



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

JESSICA CAMILA DO NASCIMENTO ROCHA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO EM REATOR ELETROLÍTICO DE
FLUXO CONTÍNUO COM ELETRODOS DE FERRO E ALUMÍNIO**

JOÃO PESSOA,
2020

JESSICA CAMILA DO NASCIMENTO ROCHA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO EM REATOR ELETROLÍTICO DE
FLUXO CONTÍNUO COM ELETRODOS DE FERRO E ALUMÍNIO**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à
Coordenação do Curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba, como um dos
requisitos obrigatórios para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Carmem Lúcia Moreira
Gadelha

JOÃO PESSOA,
2020

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

R672t Rocha, Jessica Camila do Nascimento.

Tratamento de efluente sintético em reator eletrolítico de fluxo contínuo com eletrodos de ferro e alumínio / Jessica Camila do Nascimento Rocha. - João Pessoa, 2020.

78 f. : il.

Orientação: Carmem Lucia Moreira Gadelha.
Monografia (Graduação) - UFPB/CT.

1. Eletrólise. 2. Efluente têxtil. 3. Degradação de corante. I. Gadelha, Carmem Lucia Moreira. II. Título.

UFPB/BC

FOLHA DE APROVAÇÃO

JESSICA CAMILA DO NASCIMENTO ROCHA

TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO EM REATOR ELETROLÍTICO DE
FLUXO CONTÍNUO COM ELETRODOS DE FERRO E ALUMÍNIO

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado em 03/12/2020 perante a seguinte Comissão
Julgadora:

Carmem Gadelha

Carmem Lucia Moreira Gadelha
Universidade Federal da Paraíba

Aprovada

Aline Nunes Remigio

Aline Flávia Nunes Remígio Antunes
Universidade Federal da Paraíba

Aprovada

Claudia Coutinho Nóbrega

Claudia Coutinho Nóbrega
Universidade Federal da Paraíba

Aprovada

ABSilva

Prof^ª Andrea Brasiliano Silva
Matrícula Siape: 1549557
Coordenadora do Curso de Graduação em Engenharia Civil

Dedico este trabalho aos meus pais,
pessoas que mais amo e que me deram
suporte para buscar os meus sonhos.

Gratidão.

Quem acredita sempre alcança.

- Renato Russo

AGRADECIMENTOS

Nesse momento tão especial eu não poderia deixar de agradecer a todas as pessoas que estiveram comigo durante a minha trajetória.

Agradeço primeiramente a Deus por tanta bondade e generosidade em minha vida. Sem Ele eu não teria chegado até aqui. Foram dias de lutas, mas também de muitas vitórias, e da certeza de que Ele estava comigo em todos os momentos.

Agradeço aos meus pais, Klinger e Elisabeth, por serem meu espelho, minha base, meu alicerce. Gratidão por tanto amor, dedicação e encorajamento.

Agradeço a minha mãe Verônica, por ter sido meu portal da vida.

Agradeço a toda minha família, aos meus avôs, meu irmão e minhas irmãs por estarem sempre comigo, nos bons e maus momentos, e por nunca me deixarem desistir.

Agradeço aos amigos Tertuliano e cia, por serem luz em minha vida e por terem me auxiliado em tantas situações. Sei que nunca estive só.

Agradeço ao meu namorado, pelo apoio, pela paciência e pelos momentos de felicidade compartilhados.

Agradeço a minha querida professora do ensino técnico, Mirella, por ter sido minha fonte de inspiração na escolha da minha carreira e por ter acreditado em mim e me concedido tantas oportunidades de aprendizado.

Agradeço a minha orientadora, professora Carmem, pela oportunidade de desenvolver este trabalho e por ser essa excelente profissional.

Agradeço aos professores que fizeram parte da minha formação: Karine, Aline, Cristiano, Gilson, Sarmento, Ana Cláudia, Claudia, Andrea, Clóvis, Celso, Albanise, entre tantos outros que me ajudaram a ser melhor como profissional e como pessoa.

Agradeço as empresas a qual tive a oportunidade de me desenvolver profissionalmente: Planej, Arquitemático, Nautilus Projetos, Terra Consultoria e Plus Engenharia.

Agradeço aos meus colegas de curso, por dividirem comigo essa jornada.

Agradeço aos técnicos do LABSAM, Dorivaldo, Elson e em especial a Romildo, pois seu apoio foi de suma importância no desenvolvimento deste trabalho. Agradeço ao professor Eridon, por toda sua contribuição técnica na montagem do reator. Agradeço também aos colegas de pesquisa, Kelly e Dennis, pois a companhia de vocês tornavam o trabalho mais leve e divertido.

E por fim, agradeço a todos aqueles que de alguma forma, mesmo não sendo citados, contribuíram para eu chegar até aqui e me tornar quem sou hoje.

Gratidão!

RESUMO

Estudos, pesquisas e grandes esforços têm sido feitos, ao longo dos anos, visando diminuir os danos causados pelo setor industrial, em especial o têxtil sobre os recursos hídricos, por descartar seus efluentes altamente coloridos e contaminados em razão da elevada taxa de utilização de elementos tidos como de complexa degradação. O foco desse estudo foi avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de efluente sintético proveniente da indústria têxtil. Assim, utilizou-se reator eletroquímico de fluxo contínuo, com eletrodos de ferro e alumínio galgando a máxima eficácia na degradação do corante têxtil *Direct Red 23*. Os testes foram realizados utilizando o planejamento fatorial 2^3 com repetição no ponto central e considerou-se os fatores (variáveis independentes) pH, espaçamento entre as placas e o tempo de detenção hidráulica. Para a verificação da eficiência do processo analisou-se os parâmetros pH, turbidez, cor e concentração do corante (variáveis dependentes do processo). Para eletrodos de ferro foi possível obter eficiência de 100% e de 98,6% na remoção do corante e da cor, respectivamente, na condição de: pH inicial igual a 7,0; espaçamento entre as placas de 1,0 cm e tempo de detenção de 20,0 min (teste 9 do planejamento). Já para eletrodos de alumínio obteve-se a maior eficiência de remoção do corante e da cor (da ordem de 99,5% e 98,0%, respectivamente) no teste 7 (pH igual a 9,0; espaçamento entre as placas igual 0,5 cm e tempo de de detenção de 30 min). Para a turbidez não se obteve resultados satisfatórios, tanto para eletrodos de ferro como de alumínio. Com o uso de eletrodos de alumínio a maior remoção desse parâmetro foi de 37,69%. No entanto, em todos os testes com eletrodos de ferro ocorreu aumento na turbidez. Porém, verificou-se que após decantação do material em suspensão (flocos) o valor da turbidez diminuiu. Por meio dos diagramas de Pareto foi possível verificar os fatores estatisticamente significativos no processo da eletrocoagulação. Apesar de comprovada a alta eficiência na degradação do corante e da remoção da cor tanto com eletrodos de ferro como de alumínio, o tratamento eletrolítico acaba por não ter a mesma eficácia na redução da turbidez presente no efluente, deixando um inevitável espaço para futuras pesquisas sobre a associação da eletrocoagulação, em fluxo contínuo, com o processo de filtração para a remoção dos sólidos suspensos, reduzindo assim, a turbidez do efluente final.

Palavras-chave: Eletrólise. Efluente têxtil. Degradação de corante.

