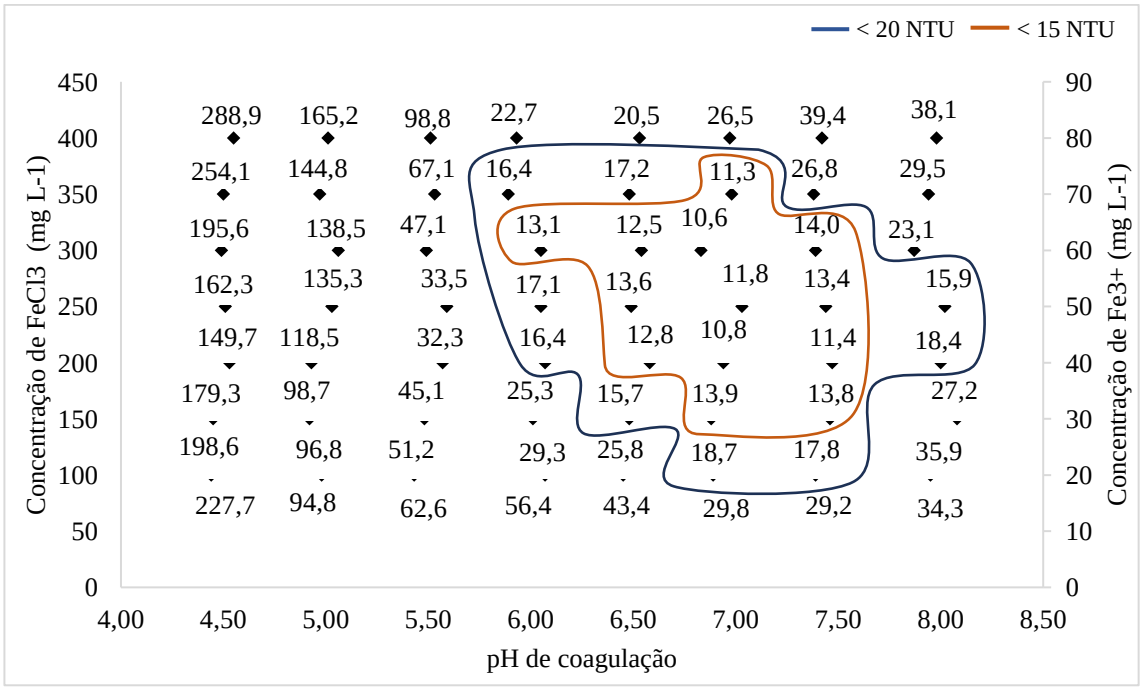
FIGURA 9 - Diagrama de coagulação utilizando $FeCl_3$ contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

a)



b)

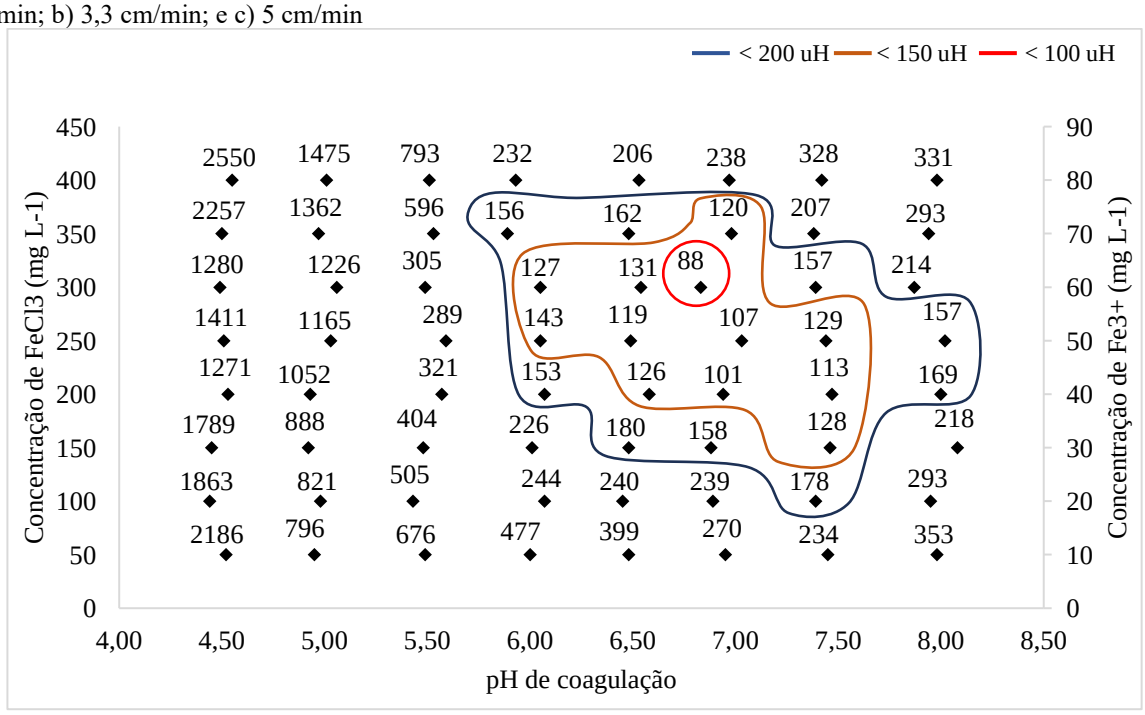




c)

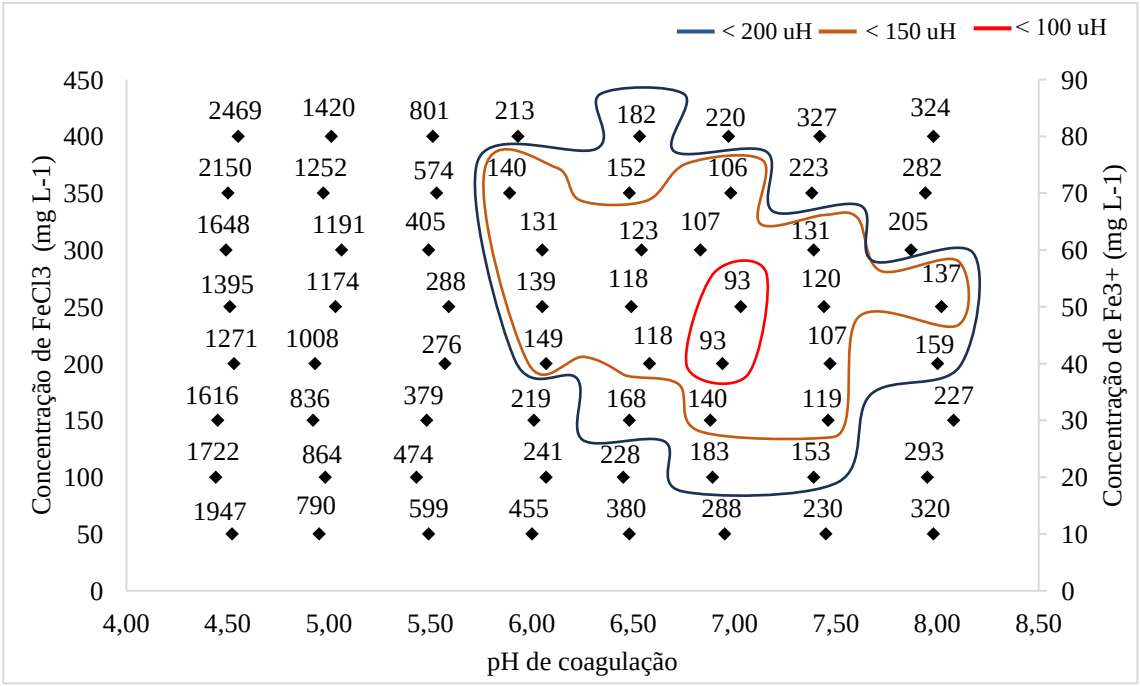
Fonte: a autora
Nota: Valores iniciais para turbidez de 198,6 UNT, pH 4,31.
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. UNT= unidade nefelométrica de turbidez.

FIGURA 10 - Diagrama de coagulação utilizando $FeCl_3$ contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

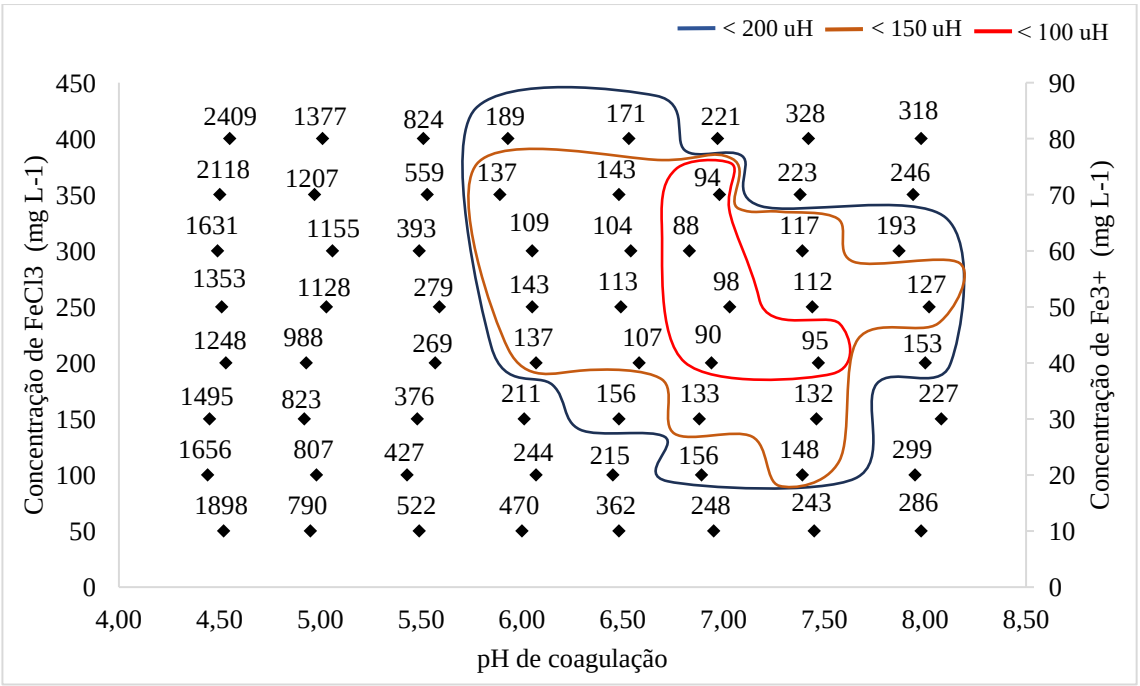


a)

b)



c)



Fonte: a autora
Nota: Valores iniciais para cor aparente 1658 uH, pH 4,31.
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. uH= unidade Hazen.

Ao utilizar cloreto férrico como coagulante, observou-se uma redução significativa da turbidez (Figura 9) e da cor aparente (Figura 10) à medida que o pH se aproximava da neutralidade. Esse efeito foi mais evidente nas faixas de pH 7,0 e 7,5, onde obteve-se os melhores resultados de redução dos parâmetros analisados conforme as concentrações do coagulante aumentam.

Na Figura 9a, verifica-se uma diminuição acentuada da turbidez remanescente com uma velocidade de sedimentação de 1,6 cm/min e pH entre 6,0 e 8,0, com valores inferiores a 20 UNT (curva azul), partindo de um valor inicial de 198,6 UNT no efluente da microcervejaria. Em pH 7,0, foram alcançados valores de turbidez remanescente entre 12,1 UNT e 10,5 UNT para concentrações de 200 mg L^{-1} a 300 mg L^{-1} (curva marrom), com um leve aumento para 14,4 UNT ao atingir 350 mg L^{-1} de coagulante. Com velocidade de sedimentação 3,3 cm/min (Figura 9b), a redução de turbidez foi mantida e, com velocidade de sedimentação de 5 cm/min, em pH 7,0 e concentração de 150 mg L^{-1}, a turbidez residual caiu para 13,4 UNT, com reduções progressivas até o limite de 300 mg L^{-1} (Figura 9c). Ao ultrapassar essa concentração, houve um ligeiro aumento na turbidez, dessa forma, a faixa ideal de concentração situa-se entre 200 mg L^{-1} e 300 mg L^{-1}, já que acima desse intervalo observa-se uma elevação na turbidez remanescente, sugerindo um limite de eficiência.

Na Figura 10 (a, b, c) referente a cor aparente, o mesmo comportamento é observado, com variações significativas entre pH 6,0 e 8,0. A cor aparente inicial de 1658 uH reduziu para valores próximos a 101 uH (curva azul), sendo o melhor desempenho alcançado em pH 7,0 e concentração de 200 mg L^{-1}. Com uma velocidade de sedimentação de 1,6 cm/min, a cor remanescente foi de 101 uH (curva marrom); a 3,3 cm/min, reduziu-se para 93 uH; e, com a velocidade de 5 cm/min, a cor remanescente caiu para 90 uH (curva vermelha).

Esses resultados ressaltam a importância de ajustar o pH e a concentração de coagulante para otimizar a eficiência na remoção de turbidez e cor. Em pH próximo à neutralidade, predominam espécies alcalinas de ferro, como $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)^{+2}$ e $Fe(OH)_3(s)$, que favorecem a adsorção e neutralização de partículas, promovendo a formação de flocos sedimentáveis (Bratby, 2016; Racar *et al*., 2017; Da Silva, 2020). Esse comportamento pode ser atribuído ao mecanismo de desestabilização de carga na superfície coloidal, que facilita a agregação de partículas, conforme discutido por Bratby (2016) e Racar *et al*. (2017).

À medida que a concentração de coagulante aumenta, as partículas suspensas no efluente são desestabilizadas e se agregam, formando flocos maiores que facilitam a remoção da turbidez e da cor aparente, até alcançar uma concentração ótima. Acima desse nível ideal, o excesso de íons metálicos pode provocar a ressuspensão das partículas, elevando a turbidez e a cor remanescente (Cavallini, *et al*., 2015; Costa *et al*., 2019; Racar *et al*., 2017), como observado para concentrações superiores a 300 mg L^{-1}.

No entanto à medida que o pH se desloca para condições mais ácidas, é observado nos diagramas, uma redução na eficiência da remoção dos parâmetros de turbidez e cor aparente. Estudos, como o de Racar *et al*. (2017), indicam que em faixas de pH inferiores a 5,8, o ferro

se torna menos solúvel, predominando na forma de Fe^{3+}, combinado com polímeros de massa molecular intermediária ou na forma monomérica, o que reduz a eficácia da coagulação. Adicionalmente, em meios mais ácidos, a liberação reduzida de prótons das partículas coloidais resulta na repulsão dos coagulantes férricos carregados positivamente (Dong *et al*., 2015).

A literatura traz que há um deslocamento do equilíbrio em direção à formação de espécies carregadas positivamente, para pH inferiores a 6,0, como Fe^{3+} e $Fe(OH)_2^{4+}$ (Bratby, 2016). À medida que a acidez do efluente aumenta, a repulsão entre as partículas suspensas e os produtos de hidrólise do ferro também cresce, dificultando a coagulação. Com a decantação das partículas coloidais, as concentrações de $Fe(OH)_3$ na solução tendem a diminuir, levando o equilíbrio das reações a se deslocar continuamente em direção à formação de novos precipitados de $Fe(OH)_3$, conforme mostrado nas reações 37 e 38 (Bratby, 2016; Da Silva, 2020).

$$Fe^{3+} + 3OH^- \rightleftharpoons Fe(OH)_3 \quad (37)$$

$$Fe(OH)_2^{4+} + 4OH^- \rightleftharpoons 2Fe(OH)_3 \quad (38)$$

Neste estágio, a quantidade de partículas coloidais utilizadas na produção de flocos é limitada, e o excesso de $Fe(OH)_3$ permanece em suspensão, resultando na coloração alaranjada do efluente. Além disso, devido à diminuição da efetividade na remoção da turbidez, pode ocorrer a formação de flocos com densidade inadequada para sedimentação (Cavallini *et al.*, 2015; Da Silva, 2020; Silva *et al*., 2019).

Para pH acima de 8,0, ocorre uma redução da eficiência na remoção dos parâmetros de turbidez e cor aparente e isso pode ser explicado devido a formação de complexos entre o metal e o ânion OH^-, pois nessa condição, o íon carregado negativamente torna-se mais solúvel em água, o que reduz sua interação com as partículas coloidais presentes no efluente. Em outras palavras, o precipitado de hidróxido de ferro reage com os hidróxidos presentes no meio, gerando as espécies de $Fe(OH)_4^-$ e $Fe(OH)_5^{2-}$. Essa interação entre o ferro e os hidróxidos do meio é responsável por influenciar o comportamento do coagulante em valores de pH alcalinos, conforme discutido por Costa *et al*. (2021) e Silva *et al*., (2019). o aumento da eletronegatividade em pH acima de 8,0 diminui as oportunidades de contato por repulsão eletrostática, o que diminui a eficiência do cloreto férrico como coagulante (Racar *et al*., 2017).

O desempenho do $FeCl_3$ nesta etapa demonstrou resultados similares aos encontrados em estudos anteriores. Simate *et al*. (2012) relatou a utilização de 40-50 mg L^{-1} de $FeCl_3$ em efluentes de cervejaria, reduzindo a turbidez de 85 UNT para 17 UNT (80%). Guerreiro *et al*. (2020) observaram uma redução de 98,6%, partindo de 588,07 UNT para 8,24 UNT, ao aplicar

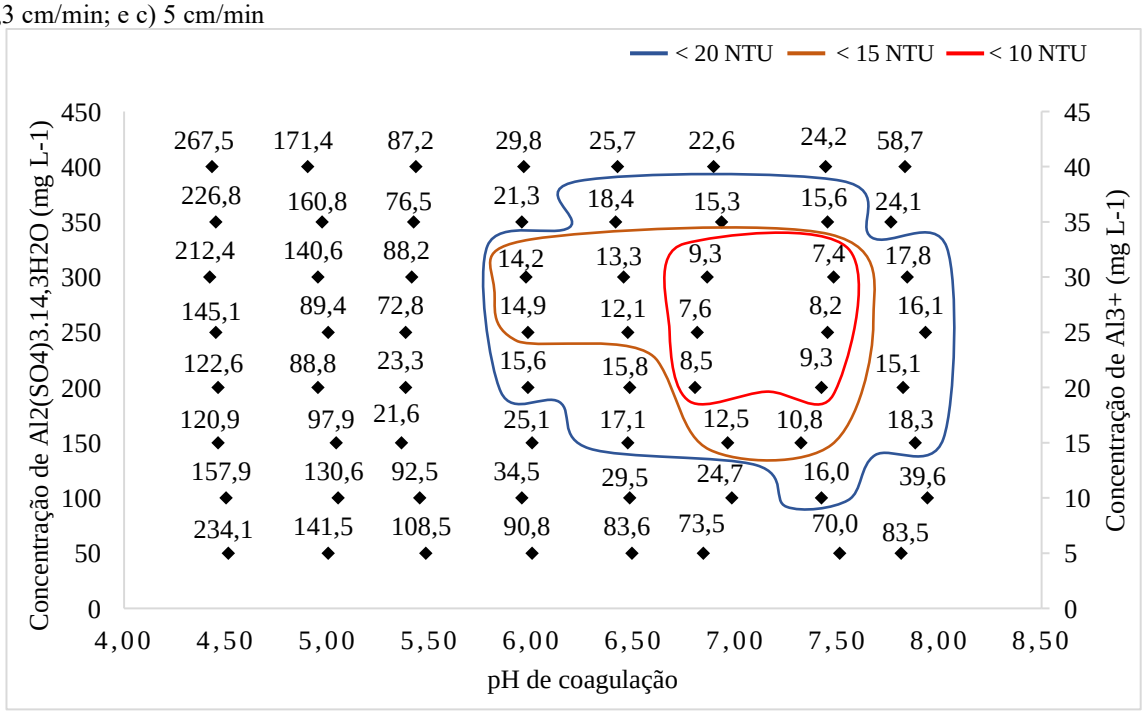
1,0 g L^{-1} de $FeCl_3$ com pH próximo a 7,0. Neste trabalho, com 200 mg L^{-1} de $FeCl_3$, a turbidez foi reduzida de 184,2 UNT para 12,1 UNT (93,4%). Assim, a concentração de 200 mg L^{-1} e pH 7,0 foram identificados como ideais para a coagulação eficiente do efluente, reduzindo 93,9% da turbidez e 93,1% da cor aparente com velocidade de sedimentação de 1,6 cm/min.

5.1.2 Diagrama de Coagulação Utilizando Policloreto de Alumínio (PAC)

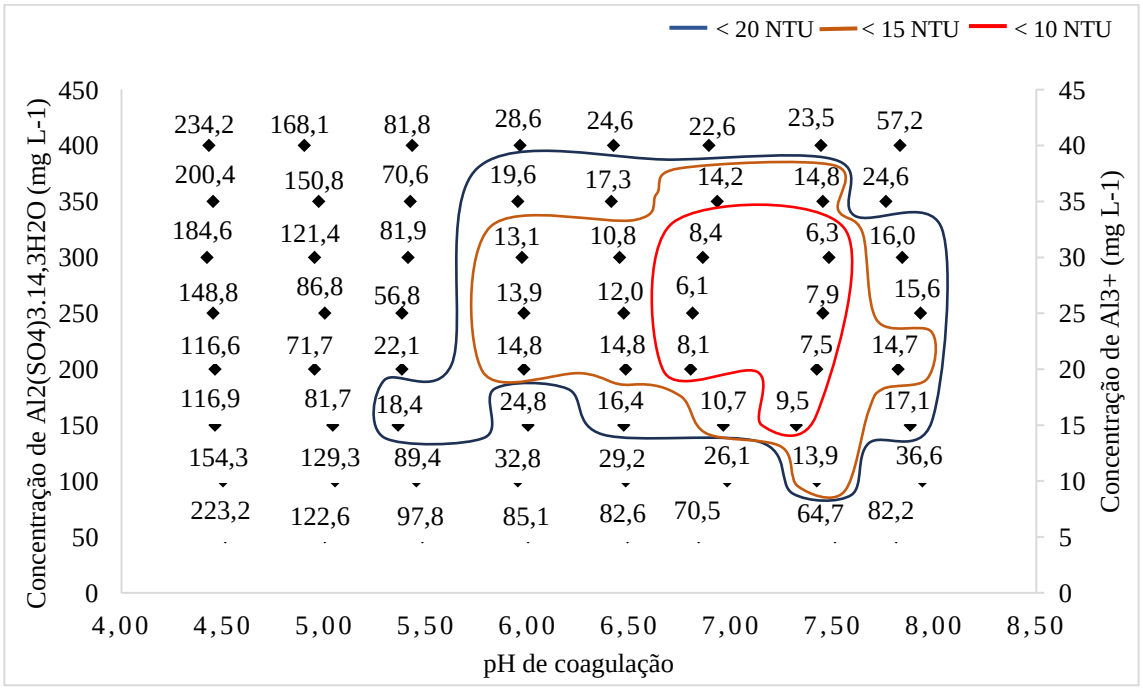
As Figuras 11 e 12 apresentam os digramas de coagulação para o PAC em relação a remoção de turbidez e cor aparente

FIGURA 11– Diagrama de coagulação utilizando PAC contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

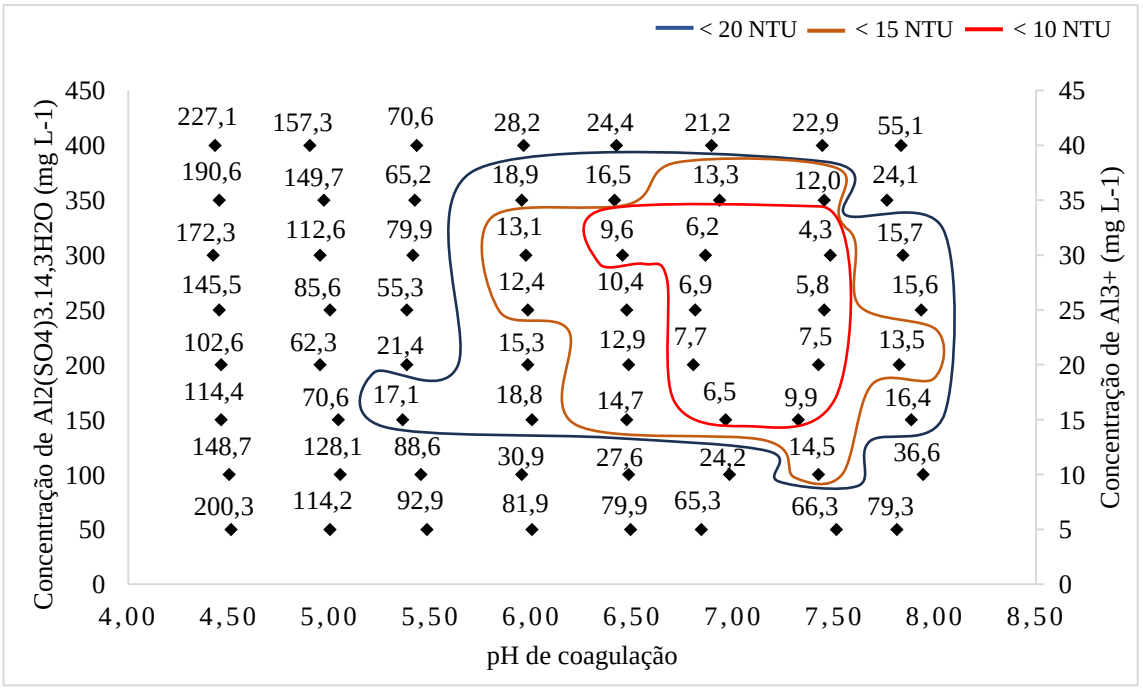
a)



b)



c)



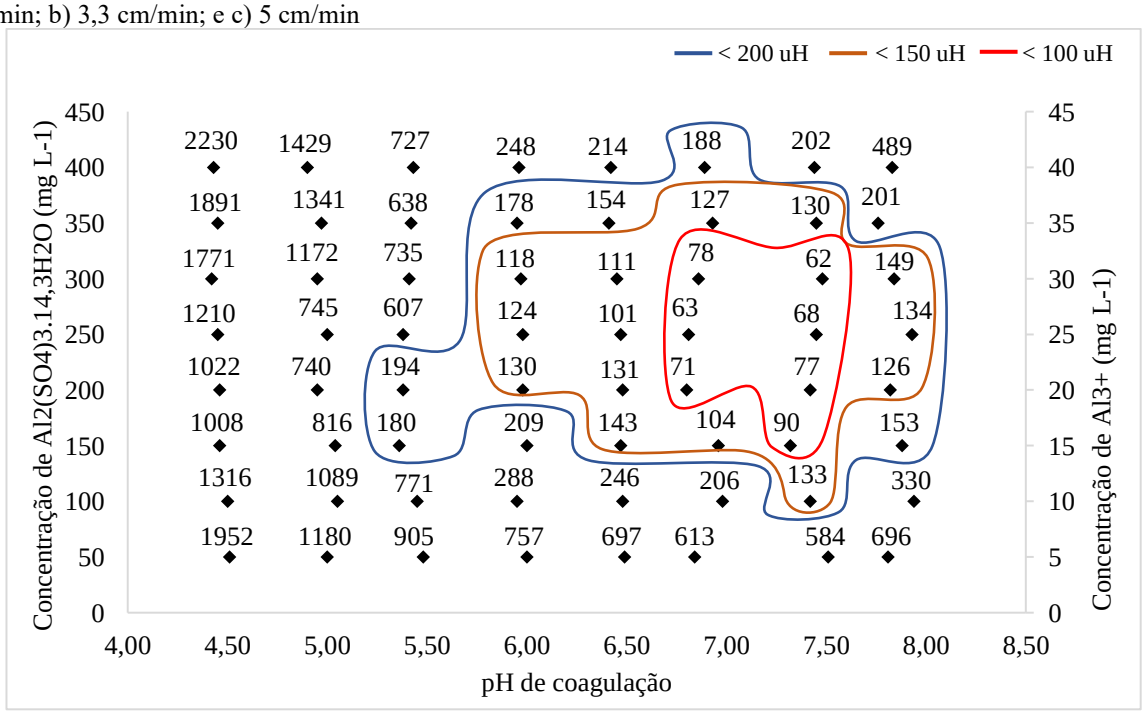
Fonte: a autora

Nota: Valores iniciais para turbidez de 210,3 UNT, pH 4,39.