ABSTRACT

Studies, research and great efforts have been made, over the years, aiming to reduce the damages caused by the industrial sector, especially the textile over water resources, by discarding its highly colored and contaminated effluents due to the high rate of use of elements seen as complex degradation. The focus of this study was to measure the efficiency of the electrocoagulation process applied to the treatment of textile industrial effluent. Thus, a continuous flow electrochemical reactor was used, with iron and aluminum electrodes, achieving maximum efficiency in the degradation of the Direct Red 23 textile dye. The tests were performed using a 2^3 factorial design with repetition at the central point and the factors considered (independent variables) pH, spacing between the plates and the hydraulic holding time. To check the efficiency of the process, the parameters pH, turbidity, color and concentration of the dye were analyzed (process dependent variables). For iron electrodes, it was possible to obtain 100.0% and 98.6% efficiency in the removal of dye and color, respectively, on the condition that: initial pH equal to 7.0; spacing between plates of 1.0 cm and detention time of 20.0 min (test 9 of the planning). As for aluminum electrodes, the highest dye and color removal efficiency (in the order of 99.5% and 98.0%, respectively) was obtained in test 7 (pH equal to 9.0; spacing between plates equal 0.5 cm and detention time of 30 min). For turbidity, satisfactory results were not obtained, both for iron and aluminum electrodes. With the use of aluminum electrodes, the greatest removal of this parameter was 37.69%. However, in all tests with iron electrodes there was an increase in turbidity. Nevertheless, it was found that after the settling of the suspended material (flakes) the turbidity value decreased. Through the Pareto diagrams it was possible to verify the statistically significant factors in the electrocoagulation process. Despite the proven high efficiency in the degradation of the dye and the removal of color with both iron and aluminum electrodes, the electrolytic treatment ends up not having the same effectiveness in reducing the turbidity present in the effluent, leaving an inevitable space for future research on the association of electrocoagulation, in continuous flow, with the filtration process to remove suspended solids, thus reducing the turbidity of the final effluent.

Keywords: Electrolysis. Textile effluent. Dye degradation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma dos processos e etapas da indústria têxtil	23
Figura 2 – Estrutura da cadeia produtiva e de distribuição têxtil e confecção	28
Figura 3 – Organograma dos métodos de tratamento de efluentes	31
Figura 4 – Diagrama de célula de eletrocoagulação-flotação com dois eletrodos	38
Figura 5 – Representação esquemática do reator de eletrocoagulação	45
Figura 6 – Fluxograma do sistema de eletrocoagulação em fluxo contínuo	46
Figura 7 – Reator eletrolítico em funcionamento.....	47
Figura 8 – Detalhe dos eletrodos igualmente espaçados no suporte	47
Figura 9 – Arranjo bipolar em série	48
Figura 10 - Eflunte sintético antes e depois de tratar no reator eletrolítico.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Produção mundial de têxteis e vestuários no ano de 2012	27
Tabela 2 – Padrões de lançamento versus classificação dos corpos hídricos.....	43
Tabela 3 – Fatores e níveis do planejamento fatorial	49
Tabela 4 – Matriz de planejamento experimental.....	50

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Principais processos de tecelagem/ malharia	24
Quadro 2 – Principais processos do beneficiamento.....	25

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Variação do pH com eletrodos de ferro.....	53
Gráfico 2 – Variação do pH final do efluente com eletrodos de alumínio	54
Gráfico 3 – Variação do pH final do efluente tratado com eletrodos de ferro e alumínio	55
Gráfico 4 – Turbidez final com o uso de eletrodos de ferro e de alumínio	57
Gráfico 5 – Variação da cor verdadeira com eletrodo de ferro	59
Gráfico 6 – Variação da cor verdadeira com eletrodo de alumínio	59
Gráfico 7 – Remoção da cor verdadeira com eletrodos de ferro e alumínio em porcentagem	60
Gráfico 8 – Variação do corante com eletrodo de ferro em mg/L.....	62
Gráfico 9 – Variação do corante com eletrodo de alumínio em mg/L	62
Gráfico 10 – Remoção do corante com eletrodo de ferro e alumínio em porcentagem	63
Gráfico 11 – Diagrama de Pareto para a variável dependente turbidez com eletrodos de ferro	65
Gráfico 12 – Diagrama de Pareto para a variável dependente turbidez com eletrodos de alumínio.....	65
Gráfico 13 – Diagrama de Pareto para a variável dependente cor com eletrodos de ferro	66
Gráfico 14 – Diagrama de Pareto para a variável dependente cor com eletrodos de alumínio	66
Gráfico 15 – Diagrama de Pareto para a variável dependente concentração do corante com eletrodos de ferro.....	67
Gráfico 16 – Diagrama de Pareto para a variável dependente concentração do corante com eletrodos de alumínio.....	68
Gráfico 17 – Taxa de corrosão dos eletrodos de ferro e alumínio.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampère
ABDI	Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial
ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
Al	Alumínio
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
Cl	Cloro
cm	Centímetros
CNI	Confederação Nacional da Indústria
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CO ₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT	Centro de Tecnologia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDP	Diferença de Potencial
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Espaçamento entre placas
EC	Eletrocoagulação
EF	Eletrofloculação
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
Fe	Ferro
H	Hidrogênio
H ₂	Gás hidrogênio
H ₂ O	Molécula de água
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
HO ₂	Dióxido de hidrogênio
L	Litros
LABSAM	Laboratório de Saneamento Ambiental
mg	Miligramas

mgPt/L	Miligramas de platina por litro
min	Minutos
mL	Mililitros
N	Normal
Na	Sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
nm	Nanômetro
NTU	Nephelometric Turbidity Unity
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
OH	Hidroxila
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
R	Radical
S	Segundos
TC	Têxtil e confecção
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TDS	Teor de sólidos dissolvidos totais
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
V	Volts
µm	Micrômetro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	22
3.1	INDÚSTRIA TÊXTIL	22
3.1.1	Panorama mundial	26
3.1.2	Panorama nacional	27
3.1.3	Caracterização dos efluentes industriais têxteis	29
3.2	TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS TÊXTEIS	30
3.2.1	Técnicas convencionais	31
3.2.1.1	<i>Coagulação e floculação</i>	31
3.2.1.2	<i>Sedimentação</i>	32
3.2.1.3	<i>Lodos ativados</i>	32
3.2.1.4	<i>Filtros biológicos</i>	33
3.2.2	Técnicas avançadas	33
3.2.2.1	<i>Ozonização</i>	33
3.2.2.2	<i>Reativo de Fenton</i>	34
3.3	O PROCESSO DE ELETRÓLISE, ELETROCOAGULAÇÃO OU ELETROFLOCULAÇÃO	35
3.3.1	História do surgimento da eletrólise para tratar efluentes	36
3.3.2	Mecanismos de Coagulação Química e Eletrocoagulação	37
3.3.3	Fatores que afetam a Eletrofloculação	40
3.3.3.1	<i>Densidade da corrente</i>	40
3.3.3.2	<i>Espaçamento entre os eletrodos</i>	40
3.3.3.3	<i>Eletrólitos</i>	41

3.3.3.4	<i>Efeito do pH</i>	41
3.3.3.5	<i>Efeito da temperatura</i>	41
3.3.3.6	<i>Materiais dos eletrodos</i>	41
3.3.4	Vantagens e limitações da eletrólise	42
3.4	ARCABOUÇO LEGAL ACERCA DA QUALIDADE PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES EM CORPOS HÍDRICOS.....	43
4	METODOLOGIA	45
4.1	CONFECÇÃO DO REATOR EM FLUXO CONTÍNUO.....	45
4.2	PREPARAÇÃO DO EFLUENTE SINTÉTICO.....	48
4.3	PLANEJAMENTO FATORIAL.....	49
4.4	OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	50
4.5	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	51
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1	ANÁLISE DO PARÂMETRO pH.....	53
5.2	ANÁLISE DO PARÂMETRO TURBIDEZ.....	56
5.3	ANÁLISE DO PARÂMETRO COR VERDADEIRA.....	58
5.4	ANÁLISE DO PARÂMETRO CONCENTRAÇÃO DE CORANTE.....	61
5.5	DETERMINAÇÃO DOS EFEITOS DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES NAS RESPOSTAS.....	64
5.6	INFLUÊNCIA DO PROCESSO ELETROLÍTICO SOBRE O DESGASTE DAS PLACAS DE ALUMÍNIO E FERRO.....	68
6	CONCLUSÃO	70
7	REFERÊNCIAS	72

1 INTRODUÇÃO

A atividade industrial têxtil é caracterizada pelo elevado consumo de água e, conseqüentemente, alta quantidade de efluente líquido gerado. Como fator agravante, o uso de corantes e outras substâncias em seu processo de produção, como ácidos, bases, sais, detergentes, umectantes e oxidantes, tornam estes efluentes complexos e de difícil biodegradabilidade (FLECK *et al.*, 2013).

A temática acerca de tratamentos adequados para os efluentes industriais tem se tornado, cada vez mais, uma problemática universal. Notadamente, os efluentes provenientes da indústria têxtil possuem uma alta carga poluidora, pois são constituídos, em sua maior parte, por corantes que possuem moléculas de complexa degradação. Nesse contexto, Zollinger (1987) afirma que cerca de 100.000 corantes sintéticos estão disponíveis comercialmente e são de natureza química complexa, tornando-os recalcitrantes e persistentes em corpos d'água naturais.

Uma questão importante relacionada a esse setor é a geração de grandes volumes de água colorida emanada das seções de tingimento e acabamento. Essa água, se descarregada sem tratamento em corpos d'água naturais, causa sérios danos ambientais. O efluente têxtil é altamente variável em sua composição e contém corantes não utilizados (8 a 20%), auxiliares de tingimento, sais inorgânicos e outros produtos químicos que melhoram a aderência às fibras. (SANTOS *et al.*, 2007).

A presença de cor nos efluentes também é um incômodo estético. Além da toxicidade das moléculas de corante, elas absorvem a luz e reduzem sua disponibilidade para sistemas de fotossíntese aquática. Isso resulta na privação de oxigênio e na interrupção da cadeia alimentar aquática. Assim, a remoção de corante é uma grande preocupação durante o tratamento de efluente têxtil. (CHHABRA *et al.*, 2015).

A maioria dos poluentes nas águas residuais pode ser removida, eficientemente, através de processos físicos, químicos e biológicos. No entanto, alguns contaminantes não são degradáveis (KUMAR *et al.*, 2008; MALJAEI *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2015). Estes podem ter potenciais efeitos tóxicos, mutagênicos e endócrinos nos seres vivos, pois permanecem no efluente da estação de tratamento de águas residuais. (VENTURA *et al.*, 2008; FATIMA *et al.*, 2007; POMATI *et al.*, 2008).

Existem muitos métodos para o tratamento de efluentes têxteis, alguns deles já com grande aplicação e outros ainda estão sendo desenvolvidos como o processo eletrolítico (SOUSA *et al.*, 2014). Processos avançados de oxidação aparecem como um dos métodos mais

promissores para o tratamento de águas residuais contendo poluentes orgânicos perigosos produzidos em muitos processos industriais. (BENSALAH *et al.*, 2010).

Para Katsoni *et al.* (2014) os principais usos da eletro-oxidação são no pré-tratamento para melhorar as propriedades biodegradáveis das águas residuais brutas e/ou como um tratamento profundo para decompor a matéria residual (refratária). Garcia-Segura *et al.* (2015) indicaram que os processos de eletro-oxidação têm um efeito maior sobre poluentes persistentes e não degradáveis do tratamento biológico secundário do que os métodos físico-químicos tradicionais.

Durante o processo eletroquímico, a geração de coagulantes ocorre *in situ* a partir de eletrodos de ferro e/ou alumínio submetidos a uma corrente elétrica (CERQUEIRA *et al.*, 2011). Assim, ao contrário dos processos convencionais em que os coagulantes são adicionados ao efluente na forma de sais, no processo de eletrofloculação os coagulantes (ferro ou alumínio) são adicionados à suspensão por meio da dissolução do ânodo que provoca a agregação das partículas posteriormente removidas por sedimentação ou filtração (ADIN; VESCAN, 2002).

Sendo assim, observa-se uma menor produção de lodo e a não ocorrência da poluição secundária que acontece quando substâncias químicas adicionadas à solução se combinam com os componentes presentes no efluente. Desta forma, o desenvolvimento da eletrocoagulação é de extrema importância para as indústrias, uma vez que essa técnica apresenta baixo custo de implantação e operação, (RITTER, 2017).

Segundo Harris (2001), a eletrólise pode ser definida como uma reação levada à sua direção não espontânea devido a uma corrente elétrica. Para Fernandes e Silva (2012), o reator eletroquímico é formado por um recipiente contendo eletrodos submersos no efluente, os quais são conectados a uma fonte de corrente contínua ajustável. A região compreendida entre os eletrodos e o meio reacional corresponde ao espaço onde ocorrem os principais fenômenos desse processo, ou seja, a eletrólise, a formação do agente coagulante e o transporte por difusão.

Para que o processo de tratamento de efluente por eletrofloculação possa ser eficiente do ponto de vista da qualidade do efluente tratado e do gasto energético atrelado é necessário que o reator opere em uma faixa ótima das variáveis manipuladas. Isso tem despertado vários estudos que visam observar qual a melhor faixa de operação e a melhor combinação entre as variáveis, tais como: distância e posição dos eletrodos, tempo espacial, pH inicial, voltagem, condutividade, vazão volumétrica, entre outras, avaliadas sobre os mais variados tipos de efluentes. (FERNANDES, 2016).

No entanto, estudos que abordem processos eletrolíticos de fluxo contínuo são escassos, sendo amplamente estudados os reatores em batelada. Nesse contexto, Fernandes (2016) afirma

sobre a necessidade de serem desenvolvidos mais trabalhos envolvendo o fenômeno da eletrocoagulação de modo a abordar a relação entre as variáveis de entrada e saída dos sistemas, que possam explicar a cinética comportamental, a obtenção de pontos ótimos de remoção de contaminante e energético dos sistemas, além da definição de estratégias de controle que garantam a estabilidade dessas variáveis.

Por conseguinte, este trabalho pretende estudar o desempenho do processo de eletrólise em reator com sistema de fluxo contínuo, em escala de bancada, operando em diferentes condições experimentais, utilizando efluente sintético produzido a partir do corante *Direct Red 23* de forma a simular efluentes produzidos pela indústria têxtil. A partir das condições experimentais avaliadas com o efluente sintético e dos resultados obtidos nesse estudo, analisou-se o desempenho do reator quanto à taxa de contaminantes removida e ao consumo energético.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho e a eficiência do processo eletrolítico no tratamento de efluente têxtil utilizando reator eletroquímico de fluxo contínuo com eletrodos de ferro e de alumínio, obtendo-se subsídios para o desenvolvimento de sistemas em escala real.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Desenvolver, instalar e testar um reator eletroquímico em escala de bancada, em fluxo contínuo, para tratamento de efluente têxtil, utilizando eletrodos de ferro e de alumínio.
- b) Aplicar as condições ótimas de operação ao reator em fluxo contínuo, monitorando a remoção de cor verdadeira e de corante.
- c) Comparar a eficiência do tratamento na utilização de eletrodos de alumínio e de ferro.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 INDÚSTRIA TÊXTIL

A indústria têxtil foi a principal responsável por deflagrar a primeira revolução industrial, no século XVIII, ao substituir os teares manuais, pela tecnologia das máquinas movidas a vapor. Desde então, nunca parou de investir em novas tecnologias de produção e está na vanguarda da implementação da chamada Indústria 4.0. (CNI, 2017).