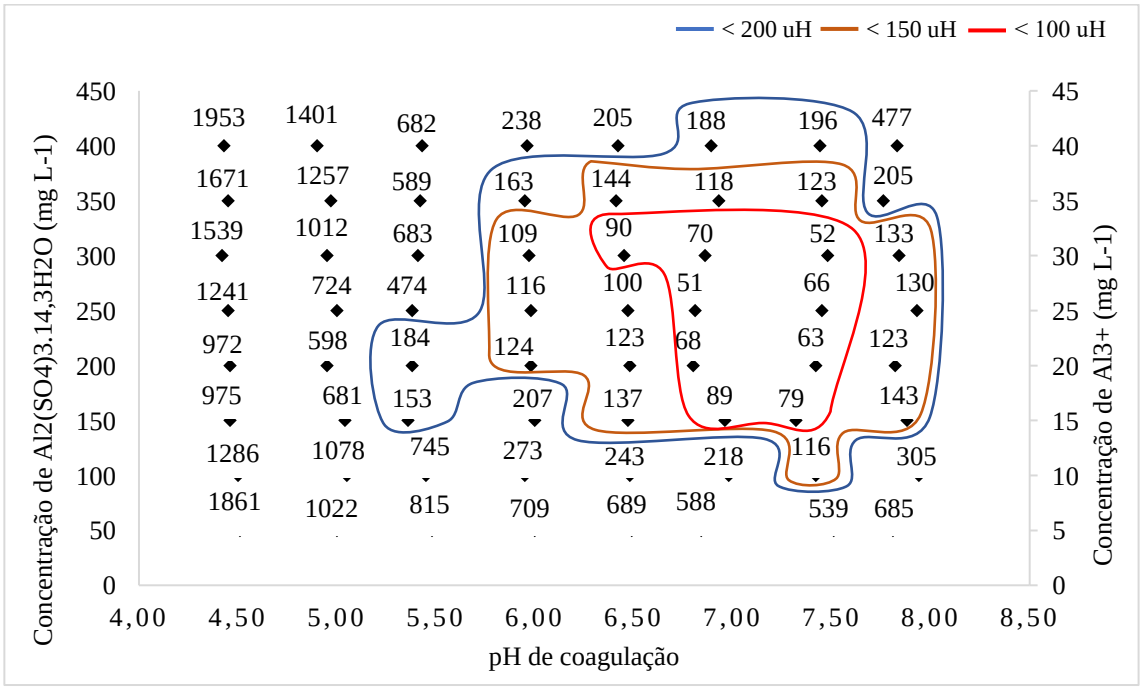
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. UNT= unidade nefelométrica de turbidez.

FIGURA 12 - Diagrama de coagulação utilizando PAC contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

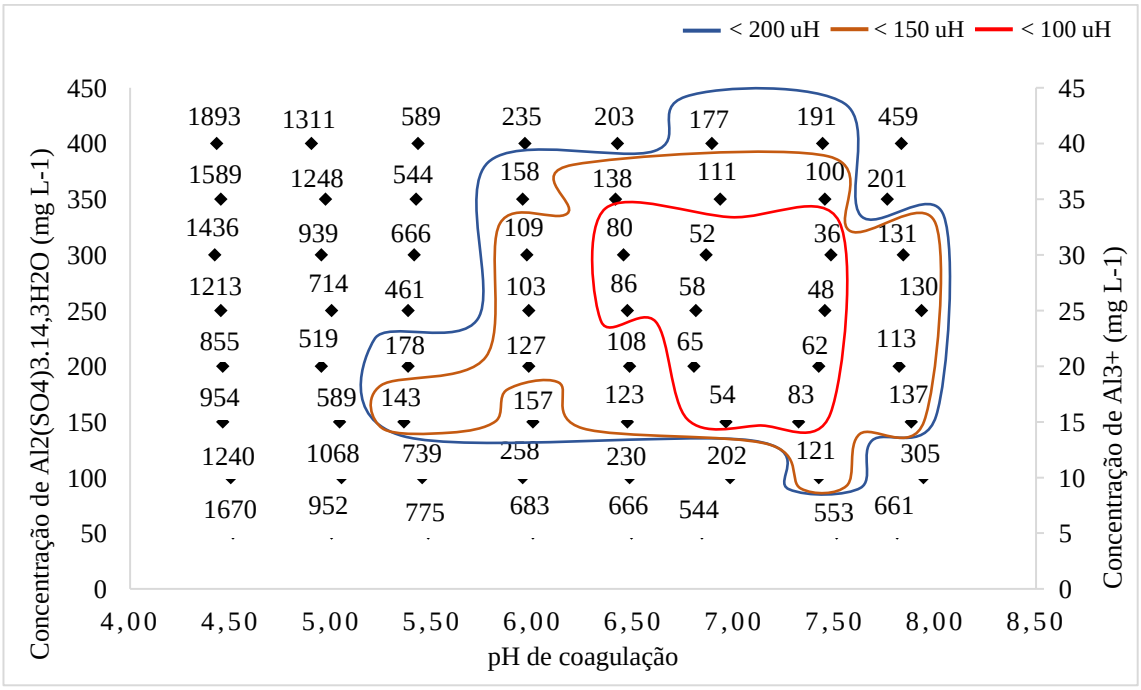
a)



b)



c)



Fonte: a autora
Nota: Valores iniciais para cor aparente 1753uH, pH 4,39.
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. uH= unidade Hazen

O Policloreto de Alumínio (PAC) demonstrou elevada eficiência na redução da turbidez, diminuindo-a de 210,3 UNT para menos de 20 UNT (curva azul), na faixa de pH de 6,0 a 8,0. Entre pH 6,0 e 7,5, a turbidez caiu para menos de 15 UNT (curva marrom), com desempenho ideal em pH 7,0 e 7,5, onde valores abaixo de 10 UNT (curva vermelha), foram atingidos com concentrações de PAC entre 200 e 300 mg L^{-1}. Em particular, com 150 mg L^{-1} de PAC, a turbidez remanescente ficou em 12,5 UNT em pH 7,0; em pH 7,5, atingiu 10,8 UNT com velocidade de sedimentação de 1,6 cm/min (Figura 11a), e foi reduzida para 10,7 UNT e 9,5 UNT com velocidade de 3,3 cm/min (Figura 11b). A condição ótima ocorreu em pH 7,0 e velocidade de sedimentação de 5 cm/min, resultando em uma turbidez de 6,5 UNT, enquanto, em pH 7,5, a turbidez permaneceu em 9,9 UNT, indicando um desempenho superior em pH 7,0 (Figura 11c).

Para a cor aparente, o valor inicial de 1753 uH foi reduzido para menos de 200 uH na faixa de pH de 5,5 a 8,0 (curva marrom), enquanto entre pH 6,0 e 8,0 os valores remanescentes ficaram abaixo de 150 uH. Os melhores resultados foram obtidos entre pH 7,0 e 7,5, com valores inferiores a 100 uH (curva vermelha). A faixa ideal de desempenho ocorreu a partir de uma concentração de 150 mg L^{-1} em pH 7,0, onde a cor aparente remanescente ficou abaixo de 100 uH, chegando a 54 uH (Figura 11 – b e c).

O PAC mostrou-se ligeiramente mais eficaz que o $FeCl_3$, pois alcançou melhores resultados utilizando uma concentração menor. Enquanto o $FeCl_3$ necessitou de 200 mg L^{-1} para reduzir a turbidez e a cor aparente, o PAC alcançou curvas de turbidez inferiores a 10 UNT e cor aparente abaixo de 100 uH com apenas 150 mg L^{-1}, mesmo com turbidez e cor aparente iniciais mais elevadas nos efluentes.

À medida que a concentração do coagulante aumenta, observa-se uma rápida remoção da turbidez (12,4 UNT) e da cor aparente (104 uH) do meio com 150 mg L^{-1} de PAC, atingindo uma velocidade de sedimentação de 1,6 cm/min (Figuras 11 e 12 – a). Essa rápida redução destaca a excelente capacidade de coagulação e sedimentação das partículas coaguladas, sublinhando a eficiência do PAC como coagulante no tratamento de efluentes de microcervejarias (Shabangu; Bakare; Bwapwa, 2022).

Esses resultados indicam que é possível reduzir significativamente a concentração do coagulante sem comprometer a eficiência na remoção de turbidez e cor. Observa-se que, com 200 mg L^{-1}, houve uma remoção de 95,77% da turbidez e 95,95% da cor aparente. Já com 150 mg L^{-1}, obteve uma redução de 94,06% da turbidez e 94,07% da cor aparente. Isso demonstra que, mesmo com uma redução de 25% na concentração do coagulante, é possível manter uma excelente remoção de turbidez e cor do efluente estudado. Esse resultado é importante, pois pode gerar economia de custos para a empresa e reduzir a quantidade de resíduos gerados. Além disso, essa etapa representa um pré-tratamento importante, uma vez que a melhoria na qualidade do efluente será potencializada na etapa de filtração.

Assim como ocorre com o $FeCl_3$, há uma dependência da concentração do coagulante em relação à quantidade de partículas presentes na solução; efluentes com alta turbidez requerem concentrações maiores de coagulantes (Libânio, 2010)

Pesquisadores como Mentiki *et al*. (2012) e Swain *et al*. (2020) constataram que o aumento na concentração de Al^{3+}(aq) resulta em melhores índices de remoção de partículas suspensas em efluentes de cervejaria, uma vez que os flocos se tornam maiores e sedimentam com maior facilidade. Essa tendência foi igualmente observada no presente estudo, onde as taxas mais eficazes de remoção de cor e turbidez foram alcançadas com o aumento da concentração do coagulante.

O pH é um fator crucial no processo de coagulação com PAC, influenciando o equilíbrio de hidrólise do Al^{3+} e a formação de suas diversas formas monoméricas, poliméricas e amorfas. No entanto, o desempenho do PAC na remoção de turbidez e cor é menos eficaz em pH abaixo de 5,5, devido à formação de espécies insolúveis de Al, que permanecem dispersas na solução, resultando na repulsão entre essas espécies e os coloides, o que leva à

reestabilização das cargas e à permanência das partículas em suspensão (Maldhure; Khadse; Labhasetwar, 2021; Onen *et al*., 2018). Em pH ácido, o mecanismo de neutralização de cargas pode prevalecer, uma vez que compostos de hidróxidos carregados positivamente desestabilizam compostos carregados negativamente. Contudo, dependendo da alcalinidade do meio e da concentração do coagulante, podem ocorrer precipitações de hidróxidos de alumínio aniônicos [$Al(OH)^{4-}$], o que pode afetar negativamente o processo de coagulação (Onen *et al*., 2018).

Conforme o pH se aproxima da neutralidade, predominam em solução formas carregadas positivamente do alumínio, como ($Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$). Essas formas têm a capacidade de adsorver e neutralizar cargas, aumentando a eficácia do processo de coagulação (Mahmudabadi *et al*., 2018). Em torno de pH 7,0, a forma mais estável do alumínio em solução é o $Al(OH)_3(s)$, que adsorve e neutraliza as partículas coloidais através de interações superficiais, resultando na formação de agregados que se depositam na solução. Assim, o mecanismo predominante nesse pH é a adsorção e neutralização (Menkiti *et al*., 2012; Onen *et al*., 2018).

Por outro lado, em pH acima de 8,0, ocorre uma redução do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas devido à maior quantidade de espécies de $Al(OH)_{3(S)}$ neutralizadas presentes no meio, o que diminui a eficiência do processo de coagulação (Mahmudabadi *et al*., 2018; Maldhure; Khadse.; Labhasetwar, 2021).

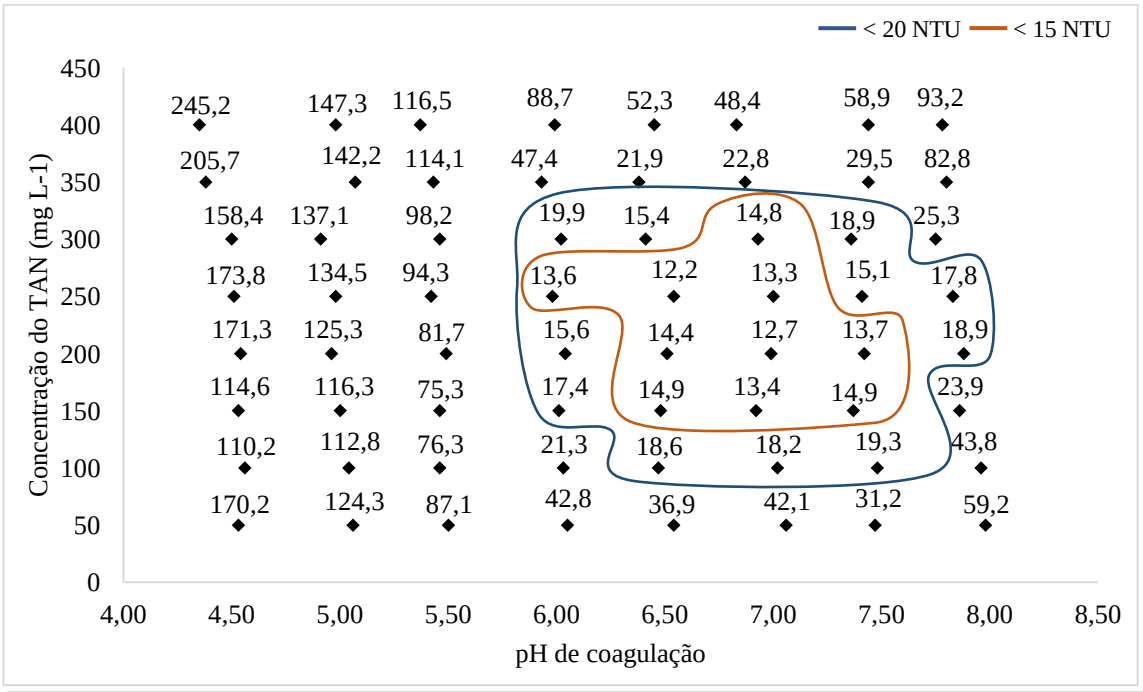
Estudos anteriores confirmam a eficácia de coagulantes como o PAC na remoção de turbidez em efluentes de cervejaria. Tolkou e Zouboulis (2020) usaram um coagulante pré-polimerizado à base de PAC em efluentes de cervejaria, alcançando uma redução de turbidez de 40%, com uma concentração de aproximadamente 150 mg L^{-1}, reduzindo a turbidez inicial de 418 UNT para 250,8 UNT. De maneira similar, Shabangu; Bakare e Bwapwa (2022) observaram que uma concentração de 70 mg L^{-1} de PAC resultou em uma redução de turbidez de 85,95% a partir de uma turbidez inicial de 76 UNT. Comparativamente, este estudo destaca a alta eficiência do PAC, que reduziu 94,06% da turbidez inicial de 201,3 UNT com 150 mg L^{-1}, demonstrando sua superioridade no tratamento de efluentes de microcervejarias.

5.1.3 Diagrama de Coagulação Utilizando Tanino (TAN)

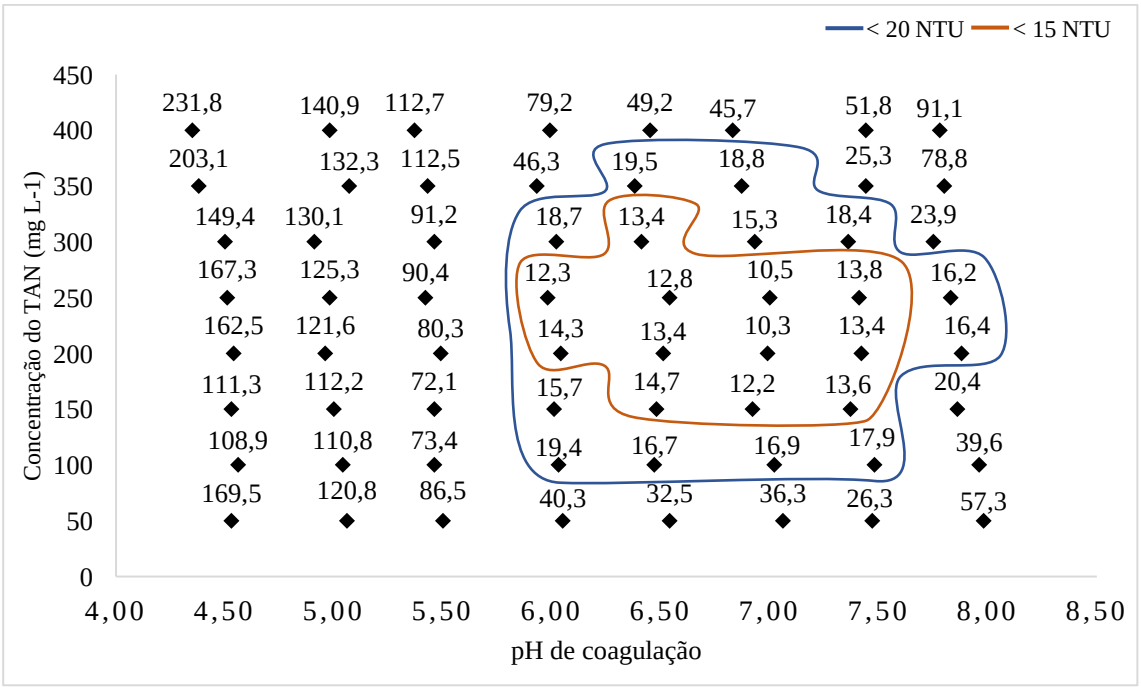
Os Diagramas das Figuras 13 e 14, apresentam os resultados dos diagramas de coagulação utilizando o TAN.

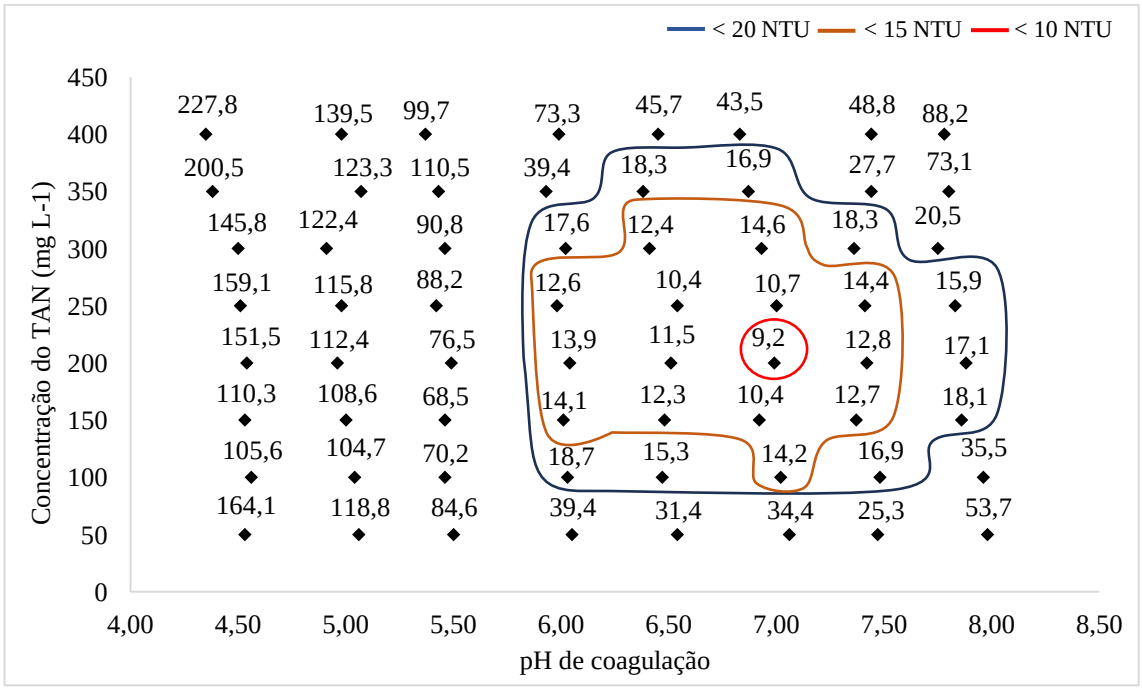
FIGURA 13 - Diagrama de coagulação utilizando TAN contendo curvas de mesma turbidez em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

a)



b)

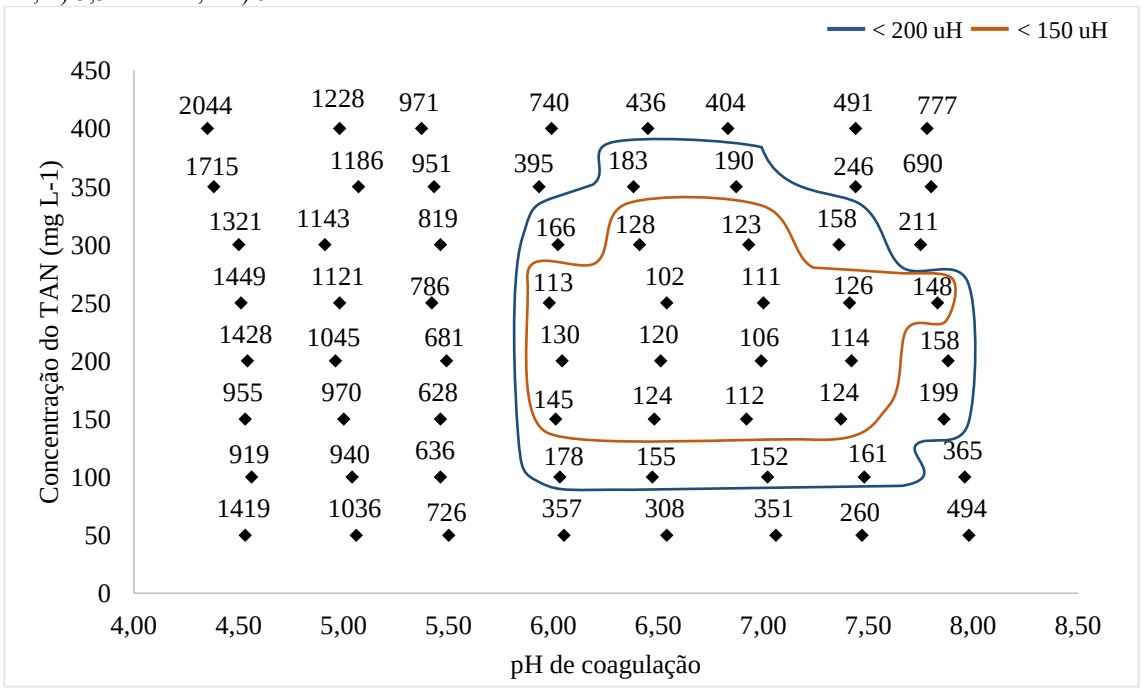




c)

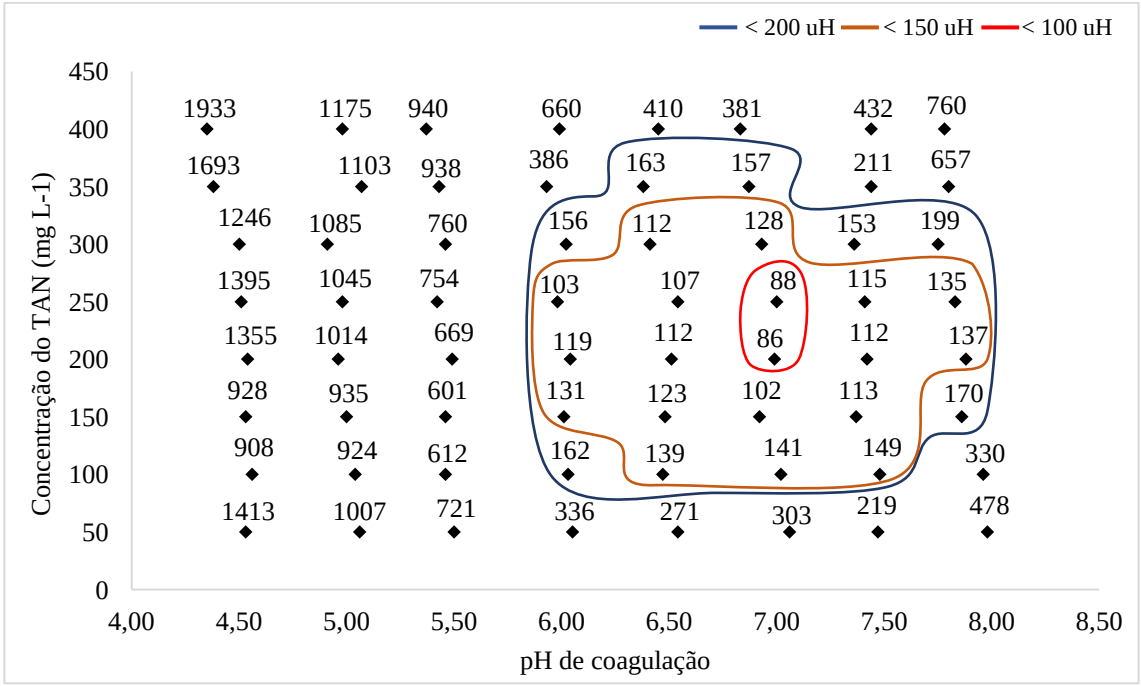
Fonte: a autora
Nota: Valores iniciais: turbidez de 202,5 UNT e pH 4,34.
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. UNT= unidade nefelométrica de turbidez.