Em virtude da necessidade humana de vestuário e usos utilitários variados como, por exemplo, na decoração, na área hospitalar, militar, entre outros, a indústria têxtil está presente em todos os países. Tem assim um significado importante nas dimensões social, cultural, econômica e política a ponto de influenciar costumes e tendências com consequências no modo de vida em diferentes épocas. Por isso, a sociedade desenvolveu uma infraestrutura produtiva que se transformou em parques industriais para fazer frente a uma demanda de larga escala no mercado interno e externo. Esta infraestrutura constitui uma rede de infra segmentos produtivos independentes, tais como o beneficiamento das fibras naturais, a fiação de fibras naturais, artificiais e sintéticas, tecelagem e malharia. (FUJITA e JORENE, 2015).

Segundo Gomes (2009) as indústrias têxteis têm seu processo produtivo muito diversificado, ou seja, algumas podem possuir todas as etapas do processo (fiação, tecelagem e beneficiamento) outras podem ter apenas um dos processos (fiação, tecelagem, beneficiamento, fiação e tecelagem, etc.).

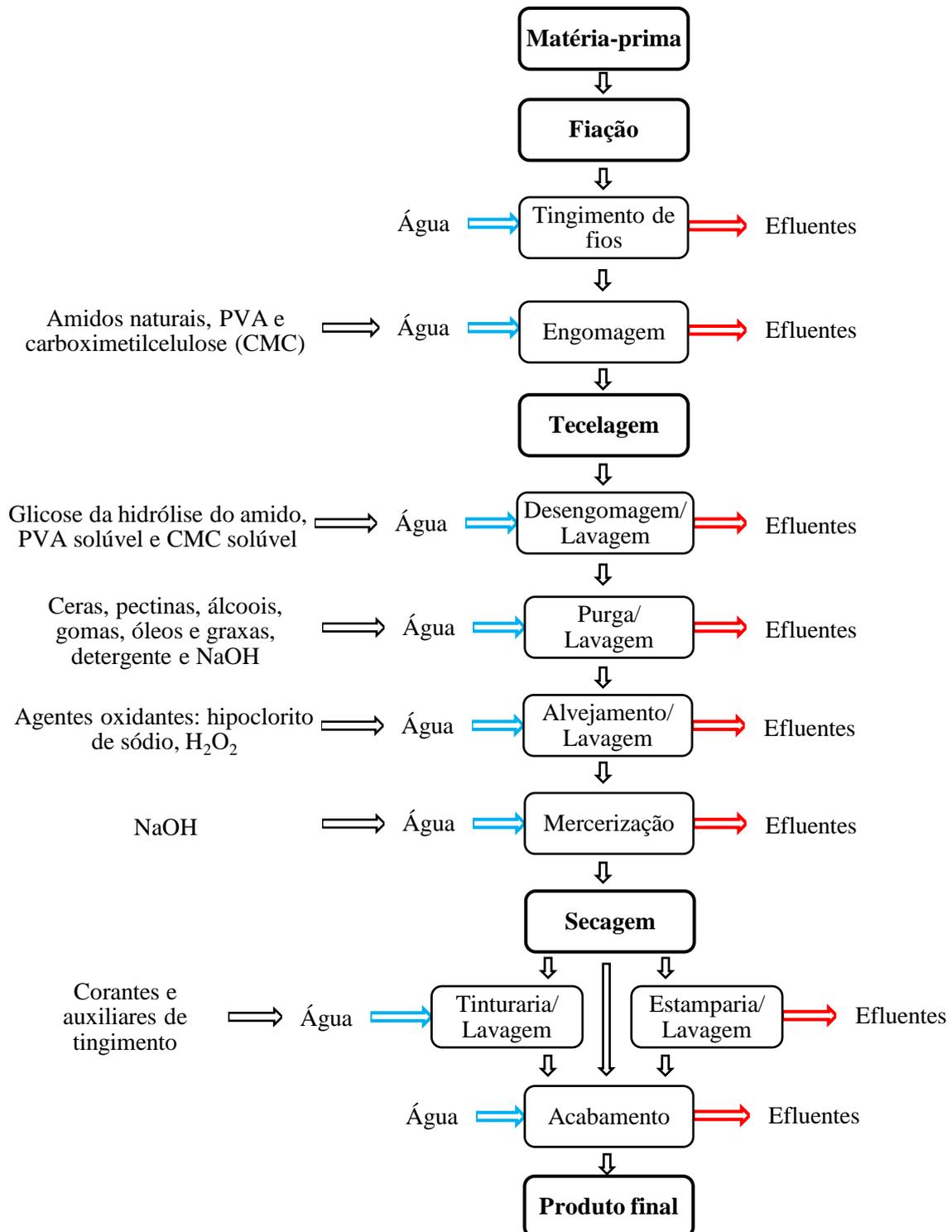
O processo produtivo da cadeia têxtil se inicia com a matéria-prima (fibras e filamentos) sendo transformada em fios na unidade de fiação, seguindo para a tecelagem plana ou para a malharia e, finalmente, para o acabamento. Cada uma dessas etapas possui características próprias, existindo descontinuidade entre elas. Assim, o resultado final de cada etapa constitui o insumo principal da seguinte. Cada um dos elos principais subdivide-se em várias operações conexas, mas igualmente independentes entre si. A independência das fases principais e das etapas inerentes a cada uma delas decorre do fato de que cada etapa elabora um produto intermediário, embora em condições pré-determinadas pelo sistema de produção. (JUNIOR, 2017).

A cadeia produtiva pode ser inicialmente classificada em função das fibras têxteis utilizadas. As fibras naturais estão divididas pela sua origem em: vegetais, animais e minerais. O processo de produção das fibras manufaturadas ou químicas é dividido em artificiais e sintéticas que consistem na transformação química de matérias-primas naturais. Entre as fibras

artificiais a partir das lâminas de celulose, destacam-se como principais o acetato e a viscose. (BASTIAN, 2009).

Na Figura 1 estão descritos os processos envolvidos na indústria têxtil:

Figura 1 – Fluxograma dos processos e etapas da indústria têxtil



Fonte: Gomes, 2009.

As fibras podem ser naturais ou químicas, estas últimas estão divididas sintéticas e artificiais. Segundo Emery (2007), a combinação das fibras químicas com as naturais permite a criação de produtos com as características diferenciadas. Emery (2007) afirma que as fibras químicas buscam copiar e incrementar as características das naturais e representam uma alternativa de matéria que vem reduzir a dependência de fibras naturais por parte da indústria.

A próxima etapa, as fibras passam por um processo chamado de fiação para a obtenção de fios têxteis. Segundo Souza (2011), a fiação pode ser definida como uma sucessão de operações através das quais se transforma uma massa de fibras têxteis inicialmente desordenadas (flocos) em um conjunto de grande comprimento, cuja seção possui algumas dezenas de fibras mais ou menos orientadas e presas a si mediante uma torção.

A etapa após a fiação é a produção de tecidos. Os processos mais utilizados na produção de tecidos são a tecelagem do tecido plano e a malharia. O Quadro 1 mostra os principais processos e finalidades básicas das etapas tecelagem/-malharia.

Quadro 1 – Principais processos de tecelagem/ malharia

Principais Processos	Finalidade básica
Urdimento	Dispor fios de urdume, provenientes de cones, em rolos de urdume.
Engomagem	Aplicar película de goma (natural ou sintética) nos fios de urdume, para posterior tecimento.
Tecimento (tecido)	Confeccionar tecido plano (teares de pinça, de ar ou de água, etc.).
Tecimento (malha)	Confeccionar tecido de malha utilizando teares circulares ou retilíneos (de cone ou de urdume).

Fonte: Bastian, 2009.

A tecelagem de tecidos planos é resultado do entrelaçamento de fios em ângulos retos, realizado por um tear. Para este processo, os fios devem ser previamente preparados por meio de processos de urdimento e engomagem. Por meio desse processo são obtidos tecidos pesados como os brins, índigos, jeans, os popelines e tecidos utilizados para cama, mesa e banho. (Emery, 2007).

O processo de malharia consiste na passagem de uma laçada de fio através de outra laçada, e tem por objetivo produzir tecidos de maior flexibilidade e elasticidade. Na malharia se produzem malhas de algodão puro ou com mescla de poliéster, utilizadas em meias, roupas íntimas entre outros. (Emery, 2007).

Após a tecelagem, o tecido passa por um processo de acabamento com o objetivo de conferir propriedades específicas ao material, dependendo das características que o mesmo

possui. Em seguida, a última etapa do processo de produção da indústria têxtil é a confecção.

É essencial abordar um pouco sobre o beneficiamento, que consiste em vários processos, onde serão gerados a maioria dos efluentes têxteis e sua carga poluidora. Os principais processos do beneficiamento e sua finalidade básica estão descritas no Quadro 2.

Quadro 2 – Principais processos do beneficiamento

Principais Processos	Finalidade básica
Chamuscagem	Eliminar fibrilas da superfície do material têxtil, por meio de queima
Purga / Limpeza	Remover materiais oleosos (graxos ou não) e impurezas através de reações de saponificação, emulsão e solvência para proporcionar hidrofiliidade ao substrato. Nota: As lavanderias utilizam este processo para remoção das impurezas, dependendo do grau de sujidade do material, outros produtos químicos poderão ser adicionados: agentes oxidantes, enzimas, ácidos, etc.
Alvejamento	Remover coloração amarelada (natural) do material têxtil
Mercerização e Caustificação (operações individuais)	Tratamento alcalino do material têxtil com objetivo de melhorar propriedades físico-químicas da fibra (brilho, aumento da afinidade por corante, estabilidade dimensional etc.). Nota: a diferença básica entre a mercerização e caustificação é que a primeira trabalha com maior concentração de álcali, sob tensão e em equipamento específico (mercerizadeira).
Tingimento	Conferir coloração ao material têxtil.
Estamparia	Conferir coloração ao material têxtil de forma localizada
Secagem	Retirar umidade do material, através de energia térmica.
Compactação	Proporcionar encolhimento do material (através de ação física), a fim de evitar encolhimento posterior da peça confeccionada, quando submetida à lavagem.
Calandragem	Eliminar vincos e conferir brilho (mais utilizada em tecido de malha).
Felpagem	Conferir aspecto de felpa à superfície do material podendo atuar como isolante térmico (utilizado em moletons, malhas soft etc.) ou apenas alterar o aspecto (felpado)
Amaciamento	Conferir toque agradável ao material.
Acabamento anti-chama	Evitar propagação de chama.

Fonte: Bastian, 2009.

O processo de tingimento compreende três fases: montagem, fixação e tratamento final.

A montagem é a fase em que o corante é transferido da solução para a superfície da fibra. A fixação pode ocorrer pela reação entre o corante e o tecido, pela montagem do corante insolúvel na forma solubilizada ou pela alteração da fibra de um estado dilatado para um mais fechado (fixação por impedimento físico). A última etapa é o tratamento final que consiste numa lavagem a quente com detergentes para retirar o excesso de corantes, seguido pelo enxágue em banhos corrente, evitando que o corante que não se fixou à fibra venha a se soltar no momento em que o tecido fique umedecido novamente. (BELTRAME, 2000).

3.1.1 Panorama mundial

O setor têxtil e de confecção é um dos mais tradicionais e complexos setores industriais do mundo. De cadeia produtiva longa, que se inicia na produção de fibras e filamentos, passando pela fiação, tecelagem, malharia, acabamento e confecção, suas indústrias – ou, pelo menos, parte delas – estão presentes em todo o planeta, desde em países desenvolvidos, até nos de menor desenvolvimento econômico relativo. (CNI, 2017).

Segundo Costa e Rocha (2009), até 1990, o consumo de fibras naturais era superior ao de químicas, mas essa relação vem se invertendo. Entre 1990 e 2000, o consumo de fibras químicas aumentou 81% e o de fibras naturais, apenas 20%. Já entre 2000 e 2006, os aumentos foram de 29% e 8%, respectivamente. Em 2006, do total consumido no mundo, 62% foi de fibras químicas (sintéticas e artificiais).

A aceleração da integração dos mercados mundiais e o aumento da concorrência internacional, com a progressiva redução das barreiras tarifárias e outras salvaguardas internacionais de comércio, acarretaram redução nos preços dos artigos TC, bem como mudanças na organização mundial da produção. (COSTA e ROCHA, 2009). O TC citado pelos autores refere-se às cadeias têxtil e confecção.

A indústria têxtil mundial tem evoluído constantemente, inclusive suas trocas internacionais. O comércio mundial de fibras têxteis – naturais e químicas (sintéticas/artificiais) – cresceu 27,7% entre 2006 e 2015, último dado disponível, com média de crescimento de 2,76% ao ano, passando de US\$ 256,0 para US\$ 327,0 bilhões. (JUNIOR, 2017). Em 2013, foram consumidas 89,1 milhões de toneladas de fibras, sendo 70% de fibras químicas e 30% de naturais, como o algodão. Já a produção mundial de fios, tecidos, malhas e confeccionados foi de 84 milhões de toneladas em 2010. (ABIT, 2015 a 2018).

Segundo Costa e Rocha (2009), a aceleração da integração dos mercados mundiais e o aumento da concorrência internacional, com a progressiva redução das barreiras tarifárias e

outras salvaguardas internacionais de comércio, acarretaram redução nos preços dos artigos TC, bem como mudanças na organização mundial da produção.

Observando a Tabela 1, pode-se verificar que a Ásia, com a China em primeiro lugar de produção no mundo, tem grande participação na produção mundial de têxteis e confecções. O Brasil é 5º colocado na produção de têxteis também estando em 5º lugar na produção de vestuário.

Tabela 1 – Produção mundial de têxteis e vestuários no ano de 2012

Têxteis			Vestuário		
Países	1000 ton.	%	Países	1000 ton.	%
China/ Hong Kong	43.152	54,0%	China/ Hong Kong	23.696	49,7%
Índia	6.299	7,9%	Índia	3.391	7,1%
Estados Unidos	5.000	6,3%	Estados Unidos	1.745	3,7%
Paquistão	3.230	4,0%	Paquistão	1.215	2,5%
Brasil	2.143	2,7%	Brasil	1.200	2,5%
Indonésia	1.945	2,4%	Indonésia	1.021	2,1%
Taiwan	1.861	2,3%	Taiwan	1.003	2,1%
Turquia	1.527	1,9%	Turquia	803	1,7%
Coreia do Sul	1.445	1,8%	Coreia do Sul	746	1,6%
Bangladesh	1.014	1,3%	Bangladesh	728	1,5%
Vietnã	835	1,0%	Vietnã	689	1,4%
México	771	1,0%	México	654	1,4%
Tailândia	749	0,9%	Tailândia	553	1,2%
Japão	579	0,7%	Japão	517	1,1%
Itália	570	0,7%	Itália	451	0,9%
Subtotal	71.120	89,1%	Subtotal	38.412	80,6%
Outros	8.729	10,9%	Outros	9.240	19,4%
Total	79.849	100,0%	Total	47.652	100,0%

Fonte: Abit, 2015 a 2018.