FIGURA 14 - Diagrama de coagulação utilizando TAN contendo curvas de mesma cor aparente em função da concentração de coagulante x pH de coagulação para o efluente decantado com velocidades de a) 1,6 cm/min; b) 3,3 cm/min; e c) 5 cm/min

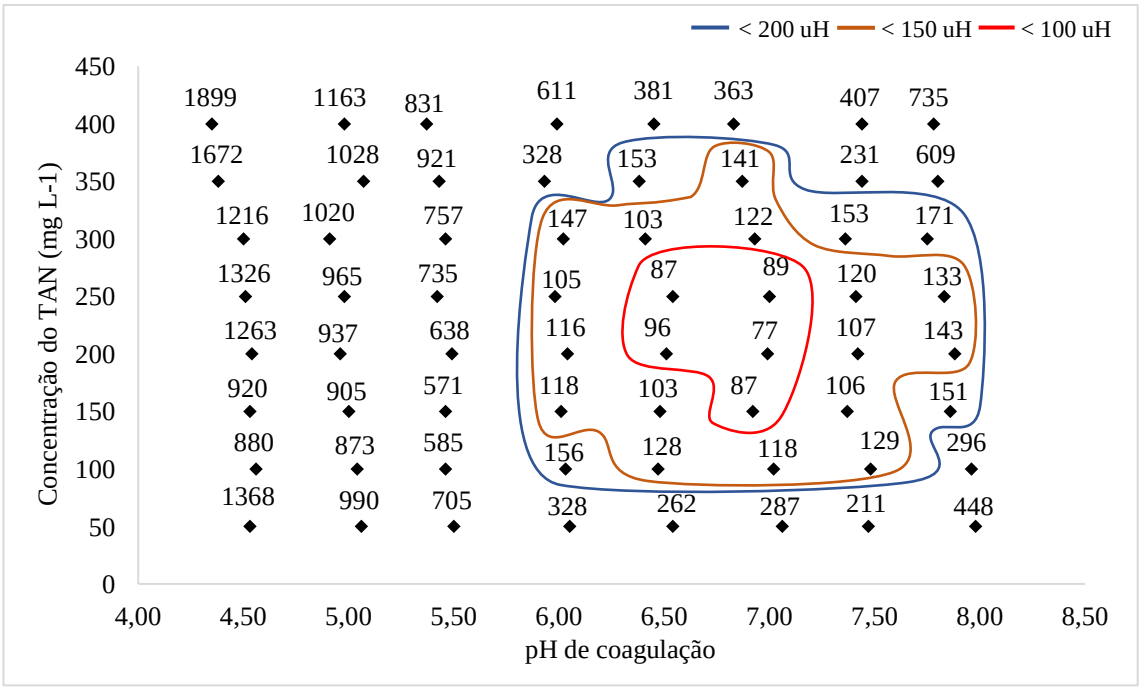


a)

b)



c)



Fonte: a autora
Nota: Valores iniciais: turbidez de cor aparente 1688 uH e pH 4,34.
Velocidade de agitação de 300 s^{-1}, tempo de agitação 15 segundos. uH= unidade Hazen.

Os resultados obtidos com o TAN, no que tange à redução da turbidez e da cor aparente, são apresentados nas Figuras 13 e 14. Na faixa de pH de 6,0 a 8,0, foi possível observar uma significativa diminuição da turbidez inicial de 202,5 UNT para valores abaixo de 20 UNT (curva azul) e posteriormente a turbidez remanescente foi inferior a 15 UNT (curva marrom) com concentrações de TAN variando entre 100 mg L^{-1} e 300 mg L^{-1}. No entanto, acima dessa faixa de concentração, a turbidez remanescente aumentou. Em pH 7,0, com

concentração de 150 mg L^{-1}, os valores de turbidez remanescente foram de 13,4 UNT e 12,2 UNT nas velocidades de sedimentação de 1,6 cm/min e 3,3 cm/min, respectivamente (Figura 13 – a e b). Além disso, observou-se uma redução adicional da turbidez, que atingiu 10,4 UNT na velocidade de sedimentação de 5 cm/min (Figura 13c).

A cor aparente inicial foi reduzida de 1688 uH para menos de 200 uH (curva azul) na faixa de pH entre 6,0 e 8,0, e para menos de 150 uH em pH entre 6,5 e 7,0. A uma velocidade de sedimentação de 5 cm/min, a cor remanescente permaneceu abaixo de 100 uH (curva vermelha). Em pH 7,0 e concentração de 150 mg L^{-1}, a cor aparente remanescente foi de 112 uH a 1,6 cm/min (Figura 14a), 102 uH a 3,3 cm/min (Figura 14b), e 87 uH a 5 cm/min (Figura 14c), indicando que a eficiência de remoção foi superior a 5 cm/min.

O pH do meio e a concentração de coagulante são fatores cruciais na eficácia da coagulação e sedimentação, pois influenciam diretamente a carga superficial das partículas em suspensão (Ribeiro *et al*., 2022). A remoção significativa de turbidez e cor aparente pode ser atribuída ao aumento do pH, que gera uma maior quantidade de cargas positivas na solução. Os taninos desestabilizam os coloides de forma mais eficaz em pH próximo ao neutro, adsorvendo as partículas e diminuindo tanto a turbidez quanto a cor aparente. Nesse intervalo de pH, o mecanismo predominante é a neutralização de cargas, onde os taninos atuam eficientemente devido à maior quantidade de cargas positivas disponíveis para a desestabilização e adsorção das partículas (Yang *et al*., 2019; Hameed *et al*., 2018).

Em pH ácido ou básico, a diminuição das cargas positivas dos coagulantes prejudica a interação com as cargas negativas dos poluentes, o que resulta em repulsão eletrostática. Essa repulsão dificulta a sedimentação e pode causar a ressuspensão das partículas coloidais. Além disso, em pH extremos, a escassez de cargas positivas reduz a interação entre as partículas e os taninos, favorecendo a formação de pontes poliméricas (Ribeiro *et al*., 2022; Yang *et al*., 2019; Yin, 2010). Portanto, é fundamental manter o pH dentro de uma faixa ideal, de modo a garantir que a quantidade de cargas positivas seja suficiente para neutralizar as partículas coloidais e otimizar a coagulação, ajustando também a concentração do coagulante para assegurar uma remoção eficaz dos poluentes presentes na solução.

A turbidez e a cor aparente remanescentes aumentam tanto em concentrações baixas quanto altas de taninos, o que pode ser explicado pela teoria de Bolto e Gregory (2007). Eles destacam que é essencial manter uma quantidade adequada de área desocupada nas partículas para a formação de pontes entre as moléculas de TAN e as cargas do meio. Quando a concentração de TAN é baixa, a remoção de cor e turbidez é reduzida devido à quantidade superior de cargas negativas no meio. Já em concentrações altas, o excesso de cargas catiônicas

pode resultar na ressuspensão do coagulante, aumentando a turbidez e a cor remanescente, pois a cobertura total das partículas dificulta a formação de pontes, prejudicando a eficiência do processo de coagulação (Hameed *et al*., 2016).

O coagulante à base de Tan foi investigado por Tonhato; Hasan e Sebastien (2019), que observaram que o coagulante apresentou o melhor desempenho em pH 4,9 com uma concentração de 0,23 mL L^{-1} (~246 mg L^{-1}), em efluentes de cervejaria, removendo 99% da turbidez e da cor aparente (turbidez inicial de 106,5 UNT e cor de 1620 uH). No presente estudo, o pH dos efluentes encontra-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação CONAMA 430/2011 (faixa de 5,0 a 9,0). Embora as remoções observadas sejam apenas 6% menores em comparação ao estudo mencionado, a concentração empregada nesta pesquisa foi 39% inferior, o que indica uma boa eficácia do coagulante em concentrações reduzidas.

Ferrari-Lima *et al*. (2013) aplicaram coagulantes à base de taninos em efluentes de postos de gasolina com turbidez inicial de 326 UNT, alcançando uma remoção de 90% com uma concentração de 500 mg L^{-1}, reduzindo a turbidez remanescente para 32,6 UNT. Huang *et al*. (2019) usaram coagulantes à base de taninos em efluentes de lavanderias, com turbidez inicial de 75 UNT e cor de 1185 uH, obtendo reduções de 83,64% na turbidez e 79,68% na cor. Em comparação, o presente estudo obteve uma redução de aproximadamente 93,4% na turbidez e cor aparente com uma concentração significativamente menor de 150 mg L^{-1}, indicando uma eficiência de remoção comparável ou superior aos resultados anteriores.

A Tabela 6 apresenta a comparação entre os coagulantes, destacando os valores iniciais de turbidez e cor aparente, as concentrações utilizadas e as porcentagens de remoção alcançadas. Os resultados mostram que o TAN obteve 93,4% de remoção para ambos os parâmetros, enquanto o $FeCl_3$ alcançou 93,9% e o PAC 94%. Embora o PAC tenha apresentado o melhor desempenho, ele e o TAN se destacaram por alcançarem altas remoções com concentrações menores (150 mg L^{-1}), enquanto o $FeCl_3$ precisou de uma concentração maior (200 mg L^{-1}) para resultados semelhantes. Assim, o TAN se revela uma alternativa promissora devido à sua eficiência comparável e ao fato de ser um coagulante natural, oferecendo menor impacto ambiental em relação aos coagulantes químicos tradicionais.

TABELA 6 - Comparação da eficácia de coagulantes na remoção de turbidez e cor aparente em função das concentrações utilizadas

	Concentrações (mg L^{-1})	Turbidez I (UNT)	Turbidez F (UNT)	Remoção (%)	Cor Ap. I (uH)	Cor Ap. F (uH)	Remoção (%)
$FeCl_3$	200	198,6	12,1	93,9%	1658	101	93,9%
PAC	150	210,3	12,5	94%	1753	104	94%
TAN	150	202,5	13,4	93,4%	1688	112	93,4%

Fonte: a autora

Nota: Turbidez I = turbidez inicial; Turbidez F = Turbidez final; Cor Ap. I = cor aparente inicial; Cor Ap. F = cor aparente final. UNT = Unidade Nefelométrica de Turbidez; uH = Unidade Hazen.

Os ensaios realizados por meio do Jar Test indicaram que o pH ideal para a coagulação foi 7,00 para todos os coagulantes avaliados. A otimização das concentrações resultou em uma remoção eficaz dos parâmetros analisados. A etapa de coagulação seguida de pré-filtração é eficaz no tratamento de efluentes, preparando-os adequadamente para a filtração rápida, especialmente quando a turbidez é inferior a 20 UNT, conforme os critérios recomendados para filtros de areia (Pelekani; Drikas; Bursill, 2001; Simate, 2015; Wegelin, 1996).

5.2. PRÉ TRATAMENTO DO EFLUENTE DA MICROCERVEJARIA POR DECANTO DIGESTOR

A Tabela 7 apresenta os resultados da caracterização físico-química dos efluentes da microcervejaria bruto e após passar pelos decanto digestores.

TABELA 7 - Caracterização físico-química dos efluentes de microcervejaria bruto e após decanto digestores (Media ± Dp, n=3)

Parâmetro	Bruto	DD	Remoção (%)
Cor Aparente (uH)	3215 ± 6,67	1865 ± 5,65	41,9%
Cor Verdadeira (uH)	1377 ± 11,13	398 ± 5,51	71,1%
DQO (mg L^{-1})	5409,26 ± 15,95	1268,48 ± 28,50	76,5%
Nitrato (mg L^{-1})	22,54 ± 2,17	9,69 ± 1,16	57,1%
Nitrito (mg L^{-1})	13,87 ± 3,50	2,68 ± 1,26	-
pH	4,82 ± 0,98	5,09 ± 0,25	80,7%
SDT (mg L^{-1})	5346 ± 16,09	2052 ± 10,26	61,2%
SST (mg L^{-1})	1697 ± 10,09	275 ± 11,06	83,8%
ST (mg L^{-1})	5974 ± 15,71	2785 ± 14,00	53,4%
Turbidez (UNT)	567 ± 12,76	128,50 ± 1,46	77,3%

Fonte: a autora

Nota: Bruto = efluente sem tratamento; DD = efluente decanto-digestor

A alta concentração de substâncias orgânicas nas águas residuais da cervejaria é a principal responsável pela elevada quantidade de sólidos e elevado valor de DQO, o que exige a adoção de métodos de tratamento eficazes para a remoção desses poluentes orgânicos.

Os valores de redução obtidos após o tratamento biológico deste trabalho são consistentes com os resultados apresentados por Tonhato; Hasan e Sebastien (2019), que compararam efluentes brutos de cervejaria sem tratamento com aqueles submetidos a um processo biológico, coletando seus efluentes após o tratamento em lagoa areada com microalgas. Os autores relataram uma remoção de 75,69% da DQO (reduzindo de 3629 mg L^{-1} para 880 mg L^{-1}), 58,40% na turbidez (de 256 UNT para 106,5 UNT), 33,06% na cor aparente (de 2420 uH para 1620 uH) e 13,28% nos SST (de 1400 mg L^{-1} para 1214 mg L^{-1}). Papadopoulos *et al*. (2020) caracterizaram seus efluentes provenientes de tanques de equalização e obtiveram um valor de DQO de 1420 mg L^{-1}, valor semelhante ao encontrado neste trabalho, que foi de 1268,48 mg L^{-1}.

Embora as reduções sejam significativas, os parâmetros físico-químicos tratados biologicamente ainda apresentaram valores elevados, indicando que um tratamento adicional é necessário para garantir a conformidade com os padrões de qualidade exigidos para o descarte final. A DQO, por exemplo, foi de 1268,48 mg L^{-1}, bem acima do limite permitido de 200 mg L^{-1} pela Resolução CEMA 070/09 (PARANÁ, 2009).

Os valores de nitrato obtidos foram de 9,69 mg L^{-1}, inferiores aos relatados na literatura, como os 22,7 mg L^{-1} encontrados por Daba *et al*. (2022) e os 33,39 mg L^{-1} registrados por Anwar e Rahaman (2020) em estudos de caracterização de efluentes de cervejaria. Por outro lado, os valores de nitrito e a cor aparente estão em conformidade com os reportados por Tonhato, Hasan e Sebastien (2019), que analisaram efluentes após tratamento biológico. Em relação aos valores de pH, os encontrados estão dentro da faixa mencionada na literatura e próximos à faixa exigida pela Resolução CONAMA Nº 430/2011 (BRASIL, 2011; Choi *et al*., 2015; Tonhato; Hasan; Sebastien, 2019). O valor da turbidez encontrado neste trabalho foi de 128,6 UNT, semelhante ao descrito por Tolkou e Zouboulis (2022), que relataram 143 UNT ao caracterizar seus efluentes pós-tratamento aeróbico.

A caracterização dos efluentes de cervejaria após tratamentos biológicos, embora ocorra uma redução considerável de alguns parâmetros, os níveis de sólidos permanecem preocupantemente elevados. Por exemplo, Daba *et al*. (2022) relataram valores de SDT de aproximadamente 2952,8 mg L^{-1}, e Okolo; Nnaju e Onukwuli (2016) encontraram concentrações de 3438,5 mg L^{-1}, enquanto o presente estudo obteve 2052 mg L^{-1}. Em relação aos SST, Choi (2016) registrou 302,5 mg L^{-1}, valores próximos aos observados neste trabalho,

que foram de 275 mg L^{-1}. Quanto aos ST, o valor encontrado neste estudo foi de 2785 mg L^{-1}, em linha com os relatados na literatura, que variam entre 1530 e 2924 mg L^{-1}, como descritos por Chaitanyakumar *et al*. (2011).

Apesar de os tratamentos biológicos reduzirem parcialmente os poluentes, eles não garantem a conformidade com os limites regulatórios para descarte ambiental seguro. Com a expansão das microcervejarias e o aumento da carga de efluentes, torna-se essencial um pós-tratamento para complementar o processo biológico. A sobrecarga das ETEs e o risco de descarte inadequado ameaçam a qualidade dos corpos d'água.

Assim, o pós-tratamento é necessário para proteger os recursos hídricos e atender às regulamentações ambientais. Além de mitigar impactos, um tratamento avançado contribui para a sustentabilidade das microcervejarias, prevenindo sanções regulatórias.

5.3 PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DA MICROCERVEJARIA SEGUIDA POR COAGULAÇÃO DUPLA E TRIPLA FILTRAÇÃO

5.3.1 Tratamento de Efluente de Microcervejaria por Coagulação e Dupla e Tripla Filtração - Remoção de Cor, Turbidez e Sólidos

Durante o tratamento de coagulação (COA) seguido de DF e TF, foi observada uma redução significativa na turbidez e cor dos efluentes em comparação com os valores iniciais. Por exemplo, nos diagramas de coagulação com $FeCl_3$, uma concentração de 200 mg L^{-1} foi inicialmente necessária para reduzir a turbidez para abaixo de 20 UNT, partindo de 198,6 UNT. No entanto, nos ensaios de DF e TF, a turbidez inicial foi de 128,5 UNT, permitindo um ajuste na concentração de $FeCl_3$ para 130 mg L^{-1}, utilizando o cálculo de diluição $C_1V_1 = C_2V_2$, o que garantiu a eficácia desejada sem desperdício. Esse ajuste, aplicado também ao PAC (90 mg L^{-1}) e ao TAN (95 mg L^{-1}), otimizou o processo, garantindo a eficiência do tratamento e minimizando os impactos ambientais.

Os resultados de remoção de cor, turbidez e sólidos estão apresentados na Tabela 8.

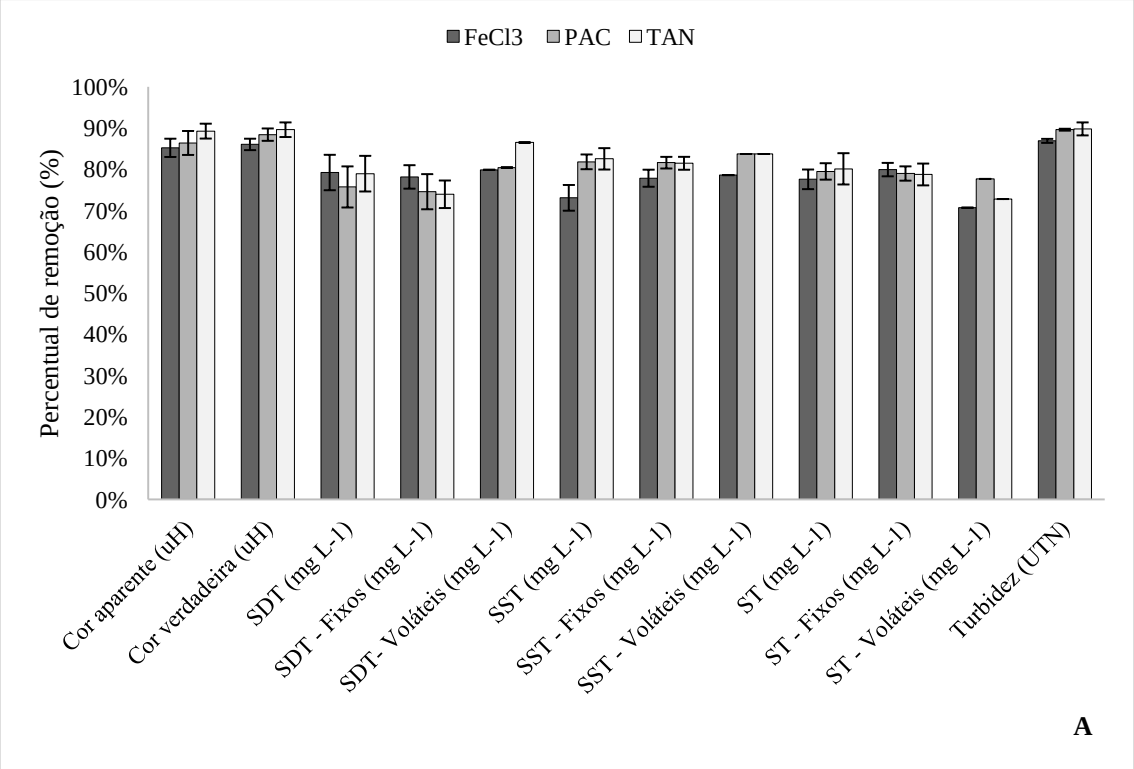
Tabela 8 - Remoção dos Parâmetros cor, turbidez e sólidos do Efluente de Microcervejaria (Media ± Dp, n=3)

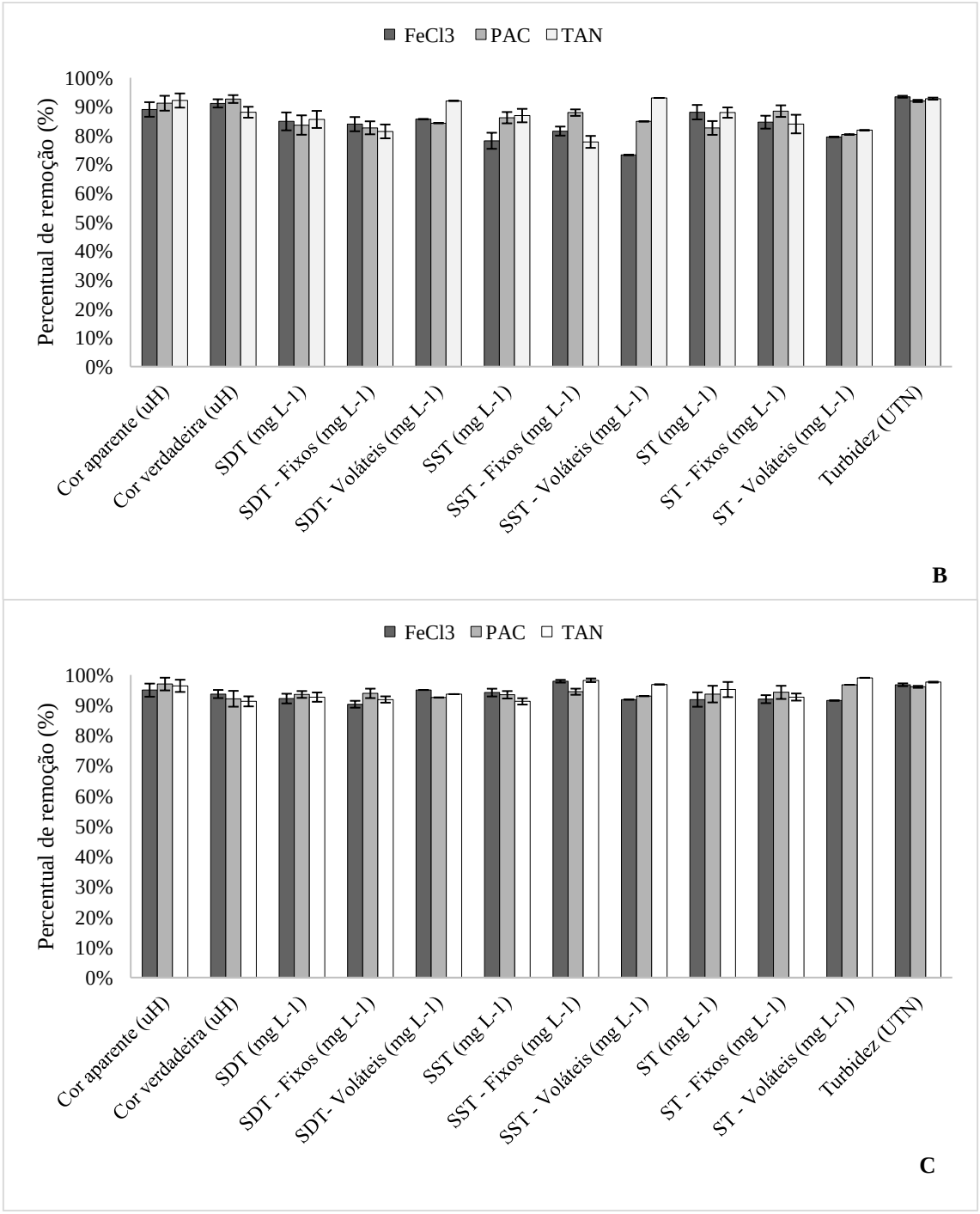
Etapa	Coagulante	Cor Aparente (uH)	Cor Verdadeira (uH)	SDT (mg L^{-1})	SDT - Fixos (mg L^{-1})	SDT – Voláteis (mg L^{-1})	SST (mg L^{-1})	SST - Fixos (mg L^{-1})	SST - voláteis (mg L^{-1})	ST (mg L^{-1})	ST – Fixos (mg L^{-1})	ST - Voláteis (mg L^{-1})	Turbidez (NTU)
30 MINUTOS													
COA		276±2,21	56±1,38	426±4,29	280±2,85	0,0073	74±3,12	24±1,22	0,0027	624±2,38	348±1,63	0,0139	16,83±0,49
DF	$FeCl_3$	205±2,53	35±1,43	310±3,10	206±2,46	0,0052	60±2,79	20±0,93	0,0023	332±2,51	266±2,23	0,0097	8,44±0,34
TF		93±2,16	25±1,35	160±1,60	124±1,14	0,0018	16±1,28	2±0,43	0,0007	226±2,39	138±1,32	0,0040	4,16±0,46
COA		254±2,90	46±1,50	498±4,98	426±4,26	0,0071	50±1,79	21±1,41	0,0014	571±1,99	364±1,73	0,0106	13,35±0,23
DF	PAC	164±2,58	29±1,36	336±3,36	222±2,24	0,0057	38±1,96	12±1,12	0,0013	484±2,39	200±2,00	0,0093	10,32±0,39
TF		56±2,10	31±2,62	132±1,13	78±1,56	0,0027	18±1,23	6±1,01	0,0006	176±2,76	100±2,18	0,0015	5,04±0,33
COA		200±1,80	41±1,77	432±4,32	334±3,34	0,0049	48±2,59	20±1,57	0,0014	553±3,79	368±2,65	0,0129	13,10±1,57
DF	TAN	147±2,45	48±1,89	296±2,96	238±2,4	0,0029	36±2,33	24±2,07	0,0006	336±1,78	278±3,21	0,0086	9,28±0,35
TF		67±2,02	35±1,66	150±1,54	104±1,04	0,0023	24±1,05	2±0,61	0,0002	134±2,50	126±1,18	0,0004	3,04±0,15
60 MINUTOS													
COA		298±1,83	51±2,15	326±4,27	340±3,40	0,0043	64±3,24	18±1,33	0,0023	596±2,01	326±1,81	0,0126	15,75±0,25
DF	$FeCl_3$	185±1,47	41±2,06	374±3,76	212±1,85	0,0045	22±1,03	16±1,39	0,0003	400±1,92	236±1,94	0,0082	5,75±0,36
TF		79±1,69	17±2,67	152±1,52	112±0,88	0,0020	14±1,18	4±0,75	0,0005	188±2,29	128±1,10	0,0030	3,87±0,16
COA		244±1,70	75±2,52	452±4,52	262±2,68	0,0057	54±2,57	20±1,01	0,0017	534±3,15	294±2,14	0,0114	12,93±0,20
DF	PAC	163±1,88	49±2,27	150±1,55	112±0,95	0,0055	38±1,68	14±1,26	0,0012	390±2,26	96±3,61	0,0089	6,28±0,26
TF		76±2,78	28±2,74	52±1,04	44±0,90	0,0004	20±1,45	4±0,99	0,0008	196±2,55	70±1,15	0,0020	2,08±0,19
COA		198±1,74	51±1,44	458±4,58	350±3,50	0,0054	50±1,51	18±1,40	0,0016	624±2,80	342±2,08	0,0119	10,60±0,98
DF	TAN	163±2,73	45±2,04	228±2,28	198±1,98	0,0015	26±1,09	12±0,88	0,0007	548±2,44	266±1,19	0,0078	4,83±0,39
TF		59±2,09	15±2,75	124±1,24	94±1,71	0,0015	16±1,46	2±0,52	0,0007	174±1,64	136±1,65	0,0026	3,27±0,35
90 MINUTOS													
COA		217±2,22	57±2,61	410±4,10	320±3,20	0,0045	64±2,89	20±1,75	0,0022	474±2,47	318±2,05	0,0104	14,35±0,36
DF	$FeCl_3$	165±1,48	42±2,43	206±2,32	176±1,76	0,0051	20±1,31	12±0,68	0,0004	332±2,17	220±1,17	0,0078	5,39±0,37
TF		58±1,90	26±2,12	72±1,44	58±1,16	0,0007	12±1,27	4±0,55	0,0004	172±2,49	120±1,34	0,0024	3,29±0,24
COA		251±1,21	49±2,66	374±3,74	236±2,36	0,0069	30±2,13	18±3,59	0,0006	574±2,99	288±1,00	0,0119	12,81±0,43
DF	PAC	164±2,56	34±2,19	158±1,59	130±1,30	0,0014	20±1,11	10±0,83	0,0005	352±2,42	158±1,97	0,0078	3,64±0,32
TF		45±2,41	14±1,93	68±1,37	54±1,08	0,0007	14±1,29	4±0,42	0,0005	104±1,87	88±1,61	0,0026	1,98±0,25
COA		186±2,69	51±1,72	502±5,02	346±3,46	0,0078	46±1,62	18±1,49	0,0014	632±1,84	336±1,95	0,0137	9,71±0,24
DF	TAN	149±1,58	42±2,25	316±3,16	234±2,34	0,0041	18±0,98	9±0,97	0,0005	532±2,83	122±1,53	0,0083	3,43±0,50
TF		41±2,11	17±1,07	112±1,12	106±1,06	0,0003	10±1,25	2±0,70	0,0004	170±2,30	88±2,31	0,0025	1,71±0,11

De acordo com os valores apresentados na Tabela 8, observou-se que não houve uma variação significativa no desempenho dos coagulantes, com os três apresentando desempenhos semelhantes na remoção dos parâmetros físicos. As análises das etapas de COA, DF e TF revelam que os valores remanescentes dos parâmetros analisados diminuíram progressivamente. A maior eficiência observada na TF em comparação com a DF e a COA sugere que a combinação de filtração adicional proporciona uma remoção mais completa dos contaminantes.

As Figuras 15, 16 e 17 ilustram graficamente os valores obtidos no tratamento do efluente de microcervejaria, referentes às etapas de COA, DF e TF, respectivamente, elas estão baseadas nos dados da Tabela 7, representam as porcentagens de remoção dos parâmetros analisados.

FIGURA 15 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 30 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF

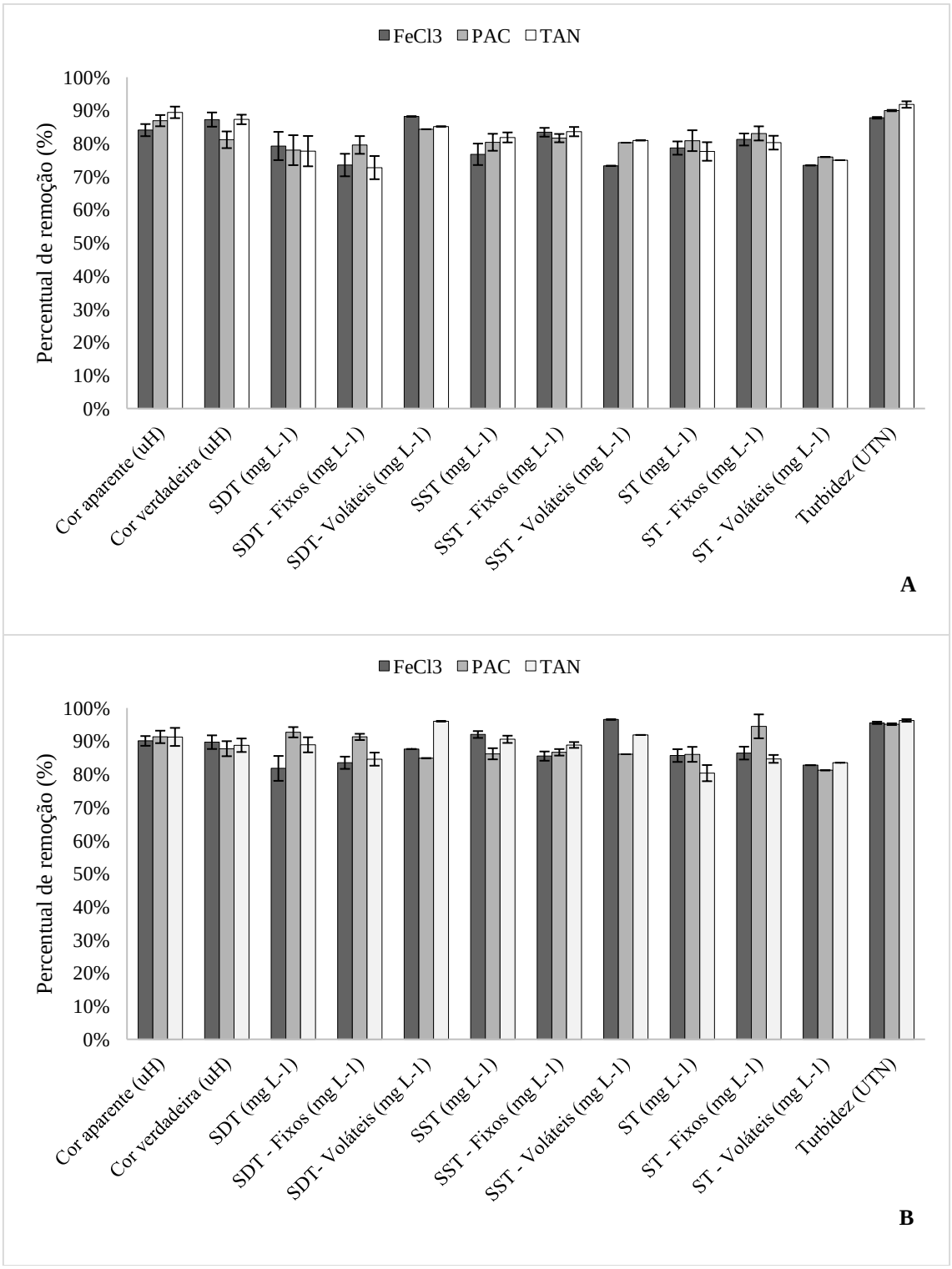


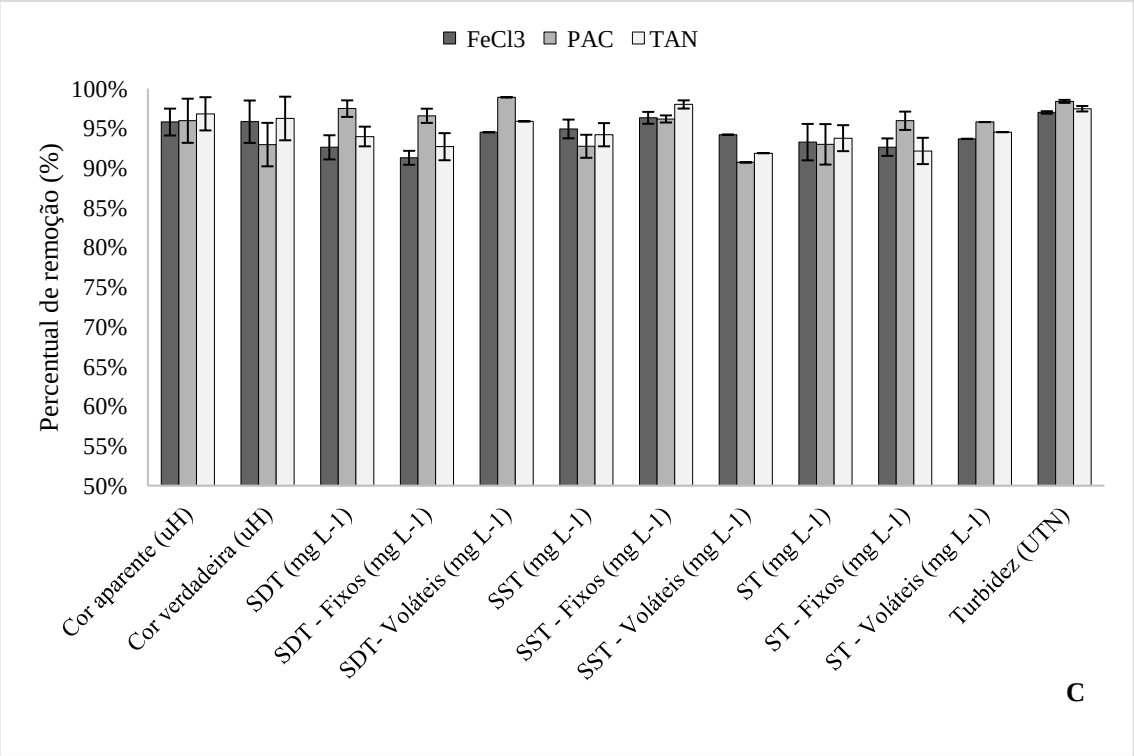


Fonte: a autora

Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração; SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; SST= Sólidos Suspensos Totais; ST = Sólidos Totais.

FIGURA 16 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 60 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF

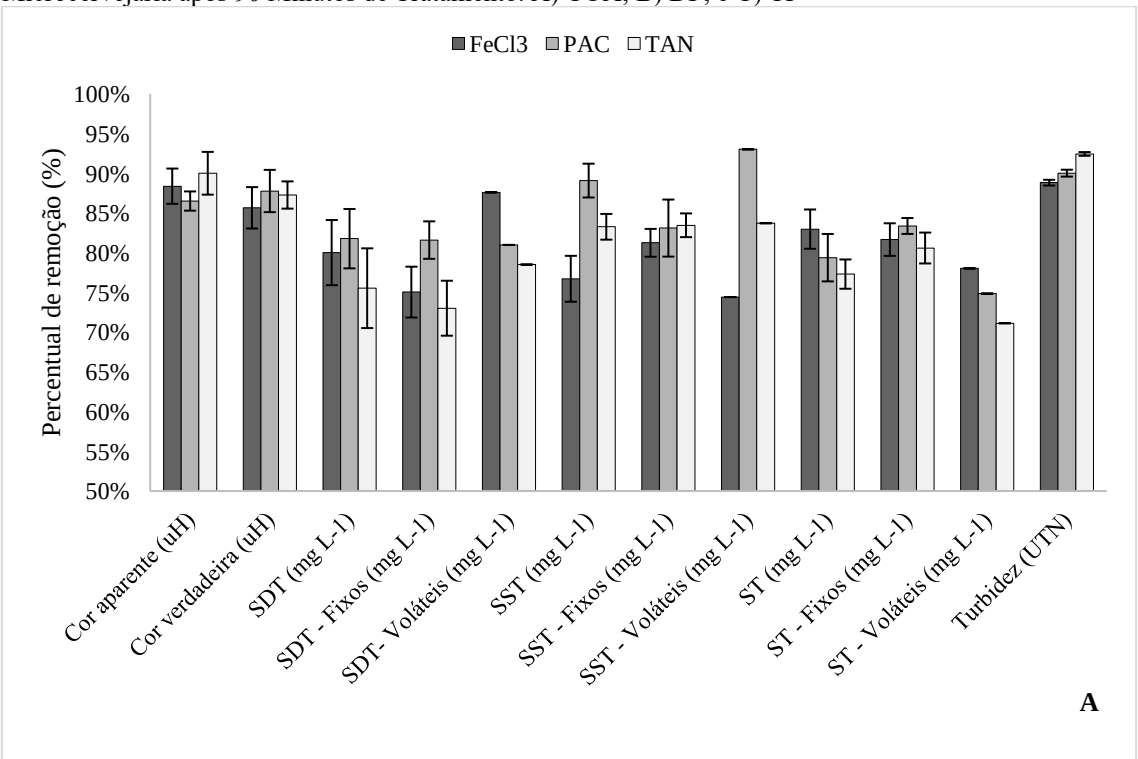


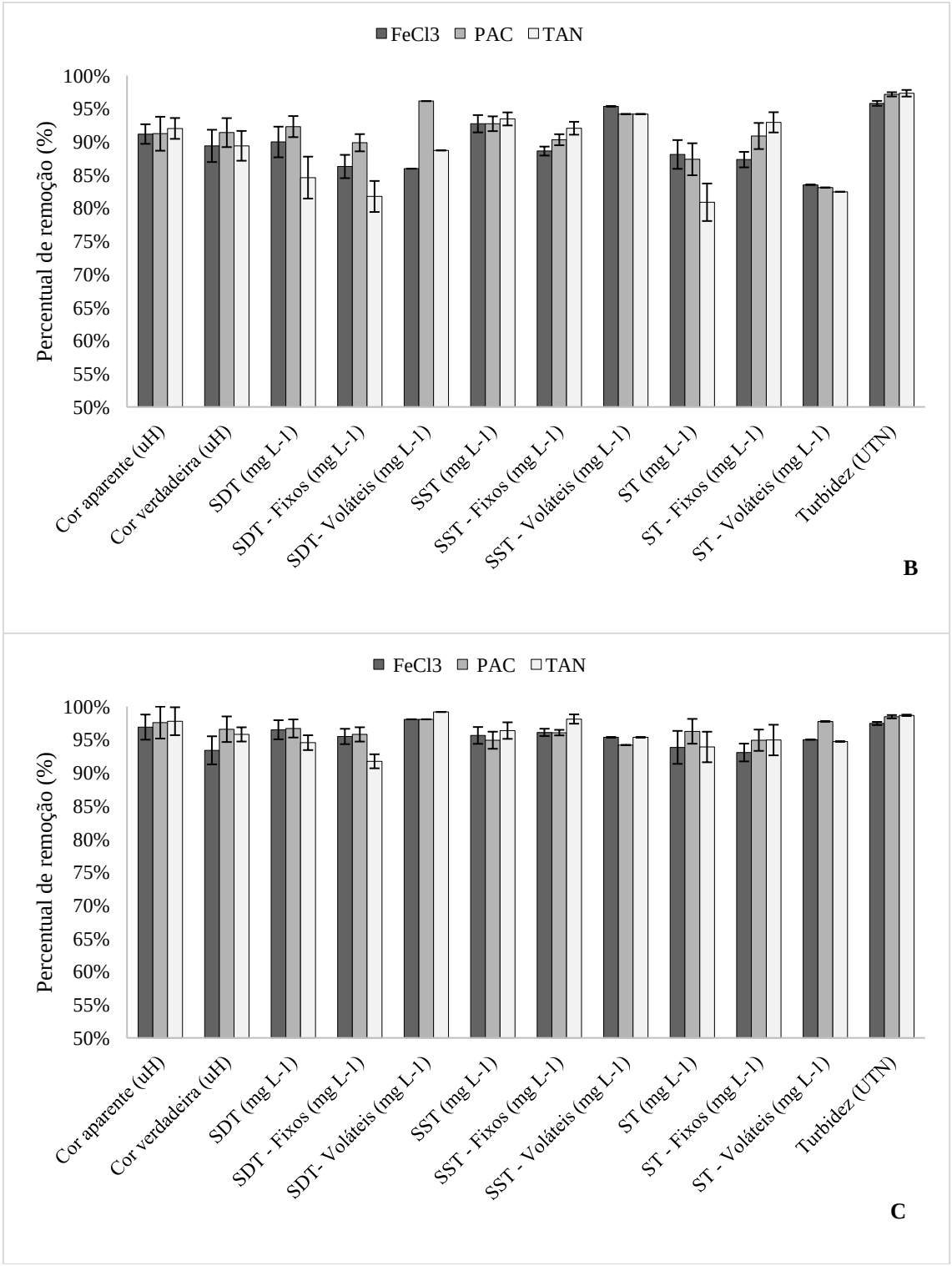


Fonte: a autora

Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração; SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; SST= Sólidos Suspensos Totais; ST = Sólidos Totais.

FIGURA 17 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físicos do Efluente de Microcervejaria após 90 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF





Fonte: a autora

Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração; SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; SST= Sólidos Suspensos Totais; ST = Sólidos Totais.

De acordo com os dados obtidos na etapa de COA (Figura 15A), o TAN apresentou desempenho ligeiramente superior na remoção de cor aparente, cor verdadeira e SDT voláteis (~89%, 90% e 87%, respectivamente), enquanto o PAC destacou-se na remoção de SST fixo e

ST volátil (~82% e 78%), e o $FeCl_3$ teve melhor desempenho em SDT fixo e ST fixo (~78% e 80%). Nas remoções de SDT, SST voláteis e turbidez, o TAN competiu de forma eficaz com os coagulantes metálicos, alcançando aproximadamente 79%, 84% e 90%, respectivamente. Com o tempo de sedimentação estendido para 60 minutos, o TAN continuou a apresentar desempenho superior (Figura 16A). No entanto, após 90 minutos (Figura 17A), o PAC passou a ter um desempenho ligeiramente melhor.

Na etapa de DF, o TAN manteve um desempenho elevado, com percentual de maiores nos parâmetros como cor aparente, SDT voláteis, SST voláteis e turbidez. O PAC mostrou melhores resultados em cor verdadeira (93%) e SST fixo (88%). O $FeCl_3$ foi eficiente na remoção de SDT fixo (84%) e demonstrou equivalência ao TAN na turbidez (93%) (Figura15B). Com o aumento do tempo de filtração para 60 e 90 minutos, observou-se uma melhora na eficiência dos coagulantes, chegando a 98% de remoção para SDT voláteis e 97% para turbidez com o PAC e o TAN, enquanto o $FeCl_3$ alcançou 96% (Figura 16 e 17 - B).

Na etapa de TF (Figura 15C), o TAN destacou-se na remoção de SST fixo (98%), SST volátil (97%), ST (95%), ST volátil (99%) e turbidez (98%), com desempenho na remoção de SST fixo (98%) semelhante ao obtido com $FeCl_3$. O PAC apresentou melhor desempenho nas remoções de cor aparente (97%), SDT (94%), SDT fixo (94%) e ST fixo (94%). Já o $FeCl_3$ teve melhores resultados na remoção de cor verdadeira (94%), SDT voláteis (95%) e SST (94%). As etapas de 60 e 90 minutos demonstraram que os filtros mantiveram alto desempenho sem necessidade de retrolavagem, evidenciando a robustez do processo (Figuras 16 e 17 – C).

A etapa de COA mostrou-se eficiente como pré-tratamento, com remoção superior a 78%, enquanto a TF se destacou com remoções próximas a 100%, especialmente para PAC e TAN, que superaram o $FeCl_3$. O PAC, com sua estrutura polimérica, favorece a captura de partículas e compostos orgânicos (Maldhure; Khadse; Labhasetwar, 2021; Onen *et al*., 2018). Já o TAN forma flocos densos que melhoram a remoção de turbidez e cor (Das *et al*., 2022; Hameed *et al*., 2016; Yin, 2010). Assim, PAC e TAN demonstram-se vantajosos, recomendados para a remoção de sólidos, cor e turbidez em efluentes de microcervejarias.

Ao estudar a coagulação como etapa pré-tratamento em efluentes de cervejaria, Tonhato, Hasan e Sebastien (2019) utilizaram um coagulante à base de taninos, obtendo remoções de 99% da cor aparente e da turbidez, além de 40,8% dos ST. Os valores iniciais foram de 106,5 UNT para turbidez, 1620 uH para cor aparente e 1214,5 mg L^{-1} para ST, com pH de 4,9 e uma concentração de coagulante de 0,23 mL L^{-1} (~246 mg L^{-1}). No presente estudo, com uma concentração de 95 mg L^{-1} (61,38% menor) e pH próximo a 7,0, foram alcançadas

remoções de 98% da turbidez, 96% da cor aparente e 95% dos ST em 30 minutos, evidenciando a eficiência do coagulante utilizado.

Em relação ao uso de PAC para o tratamento de efluentes de cervejaria, Shabangu, Bakare e Bwapwa (2022) conseguiram uma remoção de cerca de 75% da turbidez com uma concentração de 70 mg L^{-1} e turbidez inicial de 76,20 UNT. Comparando com o presente estudo, que utilizou uma concentração de 90 mg L^{-1} e turbidez inicial de 128,4 UNT (aproximadamente 40,7% superior), foi possível atingir uma remoção de 90% da turbidez na etapa de coagulação e 96% na etapa de TF em 30 minutos.

Ao investigar a aplicação de $FeCl_3$ no tratamento de efluentes de cervejaria, Simate *et al*. (2012) conseguiram uma remoção de turbidez de 82,3% (de 85 UNT para 15 UNT) com uma concentração de 60 mg L^{-1}. Em contraste, neste estudo, com uma turbidez inicial de 128,4 UNT (~33,8% maior) e uma concentração de $FeCl_3$ de 130 mg L^{-1}, obteve-se uma remoção de 87% na etapa de coagulação e 97% na etapa de TF, indicando uma maior eficiência de remoção, embora a concentração de coagulante tenha sido significativamente superior.

Em termos de coagulação seguida por filtração rápida, Costa *et al*. (2021) aplicaram um processo de coagulação seguido de filtração rápida com cascalho e zeólitas clinoptilolita, seguido por ozonização para tratar efluentes de reatores UASB. Esse tratamento alcançou 99% de remoção de turbidez (inicial de 54 UNT) e eliminou completamente os sólidos suspensos totais (SST) usando 80 mg L^{-1} de $FeCl_3$. Silva e Campos (2022), por sua vez, utilizaram 20 mg L^{-1} de cloreto férrico com filtração direta (cascalho, areia e carvão ativado ou zeólita), removendo aproximadamente 99% da turbidez, cor e SST, com valores iniciais de 38,8 UNT, 240 uH e 33,66 mg L^{-1}, respectivamente. Outro estudo utilizando coagulação seguida de filtração direta com areia, carvão antracite e nanotubos de carbono em efluentes de cervejaria provenientes da saída do reator UASB (manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente), conseguindo reduzir significativamente a turbidez de 85 UNT para 5 UNT (cerca de 94,1%) (Simate *et al.* 2015)

No presente estudo, com uma concentração de $FeCl_3$ de 130 mg L^{-1} e sem a adição de oxidantes, foram alcançadas remoções de 99% da turbidez, 98% da cor aparente e 96% dos SST na etapa de TF. Embora não tenhamos atingido 100% de remoção, o desempenho é altamente competitivo, especialmente considerando a carga poluente inicial substancialmente mais elevada.

De acordo com as Figuras 15 a 17, não houve diferença significativa entre os resultados obtidos nas diferentes etapas de coagulação, DF e TF com os coagulantes TAN, PAC e $FeCl_3$. Esses dados indicam que os processos de coagulação e filtração aplicados atendem

adequadamente às condições operacionais necessárias para a remoção eficaz de turbidez, cor e sólidos em efluentes de microcervejarias, mesmo com cargas poluentes iniciais elevadas.

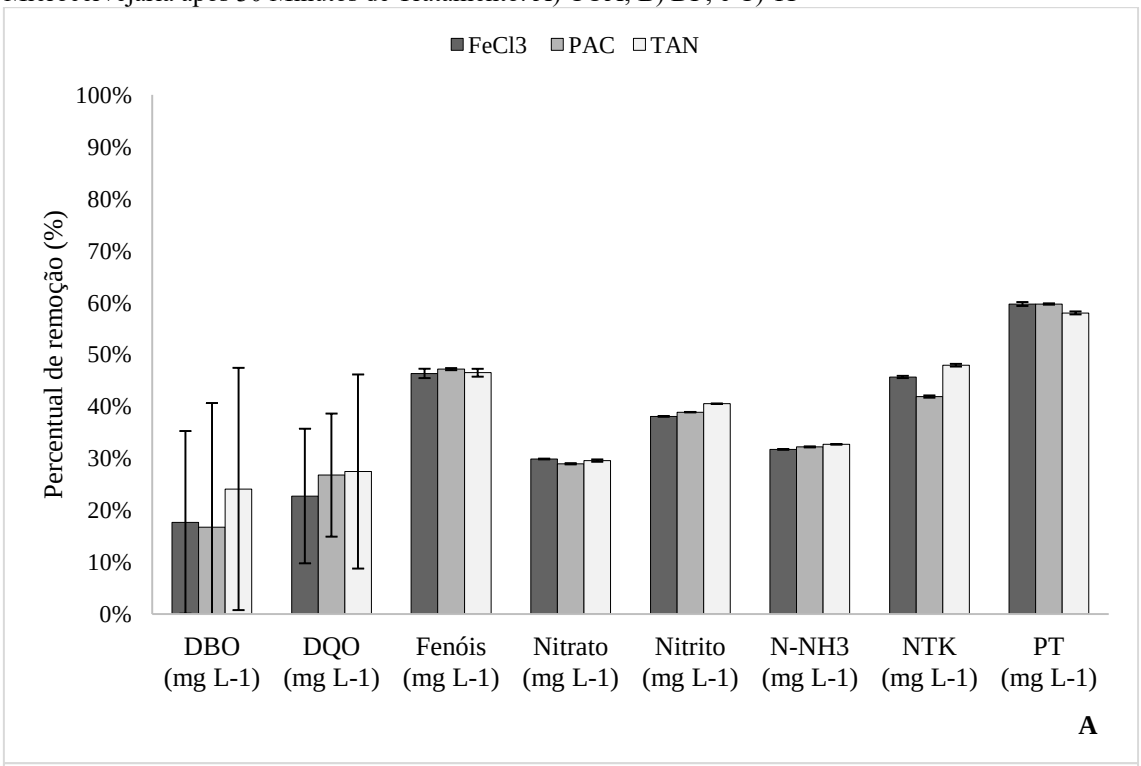
5.3.2 Tratamento de Efluente de Microcervejaria por Coagulação e Dupla e Tripla Filtração - Remoção de DQO, DBO, Fenóis, Série de Nitrogênio e Fósforo

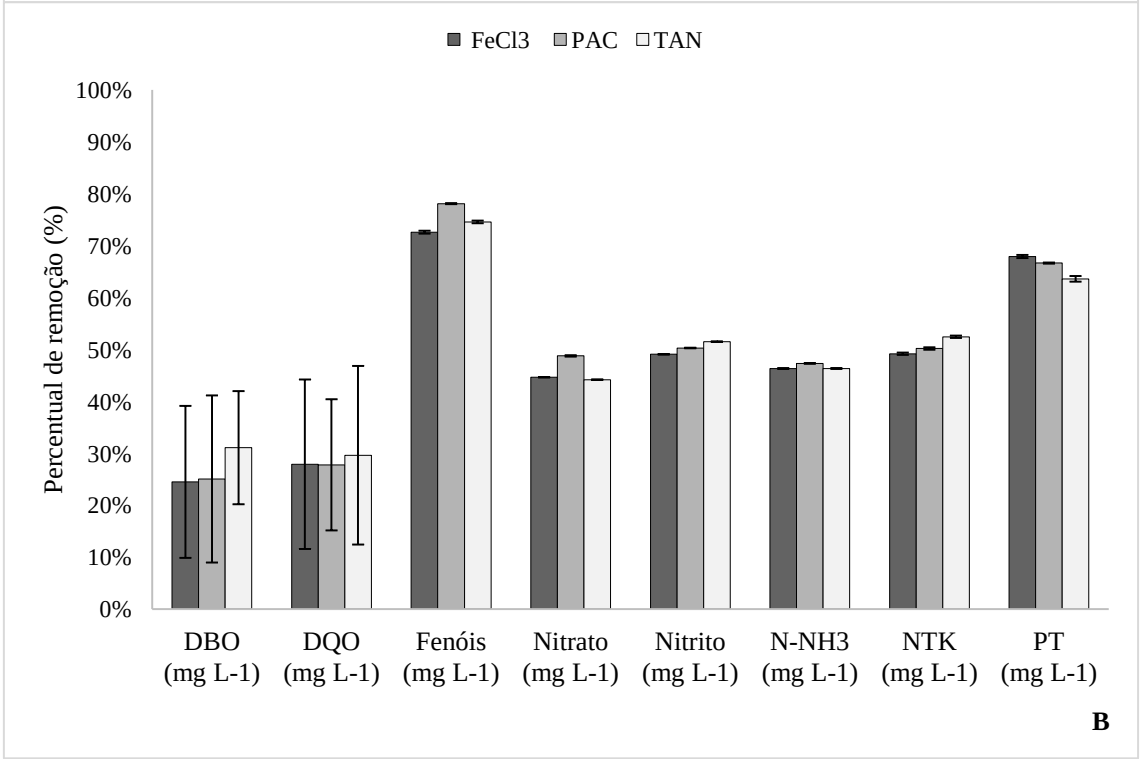
Na Tabela 9, são apresentados os dados sobre a remoção dos parâmetros físico-químicos, incluindo DBO, DQO, fenóis, NTK, N-NH_3, NO_3^-, NO_2^-, e PT, dos efluentes de microcervejaria utilizando os processos de coagulação seguidos de DF e TF. As amostras foram coletadas em intervalos de 30, 60 e 90 minutos para avaliar a eficácia contínua dos filtros ao longo do tempo.