3.1.2 Panorama nacional

Até meados da década de 1980 o Brasil, além de autossuficiente na produção de algodão, era importante exportador, comercializando o algodão seridó, um produto de alta qualidade e única variedade arbórea ainda existente no mundo. Cultivado na região Nordeste, este tipo de algodão caracterizava-se pelas fibras longas e de alta resistência, além de ser bem cotado no mercado internacional, embora a cultura nordestina fosse de baixa produtividade. (OLIVEIRA, 1997).

No Brasil, este pujante setor é responsável pela quarta maior cadeia produtiva integrada e verticalizada do mundo, sendo a maior do Ocidente. A indústria têxtil e de confecção nacional é uma das poucas existentes que se inicia na produção ou cultivo das fibras, que se transformam em não tecidos ou passam pela construção do fio, seguido da fabricação do tecido ou da malha. Estes processos de entrelaçamento de fios ou de consolidação das fibras ou filamentos, no caso dos não tecidos, resultam em produtos têxteis com uma infinidade de acabamentos e possibilidades de aplicação, que podem ser absorvidos por outros setores industriais – como o automobilístico, aeroespacial, médico-hospitalar e construção civil – ou continuar na cadeia de produção do setor, transformando-se em vestuário. (CNI, 2017).

A Figura 2 mostra a estrutura da cadeia produtiva e de distribuição têxtil e confecção

Figura 2 – Estrutura da cadeia produtiva e de distribuição têxtil e confecção



Fonte: Abit, 2015-2018.

O setor de têxtil e de confecção reúne mais de 33 mil empresas das quais mais de 80% são confecções de pequeno e médio porte, em todo o território nacional e emprega cerca de 1,6 milhão de brasileiros, sendo que 75% são funcionários do segmento de confecção, são mulheres

em sua maior parte. (ABIT, 2015 a 2018).

Em função da diminuta participação do Brasil no comércio internacional de produtos da indústria têxtil, pode-se afirmar que o País não tem condições de influenciar preços no mercado mundial. Desta forma, o Brasil deve preferencialmente ocupar nichos de mercado, tendo em vista a dificuldade de competir em preço com os produtores da Índia e principalmente da China, na maioria dos produtos. (JUNIOR, 2017).

Avalia-se que, no futuro, o consumo brasileiro de têxteis e de vestuário terá seu perfil alterado, qualitativamente e quantitativamente. Predominará o consumo consciente, mais exigente, em que a busca pela individualização ocorrerá em diferentes segmentações do mercado, seja por renda seja por idade ou etnia, acarretando o aumento do volume per capita adquirido. (ABDI, 2010).

3.1.3 Caracterização dos efluentes industriais têxteis

A caracterização de um efluente é vital para selecionar o método de tratamento mais adequado. A composição dos efluentes têxteis depende das etapas do processo envolvidas e da tecnologia utilizada.

A água é usada na indústria têxtil como meio de transporte para os produtos químicos que entram no processo, bem como para a remoção do excesso daqueles produtos considerados indesejáveis para o substrato têxtil. A maior parte da carga contaminante dos efluentes aquosos contém impurezas inerentes à matéria-prima, tais como os produtos adicionados para facilitar os processos de fiação e tecelagem, produtos químicos auxiliares e corantes eliminados durante as diferentes etapas do acabamento. A quantidade e a qualidade da carga poluidora se encontra intimamente relacionada com as fibras utilizadas para elaborar os tecidos crus. (TWARDOKUS, 2004).

A combinação da cor e de um grande conteúdo de sólidos suspensos resulta em uma alta turbidez, causando impacto negativo no ambiente aquático devido a sua grande força poluidora (HASSEMER, 2006). O principal impacto ambiental desses efluentes está relacionado com a absorção de luz no meio aquático, o que interfere na fotossíntese de plantas e algas (QUEIROZ *et al.*, 2019).

Os efluentes de uma indústria têxtil são caracterizados por grande número de parâmetros indicadores de poluição, como a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH, cor e salinidade. (GOMES, 2009).

Especialmente os corantes têxteis são considerados extremamente perigosos devido sua

toxicidade e por apresentarem baixa taxa de degradabilidade (PEIXOTO *et al.*, 2013). A toxicidade dos resíduos têxteis é uma das questões mais relevantes no âmbito dos impactos ambientais, tanto para os órgãos ambientais quanto para a própria sociedade. Essa toxicidade é mais relevante quanto mais se faz uso de corantes baseados em metais pesados, enxofre e grupamentos azóicos, além evidentemente, de outros compostos, como os surfactantes, os produtos auxiliares não degradáveis, e outros compostos como fenóis, solventes aromáticos, metileno, cloretos, entre outros (HASSEMER, 2006).

Devido à sua própria natureza, os corantes são altamente detectáveis a olho nu, sendo visíveis em alguns casos mesmo em baixas concentrações. Este comportamento apresenta vantagens e desvantagens, pois uma pequena quantidade lançada em efluentes aquáticos pode causar uma acentuada mudança de coloração dos rios, mas pode também ser facilmente detectada pelo público e autoridades que controlam os assuntos ambientais. (TWARDOKUS, 2004).

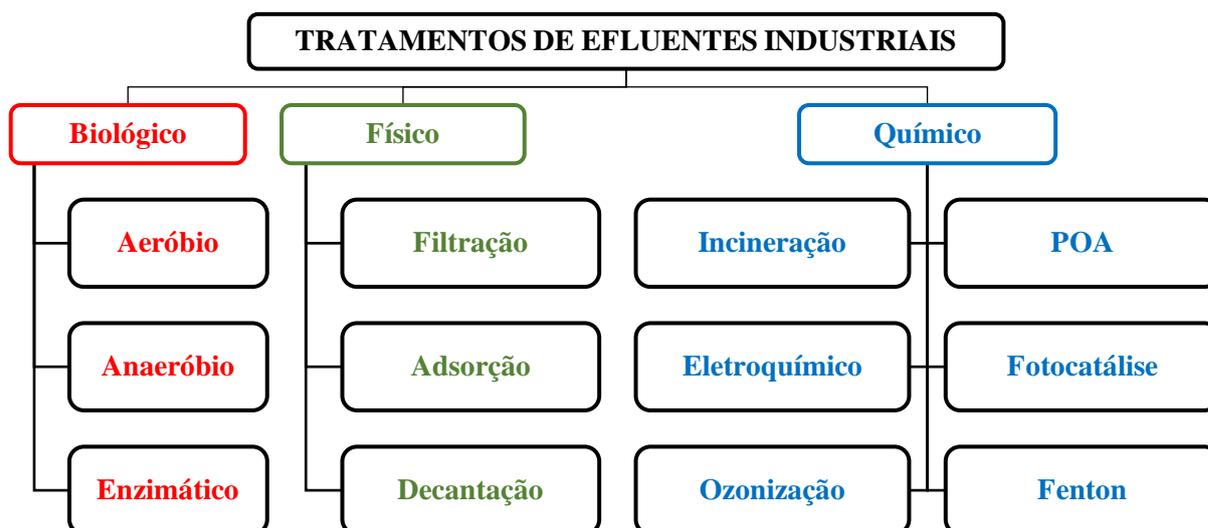
O efluente têxtil possui altos teores de compostos orgânicos, oriundo de produtos utilizados ou retirados das peças durante o processo produtivo como, por exemplo, amido, gomas, ácido acético, corantes, sabões e detergentes. Compostos inorgânicos também são encontrados no efluente têxtil como hidróxido de sódio, carbonatos, sulfetos e cloretos, resultante das várias etapas do processo, sendo na maioria das vezes bastante complexos. (CHAGAS, 2009). Numerosas operações são necessárias a fim de dar ao tecido o máximo de propriedades, gerando assim, em cada etapa, diferentes despejos. (HASSEMER e SENS, 2002).