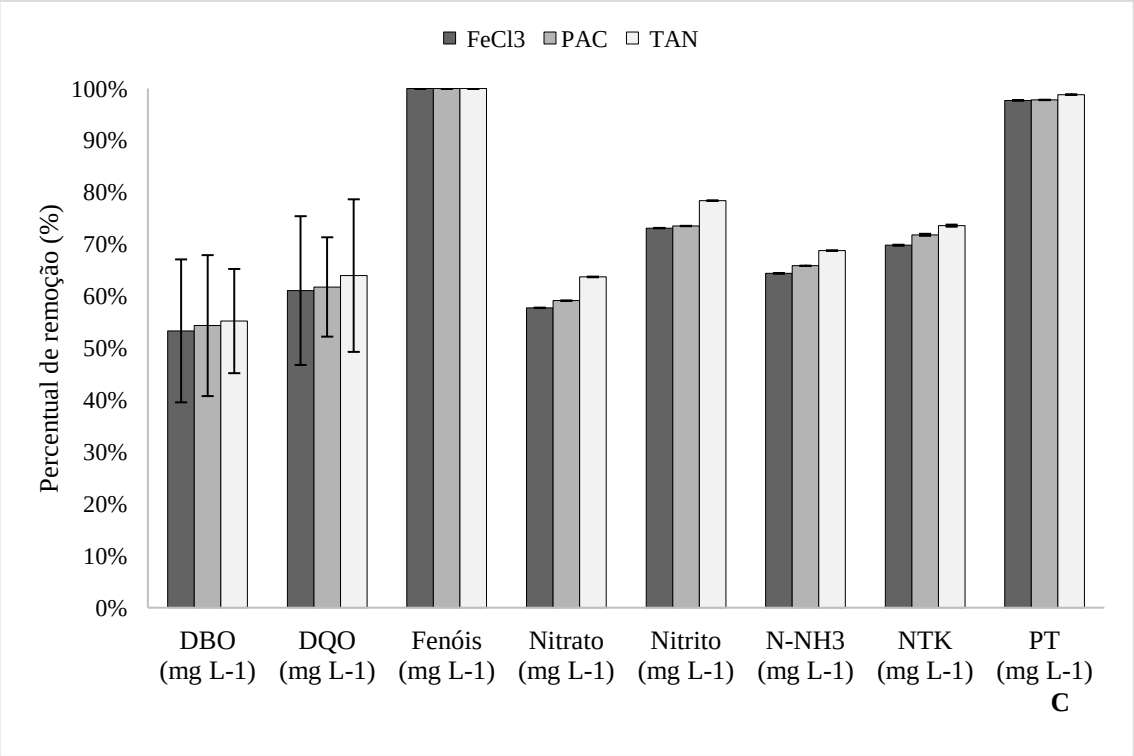
TABELA 9– Remoção dos Parâmetros de DBO, DQO, Fenóis, NTK, N-NH_3, NO_3^-, NO_2^-, e PT

Etapa	Coagulante	pH	DBO_5 (mg L^{-1})	DQO (mg L^{-1})	Fenóis (mg L^{-1})	Nitrato (mg L^{-1})	Nitrito (mg L^{-1})	N-NH_3 (mg L^{-1})	NTK (mg L^{-1})	PT (mg L^{-1})
30 MINUTOS										
COA	$FeCl_3$	7,19 ± 0,06	560,46±17,59	980,17±12,96	6,90±0,90	6,79±0,07	1,66±0,03	14,93±0,06	33,60±0,30	4,64±0,31
DF			513,90±14,64	914,55±16,32	3,52±0,28	5,36±0,05	1,37±0,05	11,73±0,08	31,42±0,32	3,46±0,24
TF			317,74±13,76	493,69±14,33	0,00±0	4,09±0,04	0,72±0,04	7,79±0,05	18,67±0,14	0,25±0,03
COA	PAC		566,71±23,90	929,05±11,86	6,79±0,20	6,88±0,12	1,64±0,05	14,83±0,10	35,93±0,30	4,34±0,10
DF			510,08±16,90	916,02±12,63	2,82±0,10	4,96±0,14	1,33±0,06	11,52±0,02	30,80±0,23	3,59±0,09
TF			310,86±13,58	484,87±9,57	0,00±0	3,96±0,05	0,71±0,04	7,47±0,03	17,42±0,11	0,24±0,03
COA	TAN		516,71±23,33	920,26±18,69	6,88±0,76	6,82±0,23	1,60±0,04	14,72±0,04	32,20±0,26	4,52±0,23
DF			469,04±10,90	892,61±17,20	3,27±0,26	5,40±0,05	1,30±0,1	11,73±0,06	29,40±0,22	3,92±0,45
TF			304,90±10,04	457,07±14,70	0,00±0	3,51±0,07	0,58±0,02	6,83±0,01	16,33±0,14	0,13±0,02
60 MINUTOS										
COA	$FeCl_3$		561,69±12,40	962,33±13,95	6,80±0,46	6,70±0,21	1,62±0,06	13,87±0,10	34,07±0,21	4,84±0,05
DF			469,10±13,12	841,51±11,60	3,45±0,05	5,45±0,05	1,30±0,04	12,05±0,02	29,29±0,04	3,51±0,18
TF			310,52±11,43	503,48±13,94	00,00±	4,13±0,06	0,75±0,05	6,93±0,03	16,95±0,27	0,14±0,01
COA	PAC		540,22±12,12	1008,10±13,93	6,83±1,05	6,60±0,22	1,52±0,05	14,93±0,06	35,15±0,24	4,72±0,15
DF			507,74±14,77	906,37±13,78	3,15±0,58	5,17±0,09	1,27±0,03	10,99±0,04	30,49±0,32	3,72±0,04
TF			298,18±13,38	491,13±10,88	0,00±0	4,15±0,04	0,74±0,04	7,04±0,03	16,64±0,20	0,16±0,01
COA	TAN		534,40±23,82	961,14±14,23	6,72±0,11	6,32±0,23	1,71±0,05	14,40±0,05	33,91±0,14	4,58±0,12
DF			466,82±15,02	868,12±14,41	3,03±0,05	4,59±0,07	1,27±0,03	11,20±0,05	30,49±0,29	3,34±0,06
TF			288,02±15,07	460,22±14,91	0,00±0	3,65±0,02	0,61±0,04	6,93±0,03	13,53±0,06	0,22±0,04
90 MINUTOS										
COA	$FeCl_3$		548,85±12,49	956,99±13,61	6,70±0,60	6,61±0,16	1,60±0,06	14,93±0,08	33,91±0,32	4,43±0,08
DF			451,80±14,13	879,95±12,30	2,95±0,35	5,40±0,06	1,34±0,08	11,20±0,05	29,09±018	3,34±0,08
TF			343,40±8,29	495,98±9,63	0,00±0	4,12±0,06	0,80±0,05	7,47±0,03	18,67±0,14	0,24±0,03
COA	PAC		554,83±14,20	988,90±12,40	6,18±1,06	6,67±0,14	1,56±0,03	14,29±0,08	33,44±0,26	4,37±0,14
DF			434,22±11,08	936,48±12,85	3,45±0,25	5,03±0,07	1,28±0,03	10,67±0,03	28,78±0,11	3,84±0,04
TF			300,61±12,53	487,77±11,85	0,00±0	4,32±0,08	0,81±0,05	7,47±0,06	18,82±0,16	0,25±0,03
COA	TAN		507,69±12,69	889,47±10,62	6,33±0,64	6,04±0,14	1,66±0,02	14,19±0,01	32,98±0,20	4,55±0,09
DF			486,81±10,13	878,70±14,74	3,01±0,11	4,74±0,14	1,29±0,08	10,13±0,08	26,75±0,25	4,28±0,38
TF			276,6211,66	455,17±11,46	0,00±0	3,73±0,05	0,69±0,05	6,61±0,01	14,47±0,16	0,13±0,02

FIGURA 18 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físico-químicos do Efluente de Microcervejaria após 30 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF

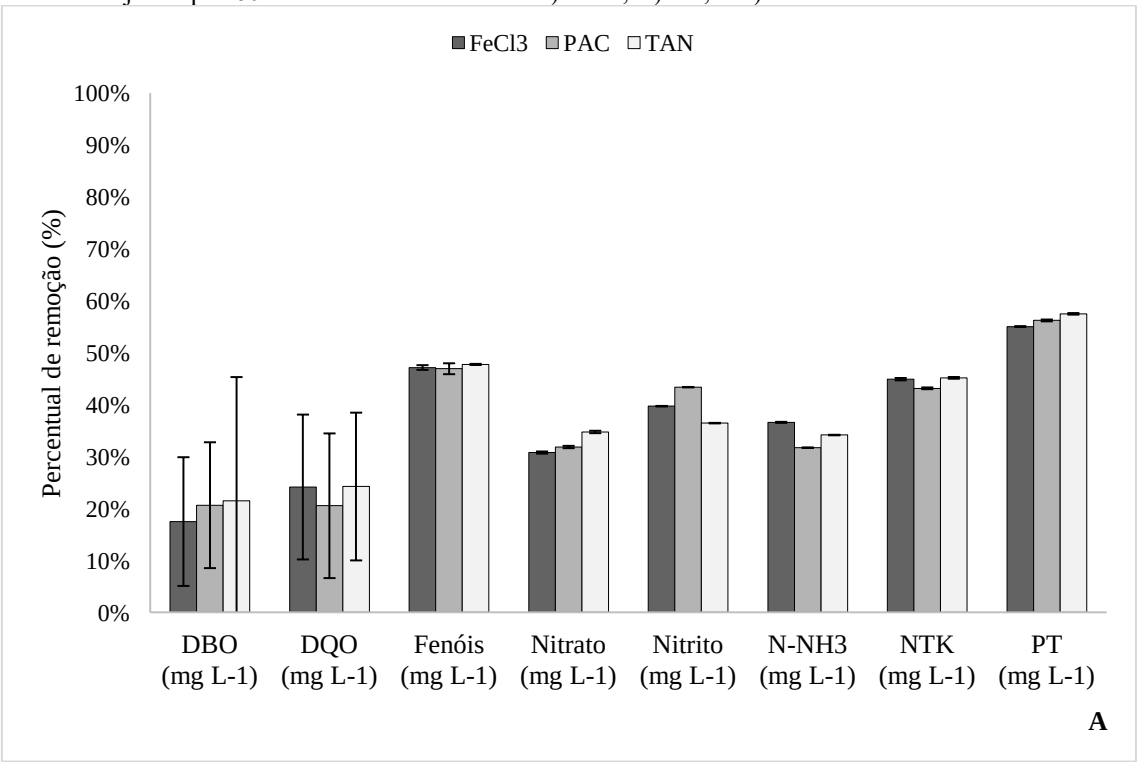


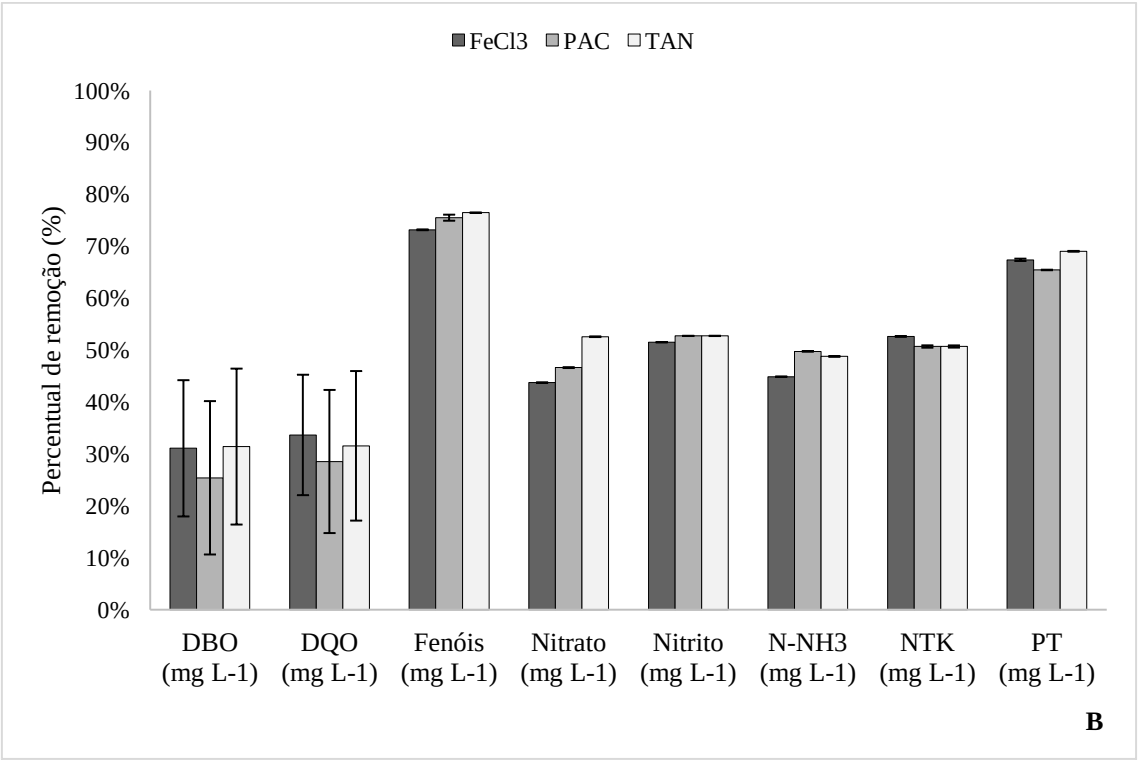


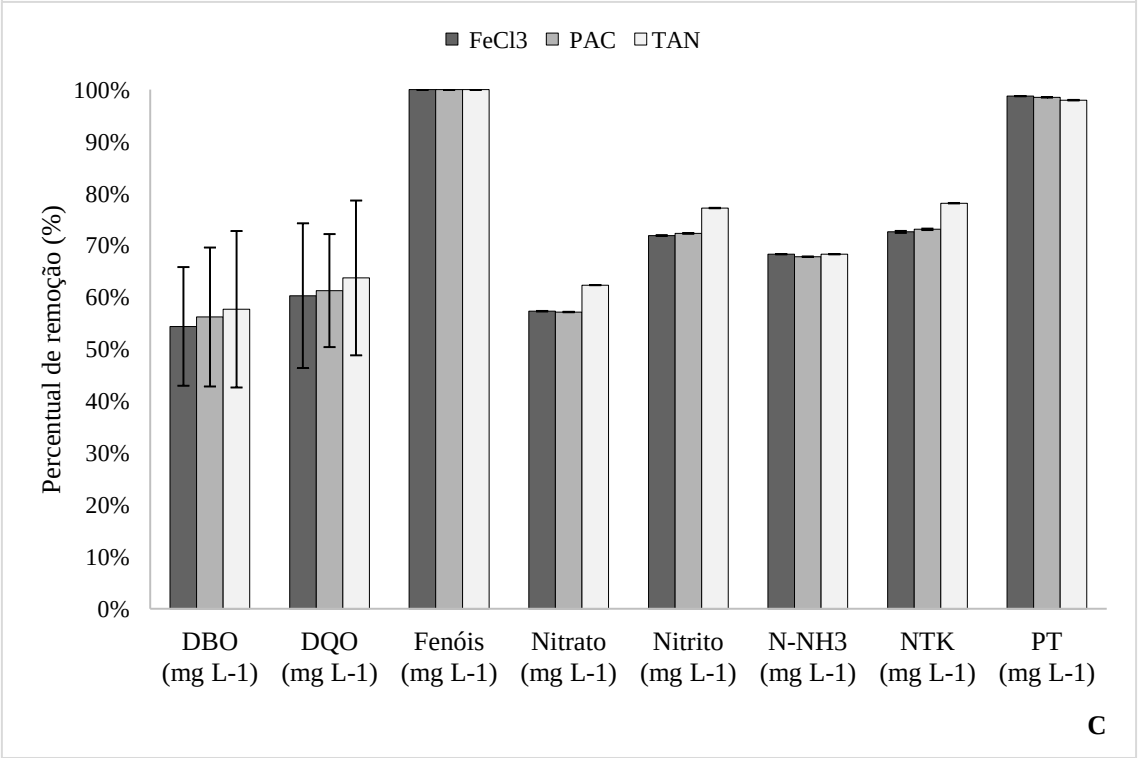


Fonte: a autora
Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração;

FIGURA 19 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físico-químicos do Efluente de Microcervejaria após 60 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF



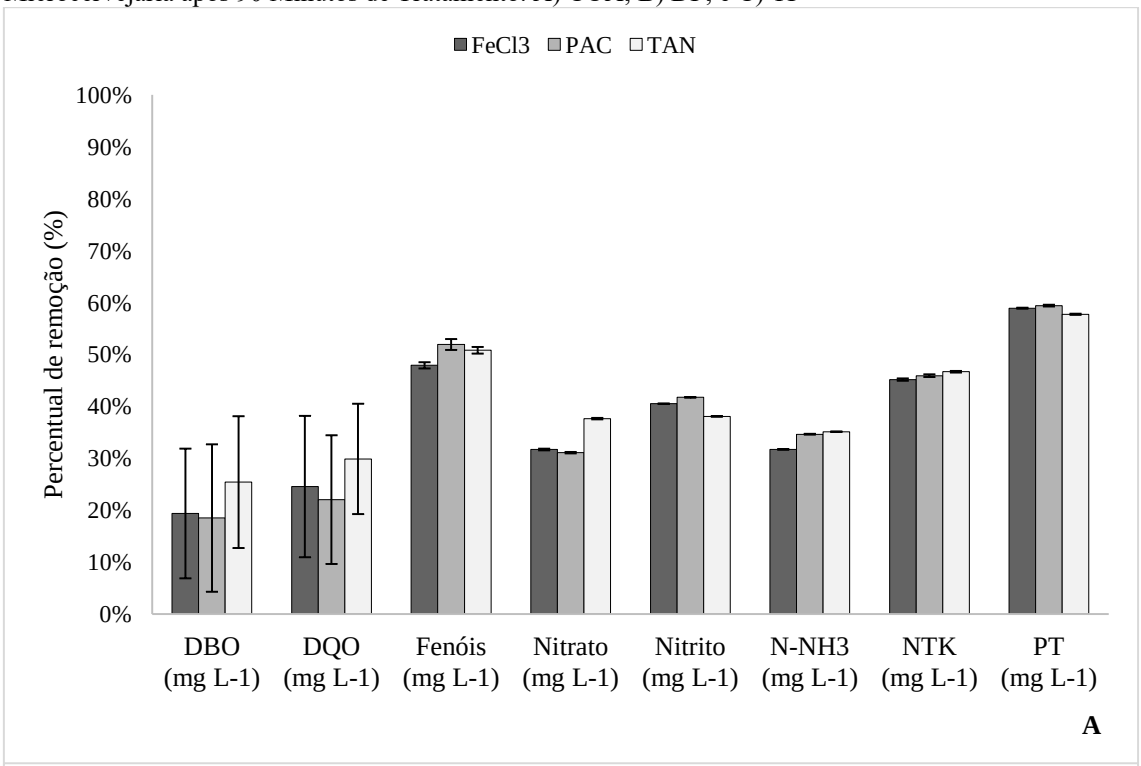


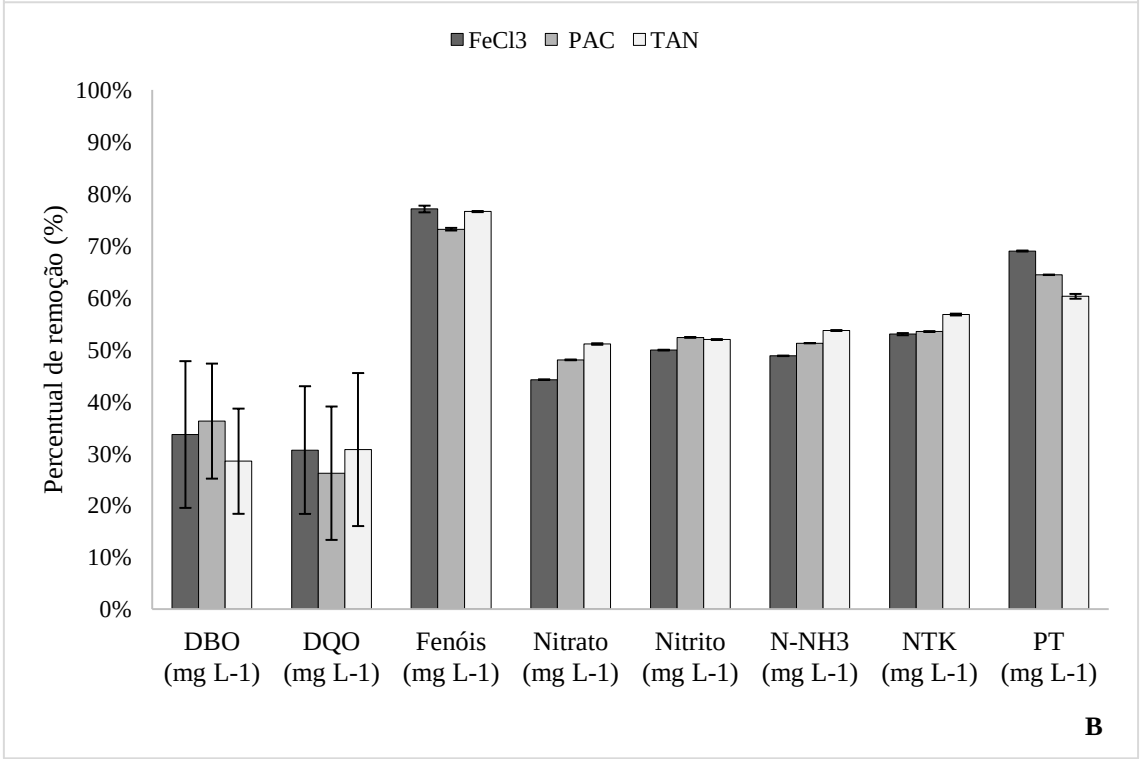


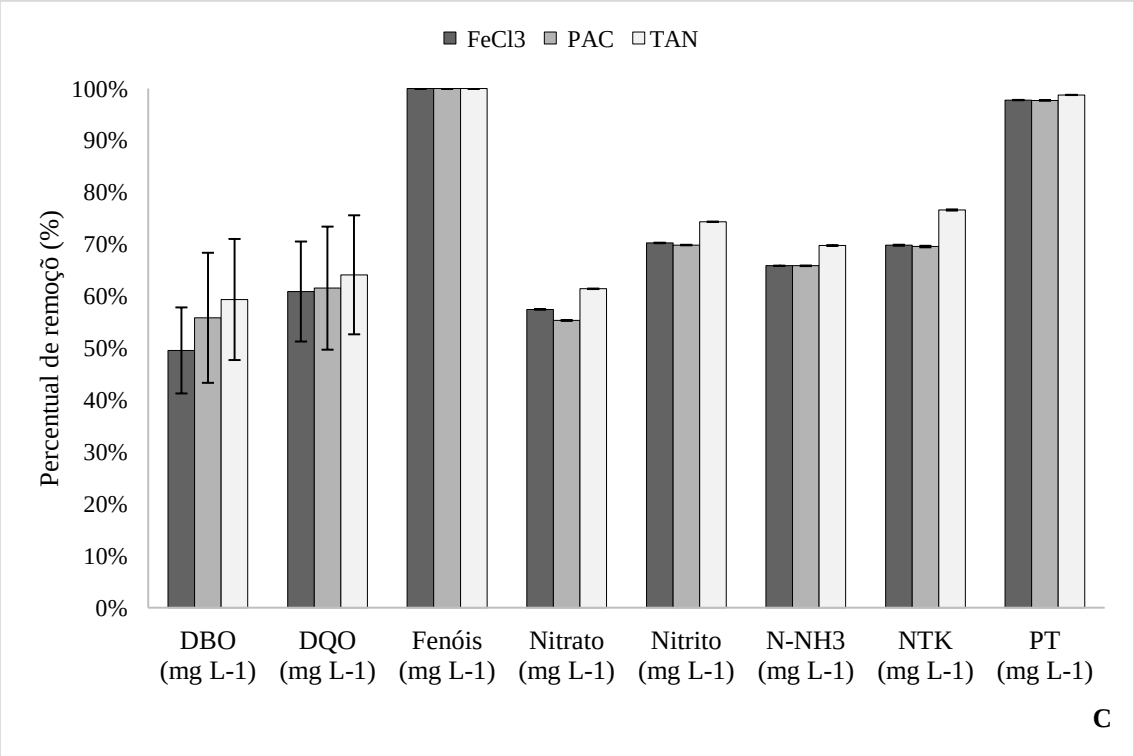
Fonte: a autora

Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração;

FIGURA 20 – Gráficos de Porcentagem de Remoção dos Parâmetros Físico-químicos do Efluente de Microcervejaria após 90 Minutos de Tratamento. A) COA; B) DF; e C) TF







Fonte: a autora

Nota: Concentrações dos coagulantes: $FeCl_3$ = 130 mg L^{-1}, PAC = 90 mg L^{-1}, TAN = 95 mg L^{-1}; Taxa de filtração 120 $m^3.m^2d$; pH ~ 7,0; COA = Coagulação, DF = Dupla filtração, TF = Tripla filtração;

Nas Figuras 18, 19 e 20, observa-se o desempenho dos coagulantes ao longo do tratamento dos efluentes de microcervejaria. O coagulante à base de taninos teve uma leve vantagem na remoção de parâmetros como DBO_5, DQO, NO_3^-, NO_2^-, $N\text{-}NH_3$ e NTK, comparado ao $FeCl_3$ e PAC, principalmente na etapa de TF. Esse desempenho deve-se ao fato de que os taninos, carregados positivamente, neutralizam partículas coloidais negativas, facilitando a coagulação. Adicionalmente, a complexa estrutura dos taninos, com grupos fenólicos e carboxílicos, oferece sítios de ligação que capturam os poluentes presentes nos efluentes, tornando-os especialmente eficazes no tratamento de águas e efluentes (Yang *et al.*, 2019; Yin, 2010).

Observa-se que as variações nas remoções de DBO e DQO dependendo dos coagulantes e das etapas de tratamento. Na COA, as remoções foram de 17-25% para DBO e 21-30% para DQO (Figuras 18, 19 e 20 – A); na DF, de 25-36% e 26-34%, respectivamente (Figuras 18, 19 e 20 – B); a etapa da TF foi a que promoveu uma maior remoção de DBO_5 e DQO, com a eficiência de remoção de DBO_5 variando de 55% a 59% e de DQO em torno de 64% para TAN, 54-56% de DBO_5 e 61-62% de DQO com PAC, e 50-54% de DBO_5 e 60-61% de DQO com $FeCl_3$. Esses dados indicam o potencial das diferentes etapas de tratamento para melhorar a qualidade dos efluentes de cervejaria. Além disso, o desempenho da TF é atribuído

ao filtro composto por camadas de clinoptilolita e carvão ativado, que adsorve compostos orgânicos e realiza trocas iônicas, reduzindo significativamente a carga orgânica e inorgânica.

Estudos que utilizaram coagulação química seguida de processos adicionais para o tratamento de efluentes de cervejaria obtiveram resultados semelhantes aos deste trabalho. Toran *et al*. (2021) alcançaram uma remoção média de 34% da DQO no tratamento de efluentes de cervejarias. Tonhato, Hasan e Sebastien (2019), ao aplicar coagulação para tratar efluentes de cervejaria contendo microalgas, obtiveram remoções de cerca de 96,5% da DQO e 69,4% da DBO. Shabangu, Bakare e Bwapwa (2022) compararam três coagulantes no tratamento de efluentes de cervejaria, registrando remoções variando entre 37% e 59,36% na DQO. Já Swain *et al*. (2020) combinaram coagulação química com eletrocoagulação, alcançando remoções de 26% para a DQO. Em comparação com o presente estudo, que utilizou coagulação seguida de TF, as remoções obtidas foram semelhantes ou até superiores para DBO e DQO.

Além disso, estudos que combinaram coagulação com filtração rápida geraram resultados de remoção de DBO e DQO semelhantes aos encontrados neste estudo. Cavallini *et al*. (2016) investigaram efluentes de reatores UASB, combinando coagulação/oxidação com dupla filtração em cascalho e areia, alcançando remoções de DQO entre 65% e 69% e de DBO entre 55% e 79%. Embora os valores iniciais de DBO e DQO neste trabalho tenham sido significativamente mais elevados, as remoções obtidas variaram de 50% a 59% para DBO e de 61% a 64% para DQO, evidenciando a eficácia da combinação de coagulação e filtração. No entanto, esses resultados reforçam a necessidade de processos complementares para atender aos requisitos legais e otimizar a remoção desses parâmetros.

Apesar da eficiência da TF na remoção de DBO e DQO, as concentrações finais desses parâmetros ainda superam os limites regulamentares. A CEMA 070/09 IAT permite 50 mg L^{-1} para DBO e 200 mg L^{-1} para DQO em corpos d'água de classe 4, e a Resolução CONAMA nº 430/2011 exige remoção mínima de 60% para DBO. No entanto, após 60 minutos de tratamento, a remoção de DBO foi de 56% com PAC e 58% com TAN, alcançando apenas 59% após 90 minutos com TAN, não atingindo o padrão exigido. A Tabela 8 mostra valores finais de 468,40 mg L^{-1} para DBO e 761,08 mg L^{-1} para DQO, reforçando a necessidade de processos otimizados e tratamentos avançados, como a combinação de filtração com pré-tratamentos anaeróbios/aeróbios para obter uma maior redução desses parâmetros.

A literatura publicada demonstra que maiores eficiências de remoção de DQO e DBO, em efluentes de cervejaria é alcançada por tratamentos biológicos mais aprofundados, que combinam reatores anaeróbicos e aeróbicos com maior tempo de retenção e pós-tratamentos

(Kumar *et al.*, 2022). Parameshwaran *et al.* (2003), por exemplo, reduziram a DQO para menos de 140 mg L^{-1} e a DBO para menos de 20 mg L^{-1} utilizando reatores UASB, aeróbicos e microfiltração. Além disso, Verhuelsdonk, Glas e Parlar (2021) e Anwar e Rahaman (2020) combinaram floculação com filtração ou destilação por membranas após o tratamento UASB, alcançando remoções de até 93,6% de DQO e 97,7% de DBO, evidenciando a eficácia de abordagens integradas.

Os fenóis nos efluentes de cervejaria podem se originar do malte de cevada, do lúpulo e de aditivos usados no processo de produção. Esses compostos são liberados durante a fermentação ou por reações enzimáticas e também podem ser provenientes da decomposição de resíduos de malte e lúpulo. Devido à sua toxicidade para a vida aquática e o meio ambiente, é essencial tratar os efluentes antes do descarte. Métodos como adsorção e oxidação avançada são eficazes na remoção de fenóis (Boronat *et al.*, 2020; Wirth; Krebs; Andert., 2015).

As Figuras 18, 19 e 20 (A, B e C), mostram o desempenho na remoção de fenóis ao longo das etapas de tratamento. Não houve grandes variações na eficiência de remoção entre os coagulantes, sendo todos eficazes. Na COA, as remoções variaram de 46% a 52%, na etapa de DF de 73% a 78%, e 100% na TF.

Comparando com outros estudos, Campos *et al.* (2002) alcançaram 65% de eficiência na remoção de fenóis utilizando microfiltração e tratamento biológico. Jung *et al.* (2015) atingiram 99,9% de remoção de fenol em águas residuais sintéticas com um biorreator. Han-Min (2004) conseguiu 94,99% de remoção de fenol com coagulação com PAC e ultrafiltração. Com sistema de tratamento proposto, utilizando coagulação e filtração, foi possível alcançar uma remoção de 100% dos fenóis do efluente, permitindo seu descarte seguro. Esse alto desempenho pode ser explicado pela eficácia adsorvente da clinoptilolita e do carvão ativado. Ambos os materiais possuem uma área superficial e porosidade maiores em comparação com a areia, resultando em elevadas taxas de adsorção (Silva *et al.*, 2019; Yousef; El-Eswed; Al-Muhtaseb, 2011; Pandová *et al.*, 2018).

A legislação brasileira estabelece limites rigorosos para a concentração de fenóis em efluentes descartados em corpos d'água, visando à proteção ambiental. De acordo com a Resolução CONAMA Nº 430/2011, o limite máximo permitido de fenóis totais em efluentes é de 0,5 mg L^{-1}. Sendo assim, o processo de COA seguido de DF e TF, tem se mostrado eficiente na remoção de fenóis, atendendo a essa regulamentação.

A remoção de compostos de nitrogênio, incluindo nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), está detalhada na Tabela 8 e ilustrada nas Figuras 18, 19 e 20.

Observou-se uma melhoria significativa nas taxas de remoção ao longo das etapas do processo. Na COA, as remoções de NTK variaram de 42% a 48%, enquanto na DF as remoções aumentaram para 49% a 57%, e na TF, as remoções chegaram a 70% a 78%. O N-NH_3 teve remoções de 32% a 37% na COA, 45% a 54% na DF e 64% a 70% na TF. O nitrato e o nitrito também apresentaram melhorias, com remoções de 27% a 38% para o nitrato na COA, 44% a 53% na DF e 55% a 64% na TF. O nitrito variou de 38% a 43% na COA, 49% a 53% na DF e 70% a 78% na TF.

Esses compostos de nitrogênio originam-se principalmente do malte de cevada, do lúpulo e dos resíduos de fermentação, como proteínas e aminoácidos (Kumar *et al*., 2022; Meshksar; Roostaee; Rahimpour, 2020). O N-NH_3 surge da decomposição orgânica e é convertido em nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, em nitrato (NO_3^-) por bactérias nitrificantes, o que exige um tratamento adequado para prevenir impactos ambientais, como a eutrofização (Habte; Eckstädt, 2013; Khumalo *et al*., 2022; Teles *et al*., 2023).

O coagulante à base de taninos demonstrou um desempenho superior na remoção de compostos de nitrogênio, devido à maior área de superfície disponível em suas cadeias poliméricas, que facilita a ligação com outras partículas. Taninos, sendo polifenóis naturais, possuem múltiplos grupos hidroxila (-OH) que formam ligações de hidrogênio, permitindo interações com uma ampla gama de compostos orgânicos e inorgânicos. Essas características químicas melhoram a adsorção de contaminantes como amônia, nitrito, nitrato e fósforo, formando complexos estáveis e removendo eficientemente esses compostos (Tomasi *et al.*, 2022; Das *et al.*, 2022).

A literatura apresenta reduções de compostos nitrogenados semelhantes aos obtidos neste estudo para o tratamento de efluentes de cervejaria. Innes, Chang e Rahaman (2021) utilizaram um processo sequencial de ultrafiltração, osmose reversa de baixa pressão e carvão ativado em efluentes de reator UASB, alcançando remoções de 48% a 85,3% para NTK, 71,7% a 100% para N-NH_3 e 86,4% a 88,7% para nitrato em até 6 horas. Toran *et al*. (2021) removeram cerca de 74% do nitrato com ultrafiltração e osmose reversa, enquanto Tonhato, Hasan e Sebastien (2019) obtiveram 80,8% de remoção de amônia, 56,9% de nitrato e 83,6% de nitrito por meio de floculação com microalgas. Esses resultados reforçam o potencial da combinação de coagulação e filtração terciária.

No tratamento de efluentes domésticos, Cavallini *et al*. (2015), ao utilizarem coagulação/oxidação seguida de dupla filtração com cascalho e areia, obtiveram remoção de cerca de 20% de N-amoniacal e 25% do NTK. Em comparação, o presente estudo alcançou remoções de até 78% para NTK, 69% para N-NH_3 e 68% para NO_3^-, evidenciando o potencial significativo da combinação entre coagulação e filtração terciária. A alta eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal durante a TF pode ser atribuída à capacidade da clinoptilolita em adsorver e realizar troca iônica com o íon amônio (Abukhadra *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2021).

Os dados mostram que a combinação de COA com DF e TF foi especialmente eficaz para a remoção de contaminantes, mantendo o nitrogênio amoniacal dentro dos limites legais para descarte. De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, o limite para nitrogênio amoniacal é de 20 mg/L, embora a legislação não estabeleça limites específicos para Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Nesse contexto, a TF demonstrou ser eficiente para a remoção desses compostos, contribuindo para que os efluentes atendam aos padrões de qualidade exigidos.

Quando se trata da remoção de fósforo total (PT) nos efluentes de cervejaria, é possível observar que as porcentagens de remoções variam conforme os diferentes coagulantes e etapas de tratamento aplicados (Figuras 18,19 e 20). Durante a coagulação, as remoções variaram entre 55% e 60%, enquanto na etapa de DF as remoções aumentaram para entre 60% e 69%. A etapa de TF obteve os melhores resultados, com remoções de PT entre 98% e 99%, com desempenhos semelhantes entre os coagulantes.

As altas concentrações de fósforo nos efluentes de cervejaria resultam de fontes como malte, lúpulo, aditivos químicos e agentes de limpeza. Esse excesso pode causar eutrofização em corpos d'água, comprometendo a qualidade ambiental. A implementação de tratamentos como precipitação química e filtração é essencial para remover o fósforo antes do descarte (Meshksar; Roostaee; Rahimpour, 2020; Olajire, 2012; Tonhato *et al.*, 2019).

Estudos sobre o tratamento de efluentes de cervejaria abordam a remoção de PT por meio de diferentes tratamentos. Swain, Abbassi e Kinsley (2020) aplicaram coagulação química seguida de eletrocoagulação, alcançando uma remoção de 62% do fósforo total. Tonhato, Hasan e Sebastien (2019) utilizaram floculação com coagulante de tanino vegetal e microalgas, removendo 82,3% do fósforo. Toran *et al*. (2021) trataram efluentes de cervejaria de reatores UASB com ultrafiltração, osmose reversa de baixa pressão e carvão ativado granular, obtendo remoções variando de 39,4% a 63,3%, dependendo do tempo de tratamento. Em contraste, o

presente estudo, ao empregar coagulação química seguida de TF, obteve remoções de PT entre 98% e 99%, demonstrando uma eficiência significativamente superior.

Essa eficiência pode ser observada ao comparar o tratamento proposto neste estudo com outras tecnologias relatadas na literatura. Estudos como os de Cavallini *et al.* (2015), Costa *et al.* (2021), Silva *et al.* (2019) e Silva e Campos (2022), demonstraram que a utilização de um sistema de coagulação, seguida de filtração rápida como pós-tratamento em efluentes é possível obter uma remoção de 100% do PT. Segundo esses autores, essa eficiência pode ser atribuída ao processo de coagulação realizado na fase inicial do pós-tratamento, onde ocorre a formação de fosfatos nas estruturas de óxidos hidratados, resultando em fosfatos catiônicos mistos e fosfato metálicos, que são removidos por decantação e filtração. Além disso, a remoção desse parâmetro torna-se mais eficiente com o uso de clinoptilolita, devido à troca iônica do íon amônio pelo Ca^{2+}, que pode ser precipitado com o fosfato residual (Costa *et al*., 2021; Metcalf; Eddy, 2013; Silva *et al*., 2019;2022).

Conforme a Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011, o descarte de efluentes contendo fósforo em corpos d'água que historicamente apresentam floração de cianobactérias, especialmente em áreas utilizadas para captação de água para abastecimento público, deve ser regulado por um órgão ambiental competente. Este órgão tem a autoridade para estabelecer padrões específicos para esses lançamentos. Dessa forma, os padrões de fósforo para lançamento de efluentes podem variar regionalmente, sem um valor fixo único.

A combinação de tratamentos anaeróbios coagulação e filtração rápida se revela uma estratégia eficiente e sustentável para o gerenciamento de efluentes de cervejaria, proporcionando maior proteção aos corpos d'água e ecossistemas aquáticos. Os coagulantes testados, especialmente o TAN e o PAC, apresentaram desempenhos semelhantes na remoção de contaminantes. O PAC obteve resultados próximos aos do TAN, mas com a vantagem de ser eficaz em menor concentrações. Por sua vez, o TAN se destacou pela melhor eficiência na etapa de coagulação seguida de DF e TF, alcançando os melhores resultados.

5.4 ANÁLISE DOS MEIOS FILTRANTES DA TRIPLA FILTRAÇÃO

Após o tratamento de aproximadamente 1500 litros de efluente de cervejaria nos filtros de tripla filtração, foram coletadas amostras de carvão ativado e clinoptilolita para avaliar a eficiência desses meios filtrantes ao longo do processo. A eficiência do carvão ativado foi analisada a partir da medição do número de iodo (NI), que reflete a capacidade de adsorção do

material com base em sua área superficial e conteúdo de microporos, indicando sua eficácia na remoção de contaminantes menores (Andrade *et al*., 2018; Ceyhan *et al.,* 2013; Gad; El-Mouhty; Aly, 2009). De maneira análoga, a eficiência da clinoptilolita foi avaliada pela sua Capacidade de Troca Catiônica (CTC), que quantifica a capacidade do material em substituir íons indesejados por íons menos prejudiciais, sendo um indicador crucial da eficácia na remoção de contaminantes (Inglezakis *et al*., 2001; Wongcharee; Aravinthan; Erdei, 2020).

A comparação entre a CTC inicial e a CTC após a filtração dos efluentes de cervejaria permite avaliar a eficiência da clinoptilolita ao longo do processo. Os resultados dessas análises, apresentados na Tabela 10, mostram os valores de NI para o carvão ativado e de CTC para a clinoptilolita antes e após a tripla filtração dos efluentes de microcervejaria. Esses parâmetros foram utilizados para estimar o volume de efluentes que cada material tanto novo quanto o já utilizado, seria capaz de tratar, fornecendo informações cruciais para a análise da eficiência e viabilidade dos meios filtrantes.

TABELA 10 - Resultados de Análise do Carvão Ativado e Clinoptilolita Antes e Após a Tripla Filtração

Material Filtrante	**Parâmetro**	**Valor Inicial**	**Valor Final**
Carvão Ativado	NI (mg/g)	547,36	578,50
Clinoptilolita	CTC (mEq/g)	0,406	0,394

Fonte: a autora

Os resultados apresentados na Tabela 9 indicam uma redução de 5,38% no Número de Iodo (NI) do carvão ativado e de 2,95% na Capacidade de Troca Catiônica (CTC) da clinoptilolita após a filtração. Essa leve diminuição sugere uma pequena queda na eficiência de adsorção e troca iônica dos materiais, fatores cruciais para avaliar sua durabilidade e a capacidade de retenção de contaminantes. Esses dados são essenciais para determinar a frequência ideal de substituição ou regeneração dos filtros.

O carvão ativado é amplamente reconhecido por sua eficácia na remoção de uma vasta gama de contaminantes presentes em águas residuais, incluindo compostos orgânicos de efluentes de microcervejarias. Sua eficiência é atribuída à sua vasta área superficial e à presença de microporos, que promovem a adsorção de contaminantes menores. Além disso, sua capacidade de descloração, removendo odores e cor de maltes, é uma característica importante no tratamento de efluentes cervejeiros (Jaiyeola, 2016; Simate *et al*., 2011).

A avaliação do carvão ativado no início e no fim do processo de filtração é essencial para determinar sua eficácia e longevidade. Após a passagem de 1.500 litros de efluente de cervejaria pelos filtros, observou-se uma redução de 31 mg/g no número de iodo (NI), passando de 578 mg/g para 547 mg/g. Esses resultados mostram que o material já ultrapassou o limite de saturação estabelecido pela American Water Works Association (AWWA), que é de 600 mg/g para que o carvão ativado ainda seja eficiente. Assim, o carvão analisado já não é adequado para continuar o tratamento e precisa ser substituído.

Se considerarmos um carvão ativado novo com um número de iodo inicial de 900 mg/g, ele teria a capacidade de tratar cerca de 14.516 litros de efluente antes de atingir o limite de saturação de 600 mg/g. Esse volume foi calculado considerando a proporção observada no experimento, onde 31 mg/g de redução no NI tratam 1.500 litros de efluente.

Além disso, para avaliar o tratamento por metro quadrado de filtro de carvão, é necessário calcular a área da seção transversal do filtro, conforme equação 37. Para um diâmetro de 150 mm (r = 0,075 m), a área é 0,01767 m².

$$A = \pi . r^2 \tag{39}$$

Portanto, com um carvão novo de 900 NI, seria possível tratar aproximadamente 821.403 litros por metro quadrado de filtro até atingir o limite de 600 NI.

Essas estimativas mostram que, dependendo dos limites adotados, o carvão ativado pode processar diferentes volumes de efluente, o que é crucial para planejar sua substituição ou regeneração.

Andrade *et al*. (2018) ao estudar carvão ativado derivado do endocarbo de coqueiro, mesmo tipo de carvão ativado utilizado na etapa de TF desde trabalho, obteve um NI no valor de 524,76 mg/g e concluiu que o mesmo possui alta capacidade de adsorção. Neste contexto, fica evidente que o carvão nos filtros alcançou um excelente desempenho e obteve remoções significativamente alta de diversos parâmetros físicos, assim como remoções moderadas dos parâmetros de DBO, DQO e da série de nitrogênio.

A avaliação da Capacidade de Troca Catiônica (CTC) da clinoptilolita antes e depois do uso em sistemas de filtração é crucial para compreender sua eficácia na remoção de íons contaminantes. A redução significativa da CTC indica que a zeólita está se aproximando de sua capacidade máxima de adsorção, o que comprometeria sua eficiência no tratamento de

efluentes. A capacidade teórica de troca catiônica da clinoptilolita varia entre 2,3 e 2,6 mEq/g em um material novo, conforme descrito na literatura (Çulfaz *et al*., 2004; Inglezakis *et al*., 2001).

Neste estudo, observou-se uma redução de aproximadamente 2,95% na CTC da clinoptilolita, resultando em um valor inicial de 0,406 mEq/g e final de 0,394 mEq/g. Embora essa diminuição seja relativamente pequena, ela sugere que, conforme a clinoptilolita atinge sua saturação, sua capacidade de adsorção de cátions se reduz até que a CTC alcance zero, momento em que todo o potencial de troca catiônica teria sido utilizado.

A relação entre a redução da CTC e o volume de efluente filtrado permite estimar o volume total que a clinoptilolita pode processar antes de necessitar de substituição ou regeneração. Com base nos dados experimentais, foi aplicada uma regra de três simples para determinar o limite de uso da clinoptilolita. Para uma redução de 0,012 mEq/g de CTC após o tratamento de 1.500 litros de efluente, estima-se que, considerando a CTC residual de 0,394 mEq/g e a saturação correspondente a 0 mEq/g, o volume total de efluente que pode ser tratado antes de atingir a saturação seria de aproximadamente 49.250 litros.

Para avaliar o volume de efluente tratado por metro quadrado de filtro de clinoptilolita, foi necessário calcular a área da seção transversal do filtro. Considerando um diâmetro de 150 mm (r = 0,075 m), a área da seção transversal foi determinada aplicando-se a fórmula 37, temos: A = 0,01767 m^2.

O volume total do filtro foi obtido multiplicando essa área pela altura do tubo de acrílico, de 800 mm (0,8 m), resultando em um volume de 14,14 litros. Dessa forma, o volume de efluente tratado por metro quadrado de filtro foi calculado, conforme a fórmula 38:

$$\frac{Volume tratado}{Area do filtro} = \frac{49.250}{0,01767} = 2.787.209,96 \text{ L/m}^2 \quad (40)$$

Essas estimativas demonstram que a clinoptilolita, com sua capacidade inicial de troca catiônica, pode processar um grande volume de efluente antes de atingir sua saturação. Isso é fundamental para o planejamento da manutenção e substituição ou regeneração do material filtrante, garantindo a eficiência contínua do sistema de tratamento.

O valor final da CTC, de 0,394 mEq/g, representa cerca de 16,07% da capacidade teórica máxima de 2,45 mEq/g, o que indica que a clinoptilolita já utilizou uma parte considerável de sua capacidade de troca catiônica e está se aproximando de sua saturação, momento em que necessitará de substituição ou regeneração. Esta discrepância pode ser

atribuída a impurezas ou minerais adicionais na clinoptilolita, à qualidade do material, condições experimentais inadequadas (como pH, concentração de íons, temperatura e tempo de contato) ou ao estado de saturação do material, que pode exigir regeneração (Nguyen *et al*., 2020; Wongcharee; Aravinthan; Erdei, 2019). Portanto, é essencial investigar e otimizar esses fatores para melhorar o desempenho da clinoptilolita.

Em síntese, tanto o carvão ativado quanto a clinoptilolita demonstraram um excelente desempenho no tratamento dos efluentes de microcervejaria, mesmo quando próximos de seus limites de saturação. Contudo, para maximizar a eficiência do processo de tripla filtração, é fundamental otimizar aspectos relacionados à regeneração dos materiais, bem como às condições operacionais e ao monitoramento do estado de saturação.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos, é possível concluir que:

- O presente estudo demonstrou que a combinação de coagulação seguida de dupla e tripla filtração (DF e TF) é uma abordagem eficiente e sustentável para o tratamento de efluentes de microcervejarias. Essa tecnologia proporciona proteção aos corpos d'água e ecossistemas aquáticos, promovendo reduções significativas nos parâmetros físico-químicos;
- A construção dos diagramas de coagulação permitiu identificar as condições ótimas de pH e dosagens para os coagulantes $FeCl_3$, PAC e TAN, com pH ideal próximo de 7,00. Para turbidez inicial próxima de 200 UNT, as dosagens ideais foram 200 $mg \cdot L^{-1}$ para $FeCl_3$, que alcançou uma remoção de 93,9% da turbidez; 150 $mg \cdot L^{-1}$ para PAC, com remoção de 94,06%; e 150 $mg \cdot L^{-1}$ para TAN, que obteve 93,4% de remoção. O PAC se destacou, sobretudo, pelos valores de turbidez remanescente inferiores a 10 UNT em menor velocidade de sedimentação (1,6 cm/min), mostrando-se o coagulante mais vantajoso nesta etapa de tratamento;
- A combinação de coagulação com filtração em filtro de pedregulho, filtração rápida em areia e polimento com carvão ativado e/ou clinoptilolita, demonstrou alta eficiência no pós-tratamento de efluentes de microcervejarias, com remoções de até 97% para SDT, SST e ST, 98% para cor aparente, 99% para turbidez e PT, e 100% para fenóis, além de reduções de 55% na DBO e 64% na DQO. O coagulante TAN obteve os melhores resultados de remoção, enquanto o PAC mostrou eficácia comparável em concentrações menores. O sistema demonstrou ser uma estratégia eficiente e sustentável para o gerenciamento de efluentes de cervejarias, proporcionando proteção aos corpos d'água;
- O processo de coagulação seguido de tripla filtração atendeu aos limites estabelecidos para fósforo e fenóis pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Contudo, a remoção de DBO e DQO não atendeu aos padrões regulamentares, pois a CEMA 070/09 IAT estabelece limites de 50 mg L^{-1} para DBO e 200 mg L^{-1} para DQO em corpos d'água de classe 4, e a Resolução CONAMA exige uma remoção mínima de 60% de DBO para o descarte. Assim, recomenda-se a otimização do processo, visando aprimorar a remoção de DBO e DQO para atendimento pleno das normas;
- O índice de saturação dos meios filtrantes indicou que o carvão ativado e a clinoptilolita mantiveram suas capacidades de adsorção e troca catiônica após o tratamento de

1.500 litros de efluente, com uma redução de 5,38% no número de iodo e de 2,95% na capacidade de troca catiônica. A estimativa sugere que, em condições ideais, o carvão ativado novo pode tratar até 821.403 litros de efluente antes da saturação, enquanto a clinoptilolita pode processar cerca de 17.327.364,5 L. Esses resultados indicam a viabilidade do uso prolongado desses materiais, contribuindo para a sustentabilidade do sistema de tratamento.