3.2 TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS TÊXTEIS

Vários métodos têm sido reportados como alternativas para o tratamento de efluentes industriais contendo corantes. Dentre eles, podem ser citados os métodos físicos (tais como o processo de adsorção), métodos químicos (como por exemplo, tratamento com ozônio ou cloro) ou ainda processos biológicos. Devido às estruturas complexas dos corantes, os tratamentos biológicos, físicos e químicos podem ser ineficientes, sendo que a remoção por métodos eletroquímicos e foto-oxidação é a mais eficiente devido à degradação até a formação de CO₂ e H₂O, dependendo do tempo de aplicação da técnica. (GOMES, 2009).

Em geral, os métodos de tratamento de efluentes têxteis são: biológicos, físicos e químicos. Estes métodos e sua subdivisão em várias técnicas estão descritos na Figura 3.

Figura 3 – Organograma dos métodos de tratamento de efluentes



Fonte: Gomes, 2009.

Comumente na indústria têxtil os processos de tratamento estão fundamentados na operação físico-química de precipitação-coagulação, seguidos de tratamento biológico via sistema de lodos ativados. Mas, atualmente outros processos têm sido estudados, a fim de promover a melhoria da qualidade do efluente a ser lançado em corpos hídricos. (ALMEIDA, 2013).

3.2.1 Técnicas convencionais

3.2.1.1 Coagulação e floculação

O tratamento físico-químico por coagulação de águas residuárias decorrentes dos processos industriais tem sido empregado, na maioria das vezes, precedendo tratamento biológico de depuração, objetivando reduzir a carga orgânica afluente, conseqüentemente, obtendo-se menores dimensões destas unidades. (CHAGAS, 2009).

A coagulação é um processo essencial para tratamento tanto de águas superficiais quanto de efluente industrial, pois por meio desta, são removidos sólidos dissolvidos e turbidez. (SILVA e JUNIOR, 2016).

O processo de coagulação ocorre com a adição de um coagulante químico que retira as cargas eletrostáticas negativas dos colóides, diminuindo o seu potencial repulsivo e os aglutinando. (SILVA *et al.*, 2019).

Após o processo de coagulação, o efluente passa pela etapa de floculação, que consiste na aglutinação e agrupamento de partículas menores em partículas maiores e, assim, promover

a sedimentação dessas partículas para serem removidas em decantadores.

3.2.1.2 Sedimentação

Sedimentação é a separação da água, por decantação gravitacional, de partículas suspensas que são mais pesadas que a água. É uma das operações unitárias mais usadas no tratamento de efluentes líquidos. (CHAGAS, 2009).

3.2.1.3 Lodos ativados

Lodos ativados é um tipo de tratamento biológico aeróbio, cujos microrganismos que fazem parte deste processo são os, protozoários, fungos e as bactérias, este último sendo considerado os mais importantes. De acordo com Beltrame (2000), lodos ativados são massas ativas de microrganismos (sólidos sedimentáveis) formados pela aeração de águas residuárias. O lodo ativado é colocado em contato com a matéria orgânica de um efluente em um tanque com suprimento de oxigênio fornecido através de aeração mecanizada ou ar difuso. Os microrganismos estabilizam aerobiamente a matéria orgânica e crescem. Em seguida, no decantador ocorre a floculação e a separação sólido/líquido. Parte do lodo é recirculada para o tanque de aeração onde entra em contato com a matéria orgânica do despejo afluente e parte é descartada por via mecânica (*belt press*, centrífuga ou filtro prensa) ou natural (leitos de secagem).

Apesar das bactérias serem os principais microrganismos presentes neste sistema de tratamento, também é indispensável, para o bom funcionamento do processo de lodos ativados, à atividade metabólica de protozoários e rotíferos que atuam no polimento do efluente, os primeiros consumindo bactérias dispersas que não flocularam, enquanto que os rotíferos consomem pequenos flocos biológicos de partículas que não sedimentaram. (ANDRADE, 2003).

Os sistemas de lodos ativados podem ser de fluxo contínuo ou intermitente (batelada). No primeiro caso, o lodo sedimenta no decantador secundário, permitindo que o efluente tratado saia clarificado. O processo de sedimentação da biomassa só é possível graças à propriedade dos microrganismos presentes no lodo ativado de se agruparem em flocos, a partir de uma matriz gelatinosa, facilitando a decantação. (RODRIGUES, 2004).

Ainda de acordo com Andrade (2003), os sistemas de tratamento por lodos ativados apresentam várias situações favoráveis à sua aplicação e algumas contrárias. Entre as vantagens principais pode-se citar a maior eficiência na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo,

maior flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação à filtração biológica.

3.2.1.4 Filtros biológicos

O filtro biológico ou percolador é constituído de um meio filtrante que pode ser pedras ou plástico alojados em um depósito cilíndrico de paredes metálicas ou de alvenaria. Na parte superior há um cilindro giratório para a água de alimentação e na parte inferior existem janelas de ventilação e uma bomba para recirculação. (ANDRADE, 2003).

Os filtros biológicos percoladores são sistemas aeróbios, pois o ar circula nos espaços vazios existentes entre o meio suporte, fornecendo o oxigênio para a respiração dos microrganismos. A ventilação é usualmente natural, embora possa ser forçada. (NASCIMENTO, 2001).

Esse sistema é indicado para ser utilizado em conjunto com outros tipos de técnicas de tratamento de efluentes.

3.2.2 Técnicas avançadas

3.2.2.1 Ozonização

A ozonização é um processo oxidativo, no qual o agente oxidante utilizado é o ozônio (O_3). O ozônio é um gás existente no meio ambiente natural. É uma forma alotrópica do oxigênio, pois é formado por três de seus átomos. É gerado a partir de descargas elétricas nas moléculas de oxigênio (O_2). (RODRIGUES, 2004).

A remoção da cor de águas altamente coloridas varia em função da dosagem de ozônio e da quantidade de material colorido (corantes). O ozônio é muito efetivo na descoloração de efluentes têxteis porque ele ataca as duplas ligações dos corantes, que estão associadas à cor. O pH e a condutividade praticamente permanecem constantes, enquanto a cor diminui gradualmente durante a ozonização. (HASSEMER e SENS, 2002).

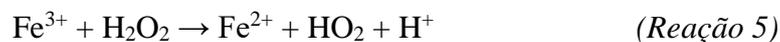
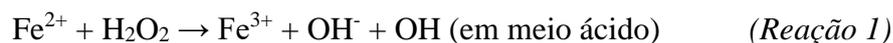
A remoção da cor pela ozonização é efetiva e razoavelmente rápida. A classe do corante é bastante significativa na determinação do comportamento dos corantes. Para um menor tamanho, a estrutura química, se compacta, pode ter um impacto negativo na taxa de reação. Dosagens razoáveis de ozônio permitem uma boa eficiência na remoção da cor para corantes ácidos, mordentes, catiônicos, diretos, reativos e enxofre. Corantes dispersos e tintas são mais difíceis de remover, mesmo a altas concentrações de ozônio. (HASSEMER; SENS, 2002).

O interesse no uso do ozônio em tratamento de efluentes tem aumentado consideravelmente nos últimos anos devido a uma série de vantagens deste processo. Dentre as

quais pode-se citar o alto potencial de oxidação do ozônio que, mesmo em baixas concentrações, apresenta alta eficiência na decomposição de matéria orgânica, a adição de oxigênio à água, a baixa sensibilidade a alterações de temperatura. Muito embora os custos de produção de ozônio tenham diminuído nos últimos anos, a ozonização é ainda um processo de alto custo. Outras desvantagens deste processo são a baixa seletividade, a alta reatividade e instabilidade do agente oxidante, impedindo seu transporte, armazenamento e permanência por longo período na água (taxas de decréscimo de O₃ residuais muito altas). (RODRIGUES, 2004).