7 PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Avaliar Processos Biológicos Combinados: Avaliar combinações de processos biológicos visando a redução da DBO e DQO dos efluentes de microcervejaria antes de sua passagem pelos filtros. Essa avaliação permitirá identificar as melhores práticas para otimizar a remoção de matéria orgânica e melhorar a eficiência global do tratamento. O estudo desses processos deve incluir testes em diferentes condições operacionais, como variação de temperatura, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada, para determinar a eficiência de cada configuração e sua viabilidade para implementação em larga escala.
- Analisar Meios Filtrantes: Analisar detalhadamente os meios filtrantes utilizados no filtro atualmente em construção na microcervejaria. Esse estudo deve focar na eficiência dos materiais filtrantes e suas capacidades de retenção de poluentes ao longo do tempo, considerando aspectos como porosidade, taxa de colmatação e vida útil dos materiais.
- Definir Carreira e Tempo de Filtração: Definir a melhor carreira de filtração e determinar o tempo ideal de operação dos filtros. Isso incluirá a análise de diferentes configurações de filtração e tempos de ciclo para maximizar a eficiência e a longevidade dos filtros. A definição da melhor sequência de camadas filtrantes, levando em conta granulometria e composição dos materiais, pode resultar em uma maior remoção de contaminantes e menor necessidade de retrolavagem.
- Avaliar Desinfecção Pós-Tratamento: Avaliar a eficácia da desinfecção do efluente pós-tratamento utilizando ácido peracético (APA) e hipoclorito de cálcio. Essa avaliação deve considerar não apenas a eliminação de microrganismos patogênicos, mas também a formação de subprodutos da desinfecção, que podem representar riscos ambientais e à saúde humana. Dessa forma, realizar estudos comparativos é fundamental para selecionar o melhor agente desinfetante considerando eficiência, custo e impacto ambiental.
- Analisar Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos: Monitorar e avaliar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do efluente tratado pelos sistemas de filtração. A análise contínua destes parâmetros é essencial para garantir que o efluente tratado atenda aos padrões de qualidade exigidos pelas regulamentações ambientais.

A continuidade dessa pesquisa é crucial não apenas para aprimorar os processos existentes, mas também para garantir que as microcervejarias possam operar de maneira sustentável e em conformidade com os regulamentos ambientais vigentes. Com a implementação dessas melhorias, espera-se alcançar um tratamento de efluentes mais eficaz e

ambientalmente responsável, reduzindo impactos negativos sobre os corpos hídricos receptores e possibilitando alternativas de reuso da água tratada, como irrigação agrícola e uso em processos industriais não potáveis. Além disso, a adoção de novas tecnologias pode contribuir para a redução do consumo de produtos químicos no tratamento, resultando em menor geração de lodo e em custos operacionais mais baixos. Dessa forma, estudos contínuos e abordagens inovadoras são fundamentais para promover soluções sustentáveis e economicamente viáveis no tratamento de efluentes de microcervejarias.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA CERVEJA ARTESANAL (ABRACERVA). **Número de cervejarias artesanais no Brasil cresce 37,7% em 2017.** Blog Abracerva, 16 fev. 2018. Disponível em: https://abracerva.com.br/2018/02/16/numero-de-cervejarias-artesanais-no-brasil-cresce-377-em-2017/. Acesso em: 13 jan. 2024.

ABUKHADRA, M. R.; BASYOUNY, M. G.; EL-SHERBEENY, A. M.; EL-MELIGY, M. A. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 300, p. 110145, 2020.

AHMAD, R. **Filtration With Granular Media**. *In*: Water Encyclopedia (eds J.H. Lehr and J. Keeley), 2005.

AHMED, M.; ZHOU, J.; NGO, H.; GUO, W.; THOMAIDIS, N.; XU, J. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. **J. Hazard. Mater.**, v. 323, Pt A, p. 274-298, 2017.

ALAYU, E.; LETA, S. Effectiveness of two-stage horizontal subsurface flow constructed wetland planted with Cyperus alternifolius and Typha latifolia in treating anaerobic reactor brewery effluent at different hydraulic residence times. **Environ. Syst. Res.**, v. 9, n. 25, 2020.

ALAYU, E.; LETA, S. Evaluation of irrigation suitability potential of brewery effluent post treated in a pilot horizontal subsurface flow constructed wetland system: implications for sustainable urban agriculture. **Heliyon**, v. 7, n. 5, e07129, maio 2021a.

ALAYU, E.; LETA, S. Post treatment of anaerobically treated brewery effluent using pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetland system. **Bioresour. Bioprocess.**, v. 8, n. 8, 2021b. p. 1-19.

ALVARADO, A.; VESVIKAR, M.; CISNEROS, J.; MAERE, T.; GOETHALS, P.; NOPENS, I. CFD study to determine the optimal configuration of aerators in a full-scale waste stabilization pond. **Water Res.**, v. 47, n. 13, p. 4528-4537, 2013.

AMBEV. **Nossa história**. Disponível em: https://www.ambev.com.br/nossa-historia. Acesso em: 02 de jan. de 2024.

AMBROZOVA, P.; KYNICKY, J.; URUBEK, T.; NGUYEN, V. D. Synthesis and Modification of Clinoptilolite. **Molecules**, v. 22, p. 1107, 2017.

AMENORFENYO, D. K.; HUANG, X.; ZHANG, Y.; ZENG, Q.; ZHANG, N.; REN, J.; HUANG, Q. Microalgae Brewery Wastewater Treatment: Potentials, Benefits and the Challenges**. Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 16, n. 11, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Água na indústria: uso e coeficientes técnicos**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/c3cd1505-0a96-4b79-9604-4f69f8cec225/attachments/_AguaNaIndustria_UsoeCoeficientesTecnicos_vF2.pdf. Acesso em: 23 mar. 2024.

ANDIA, J.; LARREA, A.; SALCEDO, J.; REYES, J.; LOPEZ, L.; YOKOYAMA, L. Synthesis and characterization of chemically activated carbon from *Passiflora ligularis*, *Inga feuilleei* and native plants of South America. **J. ENVIRON. CHEM. ENG.**, v. 8, n. 4, p. 103892, 2020.

ANDRADE, S.; SILVA, T.; OLIVEIRA, F.; SOUZA, D. Chemical-activated carbon from coconut (Cocos nucifera) endocarp waste and its application in the adsorption of β-lactoglobulin protein. **Rev. Mex. Ing. Quím**., 2018.

ANWAR, N.; RAHAMAN, M. S. Membrane desalination processes for water recovery from pre-treated brewery wastewater: Performance and fouling. **Sep. Purif. Technol**., v. 252, p. 117420, 2020.

APHA, American Public Health Association, AWWA. WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 21, Washington, 2017.

AREMANDA, R. B.; BERHANE, F.; DANIEL, H.; MEHARI, A.; TEKLE, A. Brewery Effluent Treatment with Conventional and Natural Coagulants. **Equil. J. Chem. Eng**., v. 6, n. 2, p. 105-116, dez. 2022.

ASHRAF, A.; RAMAMURTHY, R.; RENE, E. R. Wastewater treatment and resource recovery technologies in the brewery industry: Current trends and emerging practices. **Sustain. Energy Technol. Assess**., v. 47, p. 101432, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713 Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia spp. (Cladocera, Crustácea).** Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969 Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 12216 Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.** Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **MB-3410 Carvão ativado pulverizado – Determinação do número de iodo.** Rio de Janeiro: ABNT, 1991a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. MB-3414 **Carvão ativado pulverizado – Determinação da umidade.** Rio de Janeiro: ABNT, 1991b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **EB-2133 Carvão ativado pulverizado – Especificação.** Rio de Janeiro: ABNT, 1991c.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **ANSI/AWWA B600-96 Standard for activated carbon.** Denver, Colorado: AWWA, 1996.

AZEVÊDO, L.; LIMA, A. J.; MICHELAN, D. C. G. S. Comunidade microbiana de biofilmes de filtros lentos para o tratamento de água: uma revisão sistemática. **RCT - Rev. Cienc. Tecnol**., v. 8, 2022.

BACELLO, H.; PINTOR, A. M. A.; SANTOS, S. C. R.; BOAVENTURA, R. A. R.; BOTELHO, C. M. S. Performance and prospects of different adsorbents for phosphorus uptake and recovery from water. **Chemic. Eng. J**., v. 381, p. 122566, 1 fev. 2020.

BAIANO, A. Craftbeer: An overview. **Food Sci. Food Saf**., Foggia, v. 20, n. 2021, p. 1829-1856, nov. 2020.

BARBOSA, J.; ALMEIDA, S.; RODRIGUES, K.; SILVA, A. Consumidores de cervejas artesanais pernambucanas: a percepção da qualidade do produto por gênero. **Rev. Eletr. Adm. Tur**., v. 9, p. 188-204, 2021.

BARRADAS, J. L. D. **Tanino - Uma solução ecologicamente correta: agente floculante biodegradável de origem vegetal no tratamento de água**. Novo Hamburgo: Publicação Técnica, 2004.

BEDIAKO, J. K.; EL OUARDI, Y.; MASSIMA MOULELE, E. S.; MENSAH, B.; REPO, E. Polyelectrolyte And Polyelectrolyte Complex-Incorporated Adsorbents In Water And Wastewater Remediation – A Review Of Recent Advances. **Chemosphere**, v. 325, 138418, 2023.

BENSTOEM, F.; NAHRSTEDT, A.; BOEHLER, M.; KNOPP, G.; MONTAG, D.; SIEGRIST, H.; PINNEKAMP, J. Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater—a meta-analysis of pilot-and large-scale studies. **Chemosphere**, v. 185, p. 105-118, 2017.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2301-2324, 2007.

BORONAT, A.; SOLDEVILA-DOMENECH, N.; RODRÍGUEZ-MORATÓ, J.; MARTÍNEZ-HUÉLAMO, M.; LAMUELA-RAVENTÓS, R. M.; DE LA TORRE, R. Beer phenolic composition of simple phenols, prenylated flavonoids and alkylresorcinols. **Molecules**, v. 25, n. 11, p. 2582, 2020.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução n° 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre classificação de corpos d'água e estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2011.

BRASIL. **Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária – MAARA; Ministério da Saúde – MS. Lei N° 8.918, de 14 de julho de 1994**. Disponível em: https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=8918&ano=1994&ato=f40UzZE50dJpWTcb9. Acesso em: 03 abr. 2024.

BRASIL**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento** – Mapa. **Decreto N° 6.871, de 04 de junho de 2009**. Disponível em:

https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=6871&ano=2009&ato=756AzZq1UeVpWT2c9. Acesso em 03 abr.2024

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. Londres: IWA Publishing, 2016.

BRITO, L. L. A.; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Eng. Sanit. Ambient**., v. 10, n. 4, p. 307-317, dez. 2005.

BRITO, M.; VELOSO, C.; BONOMO, R.; FONTAN, R.; SANTOS, L.; MONTEIRO, K. Activated carbons preparation from yellow mombin fruit stones for lipase immobilization. **Fuel Process. Technol.**, v. 156, p. 421-428, 2017.

BUDGEN, J.; LE-CLECH, P. Assessment of brewery wastewater treatment by an attached growth bioreactor. **H_2Open J**., v. 3, p. 32–45, 2020.

CAMPOS, J.; BORGES, R.; FILHO, A.; NOBREGA, R.; SANT'ANNA, G. Oilfield wastewater treatment by combined microfiltration and biological processes. **Water Research**, v. 36, n. 1, p. 95-104, 2002.

CARVALHO, J.; MAIA, U.; GODINHO, C. Innovation Management In The Brewer Market: The Wäls Madlab Case Study. **Rev. Adm. Contab. Econ. Fundace**, v. 11, 2020.

CAVALLINI, G. S.; SOUSA VIDAL, C. M.; SOUZA, J. B.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent using coagulation/oxidation followed by double filtration. **Environ. Sci. Pollut. Res**., v. 23, p. 6244–6252, 2016.

CAVALLINI, G. S.; VIDAL, C. M.; SOUZA, J. B.; CAMPOS, S. X. Fenton coagulation/oxidation using Fe^{2+} and Fe^{3+} íons and peracetic acid for the treatment of wastewater. **Orbital: Electron. J. Chem**., v. 7, p. 253-263, 2015.

CERVBRASIL. **Anuário** 2021. Disponível em: http: www.cervbrasil.org.br/novo_site/wp-content/uploads/2022/09/anuario-da-cerveja-2021.pdf. Acesso em: 29 maio 2024.

CESCON, A.; JIANG, J. Filtration process and alternative filter media material in water treatment. **Water,** 2020.

CEYHAN, A.; ŞAHIN, Ö.; BAYTAR, O.; SAKA, C. Surface and porous characterization of activated carbon prepared from pyrolysis of biomass by two-stage procedure at low activation temperature and its adsorption of iodine. **J. Anal. Appl Pyrolys.**, v. 104, p. 378-383, 2013.

CHAITANYAKUMAR, D.; UNNISA, S. A.; RAO, B.; KUMAR, G. V. Efficiency Assessment of Combined Treatment Technologies: A Case Study of Charminar Brewery Wastewater Treatment Plant. **Indian J. Fundam. Appl. Life Sci.**, v. 1, n. 2, p. 138-145, 2011.

CHEN, H.; CHANG, S.; GUO, Q.; HONG, Y.; WU, P. Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor. **Biochem. Eng. J**., v. 105, p. 321-331, 15 jan. 2016.

CHOI, H. J. Effect of Mg-sericite flocculant for treatment of brewery wastewater. **Appl. Clay Sci**., v. 115, p. 145-149, out. 2015.

CHOI, H.-J. Parametric study of brewery wastewater effluent treatment using Chlorella vulgaris microalgae. **Environ. Eng. Res**., v. 21, n. 4, p. 401-408, 2016.

COSTA, A. G. L. C.; DA SILVA, C. P.; MATOS, D. G. S.; PEDROSO, C. R.; VIDAL, C. M. S.; DE SOUZA, J. B.; DE CAMPOS, S. X. Post-treatment of Anaerobic Reactor Effluent by Double Filtration with Gravel and Clinoptilolite and Ozone Disinfection. **Orbital: Electron. J. Chem.**, v. 13, n. 4, p. 1617, 2021.

ÇULFAZ, M.; YAĞI, M. Ion exchange properties of natural clinoptilolite: lead–sodium and cadmium–sodium equilibria. **Sep. Purif. Technol.**, v. 37, p. 93-105, 2004.

D'ALESSIO, M.; YONEYAMA, B.; KIRS, M.; KISAND, V.; RAY, C. Pharmaceutically active compounds: their removal during slow sand filtration and their impact on slow sand filtration bacterial removal. **Sci. Total Environ**., v. 524-525, p. 124-135, 2015.

DABA, C.; ATAMO, A.; DAGNE, M.; GIZEYATU, A.; ADANE, M.; EMBRANDIRI, A.; GEBREHIWOT, M. Performance evaluation of a brewery wastewater treatment plant in Ethiopia: Implications for wetland ecosystem management. **Lakes & Reservoirs: Res. Manage.**, v.27, e12412, 2022.

DA SILVA, C. P. **Pós-tratamento de efluente doméstico de reator anaeróbio utilizando dupla e tripla filtração para fins de reúso: estudo físico químico e toxicológico.** 2020. 181p. Tese (Doutorado em Química Aplicada – Associação UEL/UEPG/UNICENTRO) – Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa, 2020.

DAI, H.; YANG, X.; DONG, T.; KE, Y.; WANG, T. Engineering application of MBR process to the treatment of beer brewing wastewater. **Mod. Appl. Sci.**, v. 4, p. 103–109, 2010.

DANSON, M.; GALLOWAY, L.; CABRAS, I.; BEATTY, T. Microbrewing and Entrepreneurship. **Int. J. Entrep. Innov**., v. 16, p. 135-144, 2015.

DAS, NILANJANA; SHENDE, A. P.; MANDAL, SANJEEB K.; OJHA, N. Treatment of wastewater and water using tannin-based coagulants. **Biologia Futura**, v. 73, p. 279-289, 2022.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2002.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: Prosab, 1999.

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

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: Rima, 2003.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Ldibe, 2017.

DONG, H.; GAO, B.; YUE, Q.; WANG, Y.; LI, Q. Effect of pH on floc properties and membrane fouling in coagulation - ultrafiltration process with ferric chloride and polyferric chloride. **Chemosphere**, v. 130, p. 90-97, 2015.

ELZINGA, K. G.; TREMBLAY, C. H.; TREMBLAY, V. J. Craft Beer in the USA: Strategic Connections to Macro- and European Brewers. *In:* GARAVAGLIA, Christian; SWINNEN, Johan (Eds.). **Economic Perspectives on Craft Beer**. Cham: Palgrave Macmillan, 2018. p. 55-88.

ENITAN, A.; ADEYEMO, J.; SWALAHA, F.; BUX, F. Anaerobic Digestion Model to Enhance Treatment of Brewery Wastewater for Biogas Production Using UASB Reactor. **Environ. Model. Assess.**, v. 20, p. 673-685, 2015.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; DALL'OGLIO, I. C.; PAULI, A. R. D; ROMANI, M.; MÓDENES, A. N.; TRIGUEROS, D. E. G. Insights into brewery wastewater treatment by the electro-Fenton hybrid process: how to get a significant decrease in organic matter and toxicity. **Chemosphere**, v. 263, p. 128367, 2021.

EYVAZ, M. Treatment of brewery wastewater with electrocoagulation: Improving the process performance by using alternating pulse current. **Int. J. Electrochem. Sci**., p. 4988-5008, 2016.

FAGANEL, A.; RIŽNAR, I. The Growth in Demand for Craft Beer and the Proliferation of Microbreweries in Slovenia. **Beverages**, 2023.

FASTIGI, M.; ESPOSTI, R.; VIGANÒ, E. La craft beer revolution in Italia e i birrifici agricoli: traiettorie evolutive e principali criticità. **Argomenti - Rev. econ., cult. ricerca sociale**, p. 67-92, 2015.

FAUST, S. D.; ALY, O. M. **Chemistry of water treatment.** Boca Raton: CRC Press, 2018.

FERRARI-LIMA, A. M.; MARQUES, R. G.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C.; GIMENES, M. L.Photodegradation of petrol station wastewater after coagulation/flocculation with tannin-based coagulante. **Catal. Today**, v. 209, p. 79–83, 2013.

FERREIRA FILHO, S. S.; WAELKENS, B. E. Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos**. Eng. Sanit. Ambient**., v. 14, n. 3, p. 317-326, 2009.

FERREIRA, A.; RIBEIRO, B.; FERREIRA, A. F.; TAVARES, M. L. A.; VLADIĆ, J.; VIDOVIĆ, S.; CVETKOVIĆ, D.; MELKONYAN, L.; AVETISOVA, G.; GOGINYAN, V.; GOUVEIA, L. Scenedesmus obliquus microalga-based biorefinery – from brewery effluent to bioactive compounds, biofuels and biofertilizers – aiming at a circular bioeconomy. **Biofuels**, 2019.

FERREIRA, R. H.; VASCONCELOS, M. C. R. L.; JUDICE, V. M. M.; NEVES, J. T. R. Inovação na fabricação de cervejas especiais na região de Belo Horizonte. **Perspect. Ciênc. Inf**., n. 16, p. 171-191, 2011.

GAD, H. M. H.; EL-MOUHTY, N. R. A.; ALY, H. F. Applicability of activated carbon to treatment of waste containing iodine-labeled compounds. **Sep. Sci. Technol**., v. 44, n. 3, p. 681-711, 2009.

GIANEZINI, M.; FAVERI, M.; WESTRUP, M.; WATANABE, M. An Overview on the Production and Quality of Craft Beer in Brazil: Strategic Planning, Perspectives and Market Trends. **Int. Multiling. J. Contemp. Res**., v. 6, 2018.

GIORGI, V. V. "Cultos em cerveja": Discursos sobre a cerveja artesanal no Brasil. **Sociedade e Cultura**, Goiânia, v. 18, n. 1, p.101-111, 2015.

GODINI, K.; AZARIAN, G.; KIMIAEI, A.; DRĂGOI, E.; CURTEANU, S. Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. **Process Saf. Environ. Prot.**, v. 148, p. 114-124, 2020.

GUCHI, E. Review on slow sand filtration in removing microbial contamination and particles from drinking water. **Am. J. Food Nutr**., v. 3, p. 47-55, 2015.

GUERREIRO, R. C. S.; JERÓNIMO, E.; LUZ, S.; PINHEIRO, H. M.; PRAZERES, A. R. Cheese manufacturing wastewater treatment by combined physicochemical processes for reuse and fertilizer production. **J. Environ. Manage**., v. 264, p. 110470, 2020.

GUIDA, S.**;** POTTER, C.**;** JEFFERSON, B.**;** SOARES, A. Preparation and evaluation of zeolites for ammonium removal from municipal wastewater through ion exchange process. **Sci. Rep**., v. 10, p. 12426, 2020.

GUILLOSSOU, R.; ROUX, J.; MAILLER, R.; PEREIRA-DEROME, C.; VARRAULT, G.; BRESSY, A.; VULLIET, E.; MORLAY, C.; NAULEAU, F.; ROCHER, V.; GASPÉRI, J. Influence of dissolved organic matter on the removal of 12 organic micropollutants from wastewater effluent by powdered activated carbon adsorption. **Water Research**, v. 172, p. 115487, 2020.

GUNAM, I. B. W.; NATALIA, F. E. L.; ARNATA, I. W.; PUTNARUBUN, C.; SETIYO, Y.; ANGGRENI, A. A. M. D.; MULYANI, S. Combination of filter media to reduce total suspended solids, biochemical and chemical oxygen demand in wastewater using installation of horizontal roughing filter. **Asian Jr. of Microbiol. Biotech. Env. Sc**., vol. 18, no. 4, pp. 867-873, 2016.

HABTE, L. H.; ECKSTÄDT, H. A pilot scale trickling filter with pebble gravel as media and its performance to remove chemical oxygen demand from synthetic brewery wastewater. **J. Zhejiang Univ. Sci. B**, v. 14, n. 10, p. 924-933, 2013.

HAMEED, Y.T., IDRIS, A., HUSSAIN, S.A., ABDULLAH, N., MAN, H.C., SUJA, F. A tannin–based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater as a pretreatment for biofilm process. **J. Clean. Prod**. v. 182, p. 198–205, 2018.

HAMEED, Y. T; IDRIS, A., HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: chemical composition, performance

assessment compared to polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **J. Environ. Manage**., v. 184, p. 494-503, 2016.

HAMODA, M. F.; AL-GHUSAIN, I.; AL-MUTAIRI, N. Z. Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. **Desalination,** v. 164, p. 203-211, 2004.

HAMPSON, T. **O grande livro da cerveja: Informações atualizadas sobre cervejas e as grandes cervejarias em todo o mundo**. São Paulo: Publifolha, 2014.

HAN-MIN, Z. Phenol removal by powdered activated carbon-submerged hollow fiber filtration system. **Technol. Water Treat**., 2004.

HORN, P. A.; PEDRON, N. B.; JUNGES, L. H.; REBELO, A. M.; SILVA FILHO, H. H.; ZENI, A. L. B. Antioxidant profile at the different stages of craft beers production: the role of phenolic compounds. **Eur. Food Res. Technol**., v. 247, p. 439–452, 2021.

HOSSEINLOU, D. Application of an efficient, cost-effective and newly developed single-process SAO/PND technology for treating brewery industry efluent. South Afr. **J. Chem. Eng**., v. 41, p. 34-42, 2022.

HUANG, A. K.**;** LEE, S.**;** CHAN, D.**;** WONG, J. Sequential process of coagulation/flocculation/sedimentation-adsorption-microfiltration for laundry effluent treatment. **J. Environ. Chem. Eng.**, v. 7, n. 4, p. 10322, 2019.

IBRAHIM, A., YASER, A.Z., LAMAMING, J. Synthesising tannin-based coagulants for water and wastewater application: a review. **J. Environ. Chem**. Eng. v. 9, n. 1, p.105007, 2021.

IMAFUKU, M.; KOBAYASHI, N.; KUZUHARA, M.; MITSUTA, Y.; MORI, T.; SHIMIZU, T.; SUZUKI, T.; TAKAHASHI, T.; TANAKA, C**.** KURITA. **Handbook of water treatment.** Tóquio: Kurita Waters Industries, 1999.

INGLEZAKIS, V. J.; HADJIANDREOU, K. J.; LOIZIDOU, M. D.; GRIGOROPOULOU, H. P. Pretreatment of natural clinoptilolite in a laboratory-scale ion exchange packed bed. **Water Res.**, v. 35, n. 9, p. 2161-2166, 2001.

INNES, P.; CHANG, S.; RAHAMAN, M. S. Treatment of effluent of upflow anaerobic sludge blanket bioreactor for water reuse**. Water**, v.13, n.2123, 2021.

ISSA, B.; KHUDAIR, B. Design comparison between the gravity and pressure sand filters for water treatment, review. **J. Eng**. 2023.

JABIN, S.; GUPTA, P.; SHARMA, M. Polyelectrolytes as a Material of Value in Water Treatment: A Review. **Asian J. Water Environ. Pollut**., v. 18, p. 109-115, 2021.

JABIN, S.; KAPOOR, J. K. Role of Polyelectrolytes In The Treatment Of Water And Wastewater. *In:* **Sustainable Green Chemical Processes and Their Allied Applications.** p. 289-309. 2020.

JAFELICCI JUNIOR, M.; VARANDA, L. C**.** Química e sociedade: O mundo dos coloides. **Quím. Nova**, v. 9, p. 9-13, 1999.

JIA, R.; SUN, D.; DANG, Y.; MEIER, D.; HOLMES, D.; SMITH, J. Carbon cloth enhances treatment of high-strength brewery wastewater in anaerobic dynamic membrane bioreactors. **Bioresour. Technol.**, v. 298, 122547, 2019.

JIANG, Z.; YANG, J.; MA, H.; MA, X.; YUAN, J. Synthesis of pure NaA zeolites from coal fly ashes for ammonium removal from aqueous solutions. **Clean Technol. Environ. Policy**., v. 18, p. 629–637. 2016.

JUNG, Y.; KISO, Y.; KWON, K.; KAMIMOTO, Y.; MIN, K. Biological removal characteristics of phenol with filtration bio-reactor. **Desalin. Water Treat.**, v. 53, p. 3096-3103, 2015.

KADIRVELU, K.; KAVIPRIYA, M.; KARTHIKA, C.; RADHIKA, M.; VENNILAMANI, N.; PATTABHI, S**.** Utilization of various agricultural wastes for activated carbon preparation and application for the removal of dyes and metal ions from aqueous solutions. **Bioresour. Technol.**, v. 87, n. 1, p. 129-132, 2003.

KAID, M.; ALI, A.; SHAMSAN, A.; YOUNES, S.; ABDEL-RAHEEM, S.; ABDUL-MALIK, M.; SALEM, W. Efficiency of maturation oxidation ponds as a post-treatment technique of wastewater. **Curr. Chem. Lett.**, 2022.

KARLOVIĆ, A.; JURIĆ, A.; ĆORIĆ, N.; HABSCHIED, K.; KRSTANOVIĆ, V.; MASTANJEVIĆ, K. By-Products in the Malting and Brewing Industries—Re-Usage Possibilities. **Fermentation**, v. 6, p. 82, 2020.

KATAYON, S.; NOOR, M. J. M. M.; TAT, W. K.; HALIM, G. A.; THAMER, A. M.; BADRONISA, Y. Effect of natural coagulant application on microfiltration performance in treatment of secondary oxidation pond effluent. **Desalination**, n. 204, p. 204-212, 2007.

KENNEDY, A. M.; REINERT, A. M.; KNAPPE, D. R.U.; FERRER, I.; SUMMERS, R. S. Full- and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. **Water Research**, v. 68, p. 238-248, 2015.

KHUMALO, S. M.; BAKARE, B. F.; RATHILAL, S.; TETTEH, E. K. Characterization of South African Brewery Wastewater: Oxidation-Reduction Potential Variation. **Water**, v. 14, p. 1604, 2022.

KIBAMI, D.; HESIELIE, R.; ZHIMOMI, N.; HOUZHA, N.; NYUWI, C. Synthesis and characterization of a bio waste material as an effective low-cost adsorbent. **Eur. J. Eng. Technol. Res**., 2022.

KOCASOY, G.; SAHIN, V. Heavy metal removal from industrial wastewater by clinoptilolite. **J. Environ. Sci. Health Part A.**, v. 42, n. 14, p. 2139-2146, 2008.

KONG, J.; YUE, Q.; HUANG, L.; GAO, Y.; SUN, Y.; GAO, B.; LI, Q.; WANG, Y**.** Preparation, characterization and evaluation of adsorptive properties of leather waste based activated carbon via physical and chemical activation**. Chem. Eng. J.**, v. 221, p. 62-71, 2013.

KOTHIYAL, M.; SEMWAL, G. Performance Evaluation of Brewery Biological Wastewater Treatment Plant**. MOJ Eco Environ Sci.** v. 3, p. 1-4, 2018.

KUMAR, J. A.; SATHISH, S.; KRITHIGA, T.; PRAVEENKUMAR, T. R.; LOKESH, S.; PRADU, D.; ANNAM RENITA, A.; PRAKASH, P.; RAJASIMMAN, M. A comprehensive review on bio-hydrogen production from brewery industrial wastewater and its treatment methodologies. **Fuel**, v. 319, p. 123594, 2022.

LATOU, M. G. Filtração direta: um passo à frente em tratamento de água. **DAE**, v. 127, p. 65-69, 1981.

LI, J.; ZHUANGA, X.; FONT, O.; MORENO, N.; VALLEJO, V. R.; QUEROL, X.; TOBIAS, A. Synthesis of merlinoite from Chinese coal fly ashes and its potential utilization as slow release K-fertilizer. **J. Hazard. Mater**., v. 265, p. 242–252, 2014.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas: Átomo, 2010.

LIU, J.; TIAN, C.; JIA, X.; XIONG, J.; DONG, S.; WANG, L.; BO, L. The brewery wastewater treatment and membrane fouling mitigation strategies in anaerobic baffled anaerobic/aerobic membrane bioreactor. **Biochem. Eng. J.**, v. 127, p. 53-59, 2017.

LU, J.; ZHANG, Q.; AN, Q.; BU, T.; FENG, Y.; CHEN, D.; QIAN, K.; CHEN, H. Preparation of activated carbon from sewage sludge using green activator and its performance on dye wastewater treatment. **Environ. Technol.**, v. 44, n. 25, p. 3897-3910, 2023.

MAHMUDABADI, T. Z.; EBRAHIMI, A. A.; ESLAMI, H.; MOKHTARI, M.; SALMANI, M. H.; GHANEIAN, M. T.; MOHAMADZADEH, M.; PAKDAMAN, M. Optimization and economic evaluation of modified coagulation-flocculation process for enhanced treatment of ceramic-tile industry wastewater. **AMB Express**, v. 8, n. 172, 2018.

MAILLER, R**.**; COQUET, Y.; DEROME, C.; BULÉTÉ, A.; VULLIET, E.; ROCHER, V. Removal of emerging micropollutants from wastewater by activated carbon adsorption: experimental study of different activated carbons and factors influencing the adsorption of micropollutants in wastewater. **J. Environ. Chem. Eng**., v. 4, n. 1, p. 1102-1109, 2016.

MALDHURE, A.; KHADSE, G.; LABHASETWAR, P. Effect of clariflocculator and pulsator based sedimentation technology and poly-aluminium chloride coagulant type on the efficiency of the water treatment plant. **Water Supply**, v. 22, n. 3, p. 2793, 2022.

MARGETA, K.; ZABUKOVEC, N.; SILJEG, M.; FARKAS, A. Natural Zeolites in Water Treatment – How Effective is Their Use. *In:* **Water Treatment**. InTech, 2013.

MATSUBARA, ANGELA SATSUKI**. Estudos sobre a aplicabilidade de um sistema de tratamento de efluentes domésticos, usando decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio, para as condições ambientais do Cuiabá - MT**. 2009. 93 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Cuiabá, 2009.

MENKITI, M. C.; ANEKE, M. C.; EJIKEME, P. M.; ONUKWULI, O. D.; MENKITI, N. U. Adsorptive Treatment Of Brewery Effluent Using Activated Chrysophyllum Albidium Seed Shell Carbon. **SpringerPlus**, v. 3, n. 1, p. 1-19, 2014.

MESHKSAR, M.; ROOSTAEE, T.; RAHIMPOUR, M. Membrane technology for brewery wastewater treatment. *In:* **Membrane-Based Processes In Environmental Engineering.** Elsevier, 2020. p. 289-303.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2013.

MILLS, S; TREGO, A. C.; PREVEDELLO, M.; DE VRIEZE, J.; O'FLAHERTY, V.; LENS, P. N. L.; COLLINS, G**.** Unifying Concepts In Methanogenic, Aerobic, And Anammox Sludge Granulation. **Environ. Sci. Ecotechnol.**, v. 17, p. 100310, jan. 2024.

MOHAN, S.V. Fermentative Hydrogen Production With Simultaneous Wastewater Treatment: Influence Of Pretreatment And System Operating Conditions. **J. Sci. Ind. Res.**, v. 67, p. 950–961, 2008.

MORAN, S. Engineering Science Of Water Treatment Unit Operations. *In:* **An Applied Guide To Water And Effluent Treatment Plant Design**. Elsevier, 2018. p. 39-51.

NEVES, A.; RAMALHO, L.; MARQUES, I.; BALDRÉS, A. Rhodobacter and pigments in anaerobic digestion of brewery efluente**. Wastes Solut., Treat. Opportun.** III, 2019.

NGUYEN, V. D.**;** PHAM, T. T.**;** VRANOVA, V.**;** NGUYEN, H. T. H.**;** NGUYEN, L. T. N.**;** VUONG, X. T.**;** BUI, Q. M. Removal of cadmium from aqueous solution using sonochemically modified clinoptilolite: Optimization and modeling. **Environ. Technol. Innov**., v. 20, p. 101166, 2020.

NUESSEL, F. A Note on Selected Craft Beer Brand Names. **Names**, v. 66, p. 106-115, 2018.

NWEZE, N.; ANOZIE, D.; UDE, B. Performance Evaluation of a Tropical Modern Brewery Waste Stabilization Pond: A Case Study of Ama Breweries, Enugu State, Nigeria. **IOSR J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol.**, v. 8, p. 50-54, 2014.

OCHIENG, G. M. M.; OTIENOL, F. A. O.; OGADA, T. P. M.; SHITOTE, S. M.; MENZWA, D. M. Performance of multistage filtration using different filter media against conventional water treatment systems. **Water SA**, v. 30, n. 3, p. 361-367, 2004.

OKADA, K.; YAMAMOTO, N.; KAMESHIMA, Y.; YASUMORI, A. Porous properties of activated carbons from waste newspaper prepared by chemical and physical activation. **J. Colloid Interface Sci.**, v. 262, n. 1, p. 179-193, 2003.

OKOLO, B. I.; NNAJU, P. C.; ONUKWULI, O. D. Nephelometric approach to study coagulation–flocculation of brewery effluent medium using Detarium microcarpum seed powder by response surface methodology**. J. Environ. Chem. Eng**., v.4, p.992-1001, 2016.

OLAJIRE, A. A. The brewing industry and environmental challenges. **J. Cleaner Prod**., p. 1-21, 2012.

PANDOVÁ, I.; PANDA, A.; VALÍČEK, J.; HARNIČÁROVÁ, M.; KUŠNEROVÁ, M.; PALKOVÁ, Z. Use of sorption of copper cations by clinoptilolite for wastewater treatment. **Int. J. Environ. Res. Public. Health**., v. 15, p. 1364, 2018.

PAPADOPOULOS, K. P.; ECONOMOU, C. N.; MARKOU, G.; NICODEMOU, A.; KOUTINAS, M.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Cultivation of Arthrospira platensis in Brewery Wastewater. **Water**, v.14, n.10, p.1547, 2022.

PAPADOPOULOS, K. P.; ECONOMOU, C. N.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Two-step treatment of brewery wastewater using electrocoagulation and cyanobacteria-based cultivation**. J. Environ. Manage**., v.265, p.1-7, jul. 2020.

PARAMESHWARAN, K.; FANE, A. G.; CHO, B. D.; MOOSBRUGGER, R.; KIM, K. J. Low energy treatment system for brewery wastewater reuse. **Water Sci. Technol. Water Supply.**, v. 3, n. 3, p. 141–148, 2003.

PARANÁ**. Resolução CEMA Nº 0070/2009**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. Diário Oficial do Estado do Paraná, 01 out. 2009.

PARAWIRA, W.; KUDITA, I.; NYANDOROH, M. G. A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. **Process Biochem**., v. 40, n. 2, p. 593-599, 2005.

PAREDES, L.; ALFONSIN, C.; ALLEGUE, T.; OMIL, F.; CARBALLA, M. Integrating granular activated carbon in the post-treatment of membrane and settler effluents to improve organic micropollutants removal. **Chemic. Eng. J**., v. 345, p. 79-86, 1 ago. 2018.

PELEKANI, C.; DRIKAS, M.; BURSILL, D. B**.** Application of direct filtration to miex treated river murray water. **Water**, v. 28, n. 4, 2001.

PEREIRA, C.; MURAKAMI, P.; BRESOLIN, I.; BRAGA, A. Quality control of small and large-scale brewed beers. **Braz. Ap. Sci. Rev**., Curitiba, v. 4, n. 4, p. 2135-2146, jul./ago. 2020. ISSN 2595-3621.

PERNITSKY, D.; EDZWALD, J. Solubility of polyaluminium coagulants. **J. Water Supply: Res. Technol.**, v. 52, n. 6, p. 395-406, 2003.

PONNAM, V.; KATARI, N. K.; MANDAPATI, R. N.; NANNAPANENI, S.; TONDEPU, S.; JONNALAGADDA, S.B. Efficacy of biochar in removal of organic pesticide, Bentazone from watershed systems. **J. Environ. Sci. Health**., Part B, v. 55, p. 396-405, 2020.

PONTA GROSSA. **Instrução Normativa LA n°3- 001, sobre instruções complementares e a documentação necessária para o licenciamento da Atividade Industrial**. Ponta Grossa: Secretaria de Meio Ambiente, 2018. Disponível em: https://smma.pontagrossa.pr.gov.br/licenciamento. Acesso em: 30 de maio de 2024.

PRAJITNO, M.; TANGPARITKUL, S.; ZHANG, H.; HARBOTTLE, D.; HUNTER, T. The effect of cationic surfactants on improving natural clinoptilolite for the flotation of cesium. **J. Hazard. Mater.**, v. 402, p. 123567, 2020.

RACAR, M.; DOLAR, D.; ŠPEHAR, A.; KRAŠ, A.; KOŠUTIĆ, K. Optimization of coagulation with ferric chloride as a pretreatment for fouling reduction during nanofiltration of rendering plant secondary effluent. **Chemosphere**, v. 181, p. 485-491, 2017.

RACHWAŁ K.; WAŚKO A.; GUSTAW K.; POLAK-BERECKA M. Utilization of brewery wastes in food industry. **PeerJ**, v. 8, e9427, 2020.

RAHMAN, A.; HANGO, H.; DANIEL, L.; UAHENGO, V.; JAIME, S.; BHASKARUNI, S.; JONNALAGADDA, S. Chemical preparation of activated carbon from Acacia erioloba seed pods using H_2SO_4 as impregnating agent for water treatment: An environmentally benevolent approach. **J. Clear Prod.**, v 237, p. 117689, 2019.

RAHMANI, A.; MAHVI, A.; MESDAGHINIA, A.; NASSERI, S. Investigation of ammonia removal from polluted waters by clinoptilolite zeolite. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 1, p. 125-133, 2004.

REINALDO, G. P. B.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; NETO, M. F.; SANTOS, D. B. Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico. **Rev. Ambient. Água**, v. 10, n. 4, p. 123-130, 2015.

RIBEIRO, T. F.; TREVISISAN, V.; FABREGAT, T. E. H. P.; SKORONKI, E. Characterization of a byproduct generated by the treatment of water from a biofloc technology system using a plant tannin-based coagulante. **Aquacult. Eng.**, v. 99, n. 102297, 2022.

RODRIGUES, L. S.; SANTOS, R. P.; LIMA, C. A.; SILVA, I. J. Eficiência de reator anaeróbio UASB precedido de decantodigestor na remoção de matéria orgânica e sólidos em efluentes do abate de bovinos. *In:* **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**, **XLIV**, 2015, São Pedro. Anais... São Pedro: Editora ABC, 2015. p. 123-130.

RODRÍGUEZ-IZNAGA, I.; SHELYAPINA, M.G.; PETRANOVSKII, V. Ion Exchange in Natural Clinoptilolite: Aspects Related to Its Structure and Applications. **Minerals**, v. 12, p. 1628, 2022.

ROSA, N. A.; AFONSO, J. C. Química e sociedade: A química da cerveja. São Paulo: Ver. **Química Nova Escola**, v 37, 2015. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc37_2/05-QS-155-12.pdf. Acesso em 28 de maio de 2024.

ROUT, D.; VERMA, R.; AGARWAL, S. K. Polyelectrolyte Treatment - An Approach For Water Quality Improvement. **Water Sci. Technol.**, London, v. 40, n. 2, p. 137-141, 1999.

SANTINI, C.; SUPINO, S.; BAILETTI, L.; JOHNSON, C.; GILINSKY, A. Category convergence and product innovation: the competitive scenario for microbreweries. *In:* **Woodhead Publishing Series In Consumer Sci & Strat Market.** 2021, p. 131-145.

SANTOS, M. S.; RIBEIRO, F. M. **Cervejas e refrigerantes**. São Paulo: CETESB, 2005. 58 p. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em: 30 maio 2024.

SERATI-NOURI, H.; JAFARI, A.; ROSHANGAR, L.; DADASHPOUR, M.; PILEHVAR-SOLTANAHMADI, Y.; ZARGHAMI, N. Biomedical applications of zeolite-based materials: A review. Materials science & engineering. **Mater Sci Eng C**, v. 116, 111225, 2020.

SHABANGU, K.; BAKARE, B.; BWAPWA, J. The Treatment Effect of Chemical Coagulation Process in South African Brewery Wastewater: Comparison of Polyamine and Aluminum-Chlorohydrate coagulants. **Water**, v. 14, n. 16, 2022.

SHELLHAMMER, T.; BAMFORTH, C. Assessing Color Quality of Beer. **Color Qual. Fresh Process Foods**, v. 983, p. 192-202, 2008.

SHRESTHA, P.; MALVANKAR, N.; WERNER, J.; FRANKS, A.; ELENA-ROTARU, A.; SHRESTHA, M.; LIU, F.; NEVIN, K.; ANGENENT, L.; LOVLEY, D. Correlation between microbial community and granule conductivity in anaerobic bioreactors for brewery wastewater treatment. **Bioresour. Technol.**, v. 174, p. 306-310, 2014.

SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Combined process of chemically enhanced sedimentation and rapid filtration for urban wastewater treatment for potable reuse. **Environ. Technol**., v. 4, p. 1-12, 2022.

SILVA, C.P.; PEDROSO, C. R.; ZARPELLON, D. I.; MACHADO, J. G. F.; VIDAL, C. M. S.; ZIMMERMANN, C.M.; CAMPOS, S. X. Post-treatment of anaerobic reactor effluent for reuse using a triple filtration system. **J. Environ. Manage.,** v. 233, p. 76-82, 2019.

SILVA, H. A.; LEITE, M. A.; PAULA, A. R. V. Beer and society. **Rev. Comport. Cult. Soc**., Juiz de Fora, v. 4, n. 2, p. 85-91, 2016.

SIMATE, G. S. The treatment of brewery wastewater for reuse by integration of coagulation/flocculation and sedimentation with carbon nanotubes ‘sandwiched’ in a granular filter bed. J**. Ind. Eng. Chem**., v. 21, p. 1277–1285, 2015.

SIMATE, G. S. CLUETT, J.; IYUKE, S. E.; MUSAPATIKA, E. T.; NDLOVU, S.; WALUBITA, L. F.; ALVAREZ, A. E. The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. **Desalination**, v. 273, p. 235–247, 2011.

SIMATE, G. S.; IYUKE, S. E.; NDLOVU, S; HEYDENRYCH, M. The heterogeneous coagulation and flocculation of brewery wastewater using carbon nanotubes. **Water Res**., v. 46, n. 4, p. 1185-1197, 2012.

SPELLMAN, F. R. **Handbook of water and wastewater treatment plant operations.** Boca Raton: CRC Press, 2014.

SOUZA, V. C.; VILLARROEL-ROCHA, J.; ARAÚJO, M. J. G. DE.; SAPAG, K.; PERGHER, S. B. C. Basic treatment in natural clinoptilolite for improvement of physicochemical properties. **Minerals**, v. 8, n. 12, p. 595. 2018.

STOTSKA, O. Purification of wastewater from the brewing industry using methane fermentation technology. **Sci. Works Natl. Univ. Food Technol**. n. 2, p. 37-47, 2023.

SWAIN, K.; ABBASSI, B.; KINSLEY, C. Combined electrocoagulation and chemical coagulation in treating brewery wastewater. **Water**, v. 12, n. 3, p. 1-12, 2020.

TAYLOR, R. P.; JONES, C. L. W.; LAING, M. Effect of pH on nutrient removal and crop production of hydroponic systems treating brewery effluent**. Water Supply,** v.21, n.5, p.1966-1979, 2020.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. **McGraw-Hill**, New York, NY, USA, 1991.

TEH, C. Y.; BUDIMAN, P. M.; SHAK, K. P. Y.; Wu, Y. T. Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment. **Ind. Eng. Chem. Res.**, v. 55, n. 16, p. 4363-4389, 2016.

TEJEDOR-SANZ, S.; ORTIZ, J.; ESTÉVE-NÚÑEZ, A. Merging microbial electrochemical systems with electrocoagulation pretreatment for achieving a complete treatment of brewery wastewater. **Chem. Eng. J.**, v. 330, p. 1068-1074, 2017.

TELES, J. C.; PEREIRA ROVEROTO, G.; BARANA, A. C. G. Geração de resíduos em uma microcervejaria: balanço de massa e alternativas de tratamento. **Rev. Meio Amb. Sust**., v. 12, n. 24, p. 14–27, 2023. Disponível em: https://www.revistasuninter.com/revistameioambiente/index.php/meioAmbiente/article/view/1055. Acesso em: 25 de mar. 2024.

TERUNGWA, I.; OGEDENGBE, K.; OPARAKU, L. Temporal Variations in the Characteristics of Pre-treated Effluents from a Brewery in Makurdi Metropolis-Nigeria. **Am. J. Environ. Prot.**, v. 4, p. 55-60, 2016.

TOLKOU, A.; ZOUBOULIS, A. Application of composite pre-polymerized coagulants for the treatment of high-strength industrial wastewaters. **Water**, v. 12, p. 5, 2020.

TOMASI, I. T.; MACHADO, C. A.; BOAVENTURA, R. A. R.; BOTELHO, C. M. S.; SANTOS, S. C. R. Tannin-based coagulants: Current development and prospects on synthesis and uses. **Sci. Total Environ.**, v. 822, p. 153454, 2022.

TONHATO, A. J.; HASAN, S. D. M.; SEBASTIEN, N. Y**.** Optimization of Coagulation/Flocculation Treatment of Brewery Wastewater Employing Organic Flocculant Based of Vegetable Tannin**. Water Air Soil Pollut**, v.230, n.202, p.201-219, 2019.

TORAN, M. S.; LABRADOR, P. F.; CIRIZA, J. F.; ASENSIO, Y.; REIGERSMAN, A.; AREVALO, J.; ROGALLA, F.; MONSALVO, V. M**.** Membrane-based processes to obtain high-quality water from brewery wastewater. **Front. Chem. Eng.**, v. 3, p. 1-17, 14 set. 2021.

UZUNOVA, E. L.; MIKOSCH, H. Cation site preference in zeolite clinoptilolite: A density functional study. **Microporous Mesoporous Mater**., v. 177, p. 113-119, 2013.

VAN BUUREN, J. C. L.; WILLERS, H.; LUYTEN, L.; VAN MANEN, M. The pathogen removal from UASB-effluent by intermittent slow sand filtration. *In:* **Anaerobic Treatment: A Grown-Up Technology, Conference Papers.** Aquatech**,** 1986. p. 707-709.

VERHUELSDONK, M.; GLAS, K.; PARLAR, H. Economic evaluation of the reuse of brewery wastewater. **J. Environ. Manage.**, v. 281, 111804, 2021.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas - FIME. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 13, p. 109-116, 2008.

WANG, C.; ALPATOVA, A.; MCPHEDRAN, K. N.; EL-DIN, M. G. Coagulation/flocculation process with polyaluminum chloride for the remediation of oil sands process-affected water: performance and mechanism study**. J. Environ. Manage**., v.160, p.254-262, 2015.

WANG, S.; YIN, C.; YANG, Z.; HU, X.; LIU, Z.; SONG, W. Assessing the potential of Chlorella sp. for treatment and resource utilization of brewery wastewater coupled with bioproduct production. **J. Clean. Prod**., v.367, 2022, 132939.

WASIELEWSKI, S.**;** ROTT, E.**;** MINKE, R.**;** STEINMETZ, H. Evaluation of different clinoptilolite zeolites as adsorbent for ammonium removal from highly concentrated synthetic wastewater. **Water (Switzerland),** v. 10, p. 1–17, 2018.

WEI, N.; ZHANG, Z.; LIU, D.; WU, Y.; WANG, J.; WANG, Q. Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. **Chin. J. Chem. Eng.**, v. 23, n. 6, p. 1041-1046, 2015.

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters: a design, construction and operation manual**. St. Gallen, Switzerland: SKAT (Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management). 1996. Disponível em: https://bit.ly/33VP9Q4. Acesso em 16 de julho de 2024.

WERKNEH, A. A.; BEYENE, H. D.; OSUNKUNLE, A. Recent advances in brewery wastewater treatment; approaches for water reuse and energy recovery: a review. **Environ. Sustain**., v. 2, p. 199-209, 2019.

WIRTH, B.; KREBS, M.; ANDERT, J. Anaerobic degradation of increased phenol concentrations in batch assays. **Environ. Scie. Pollut. Res.**, v. 22, p. 19048-19059, 2015.

WONGCHAREE, S.; ARAVINTHAN, V.; ERDEI, L. Removal of natural organic matter and ammonia from dam water by enhanced coagulation combined with adsorption on powdered composite nano-adsorbent. **Environ. Technol. Innov**., v. 17, p. 100557, 2020.

XUE, J. The application of activated carbon in the removal of organic compounds from wastewater. **Acad. J. Sci. Technol**., 2023.

YANG, Z.; HOU, J.; MIAO, L.; YANG, Y.; YOU, G.; JIA, D.; GAO, M. Removing specific extracellular organic matter from algal bloom water by Tanfloc flocculation: Performance and mechanisms**. Sep. Purific. Technol.**, v. 212, p. 65-74, 2019.

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulantes for water and wastewater treatment. **Process Biochem.**, v. 45, p. 1437-1444, 2010.

YOUSEF, R. I.; EL-ESWED, B.; AL-MUHTASEB, A. H. Adsorption characteristics of natural zeolites as solid adsorbents for phenol removal from aqueous solutions: Kinetics, mechanism, and thermodynamics studies**. Chem. Eng. J**., v. 171, p. 1143–1149, 2011.

ZACHAROF, M. P. Industrial Symbiosis: Beer Brewery Wastewater-Based Biorefinery. **Circ. Econ. Sust**., v. 1, p. 593-609, 2021.

ZEN, B. P. **Síntese de Zeólita a partir de cinzas de carvão e aplicação como adsorventes**. 2016. 111 f. Dissertação (Mestre em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

ZHANG, S.; ZHENG, M.; TANG, Y.; ZANG, R.; ZHANG, X.; HUANG, X.; CHEN, Y.; YAMAUCHI, Y.; KASKEL, S.; PANG, H. Understanding synthesis–structure–performance correlations of nanoarchitectured activated carbons for electrochemical applications and carbon capture. **Adv. Funct. Mater**., 2022.

ZHANG, Z.; WANG, J.; LIU, D.; LI, J.; WANG, X.; SONG, B.; YUE, B.; ZHAO, K.; SONG, Y. Hydrolysis of polyaluminum chloride prior to coagulation: Effects on coagulation behavior and implications for improving coagulation performance. **J. Environ. Sci.**, v. 57, p. 162-169, 2017.