3.2.2.2 Reativo de Fenton

O Reativo de Fenton é um processo físico-químico que consiste na combinação de um sal de ferro com peróxido de hidrogênio (H₂O₂) em meio ácido. Ele promove a geração de radicais hidroxila, os quais tem alto poder oxidante. O ferro III produzido reage com o peróxido e o radical HO₂ que leva a regeneração de ferro II, conforme as reações 5 e 6, sendo também possível reagir com radicais orgânicos intermediários, conforme a reação 7, realimentando parte do processo. Este conjunto de reações caracteriza o processo de reativo de Fenton. (RODRIGUES, 2004).



Lustosa *et al.* (2013), realizaram um experimento usando a reação de fenton para a degradação do efluente têxtil de uma indústria localizada no município de Teresina/PI. Constataram que o processo Fenton apresentou bons resultados na remoção de cor do efluente têxtil. Os autores também constataram que vários fatores influenciam a velocidade de degradação, como a estrutura química do contaminante, a concentração de ferro e de peróxido de hidrogênio e a carga orgânica presente. Desta forma, concluíram que essa oxidação de compostos orgânicos com o reagente de Fenton é uma alternativa para a remoção de cor de

efluentes têxteis.

3.3 O PROCESSO DE ELETRÓLISE, ELETROCOAGULAÇÃO OU ELETROFLOCULAÇÃO

A eletrólise consiste basicamente na separação de substâncias por meio do uso de eletricidade. A aplicação de um potencial elétrico entre dois eletrodos provoca uma corrente elétrica que passa pela solução e, por sua vez, provoca a migração de cátions em direção ao eletrodo negativo e ânions em direção ao eletrodo positivo. (METCALF e EDDY, 2004).

Um reator, ou célula, eletrolítico, possui dois eletrodos imersos em sal fundido ou em uma solução onde a reação é promovida por uma bateria externa ou por qualquer outra fonte de corrente contínua. Essa fonte atua como uma bomba de elétrons, conduzindo elétrons para um eletrodo e retirando-os do outro. Na eletrólise do sal comum, os íons Na^+ recebem elétrons do eletrodo negativo, e são reduzidos enquanto há um movimento dos íons Cl^- em direção ao eletrodo positivo, onde são oxidados. (MOREIRA-COLLETTI *et al.*, 2016)

Numerosas investigações têm sido realizadas e sistemas de tratamento utilizando o processo eletrolítico têm sido implementados visando, entre outros, a desinfecção e remoção de compostos orgânicos de efluentes brutos para lançamento final ou para reutilização. Uma das aplicações do processo consiste na eletro-oxidação de compostos orgânicos, sendo utilizado como um pré-tratamento de compostos tóxicos e não biodegradáveis presentes em efluentes para que estes sejam, posteriormente, tratados por meio de sistemas biológicos convencionais. (ANGELIS *et al.*, 1998).

A tecnologia no tratamento físico-químico pelo processo eletrolítico é uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental. Esta alternativa possibilita ampliar a capacidade de tratamento dos sistemas físico-químicos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação-floculação e adicionalmente disponibiliza elementos que potencializam o método pela geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, formando um fluxo ascendente de micro-bolhas que interagem com todo efluente presente no interior do reator eletrolítico, sendo este, submetido intensamente às reações de oxidação e redução, facilitando a floculação e a flotação da carga poluidora existente, aumentando a eficiência do processo de tratamento. (AARÃO, 2016).

A geração de micro-bolhas principalmente de hidrogênio (H_2) no cátodo são formadas pela hidrólise da água, as quais sobem à superfície carregando por arraste os flocos formados pelas impurezas, promovendo a clarificação do efluente (eletroflotação). A especiação do

coagulante é um aspecto mais delicado da EC, uma vez que o cátion metálico ativo pode formar complexos monoméricos e poliméricos, como também precipitados de hidróxido de metal. Os tipos e quantidades de espécies produzidas dependerá principalmente da concentração de metal que migra para a solução e do valor do pH. (AARÃO, 2016).

Os contaminantes presentes na corrente de água residuária são tratados tanto por reações químicas e precipitação ou ligação física e química aos materiais coloidais que estão sendo gerados pela oxidação do eletrodo. (MOLLAH *et al.*, 2004).

Durante a geração eletroquímica do coagulante vários parâmetros devem ser controlados, pois são fatores determinantes para que a eletrocoagulação ocorra de maneira controlada e eficiente. Esses parâmetros são: a condutividade da solução, a resistividade do meio, o potencial aplicado entre os eletrodos e a corrente elétrica obtida. (PESSOA, 2008).

3.3.1 História do surgimento da eletrólise para tratar efluentes

A primeira menção do uso de eletrólise para o tratamento de efluentes se deu em 1887, quando Eugene Hermite patenteou um processo de tratamento. Este processo consistia na mistura de água do mar com o esgoto bruto e na eletrólise da mistura para produzir cloro no ânodo, que por sua vez atuava como agente oxidante e bactericida. No cátodo, o hidróxido de magnésio produzido pela eletrólise funcionava como agente floculante. As instalações do processo Hermite, construídas na Inglaterra e França durante a década de 1890, foram posteriormente desativadas por serem consideradas economicamente inviáveis. Em Crossness, subúrbio de Londres, William Webster testou um processo eletrolítico usando eletrodos de ferro, tendo observado que hidróxido de ferro era formado com consequente precipitação de corpo de fundo e com a desodorização do líquido sobrenadante. Este processo ficou conhecido como processo Webster e é aplicável especialmente em cidades litorâneas. (PEREIRA, 2007).

Aplicação de processos eletrolíticos, principalmente para tratamento de água residuais, surgiu no final do século 19 na Europa e, principalmente, no início do século 20 nos Estados Unidos e Canadá, onde os objetivos iniciais do referido trabalho foram resumidos em produzir sedimentos não putrescíveis, para evitar a liberação de gases fétidos e esterilizar descargas de efluentes. (WIENDL, 1985).

Em 1909, Saturnino de Brito abordou o tratamento eletrolítico das águas dos esgotos, no IV Congresso Médico Latino Americano, sediado no Rio de Janeiro. (WIENDL, 1985). Segundo esse autor, o patrono da engenharia sanitária brasileira, pretendia, naquela época, que se criassem condições para revisão e restabelecimento das diretrizes básicas do tratamento dos

esgotos com base em processos eletrolíticos.

Saturnino de Brito, em 1943, estudou e testou no Brasil o processo Webster, após ter conhecimento das instalações de tratamento em Santa Mônica, Califórnia, nos Estados Unidos utilizando o processo Webster, mas o estudo do reator não se tornou aplicável. Em 1985, Wiendl retomou o uso do processo eletrolítico no Brasil, ao implantar uma estação de tratamento em Iracemápolis - SP. (PEREIRA, 2007).

Durante a década de 1930 do século passado, os processos eletrolíticos foram sendo gradativamente substituídos pelos processos biológicos. Isso se deu, provavelmente, em razão das restrições de energia inerentes à época, e ao crescente desenvolvimento dos processos de tratamento biológico dos efluentes, iniciados com o advento do tanque Imhof (tratamento anaeróbico), ficando assim a tecnologia eletrolítica relegada ao segundo plano. (GILI, 2015).

Nos últimos anos, o interesse em torno da eletrofloculação vem crescendo muito, principalmente em razão da simplicidade de operação e aplicação em diversos tipos de efluentes. Entretanto o número reduzido de estações em funcionamento, especialmente no Brasil, torna-se obstáculo natural à sua conseqüente disseminação. (CERQUEIRA, 2006).

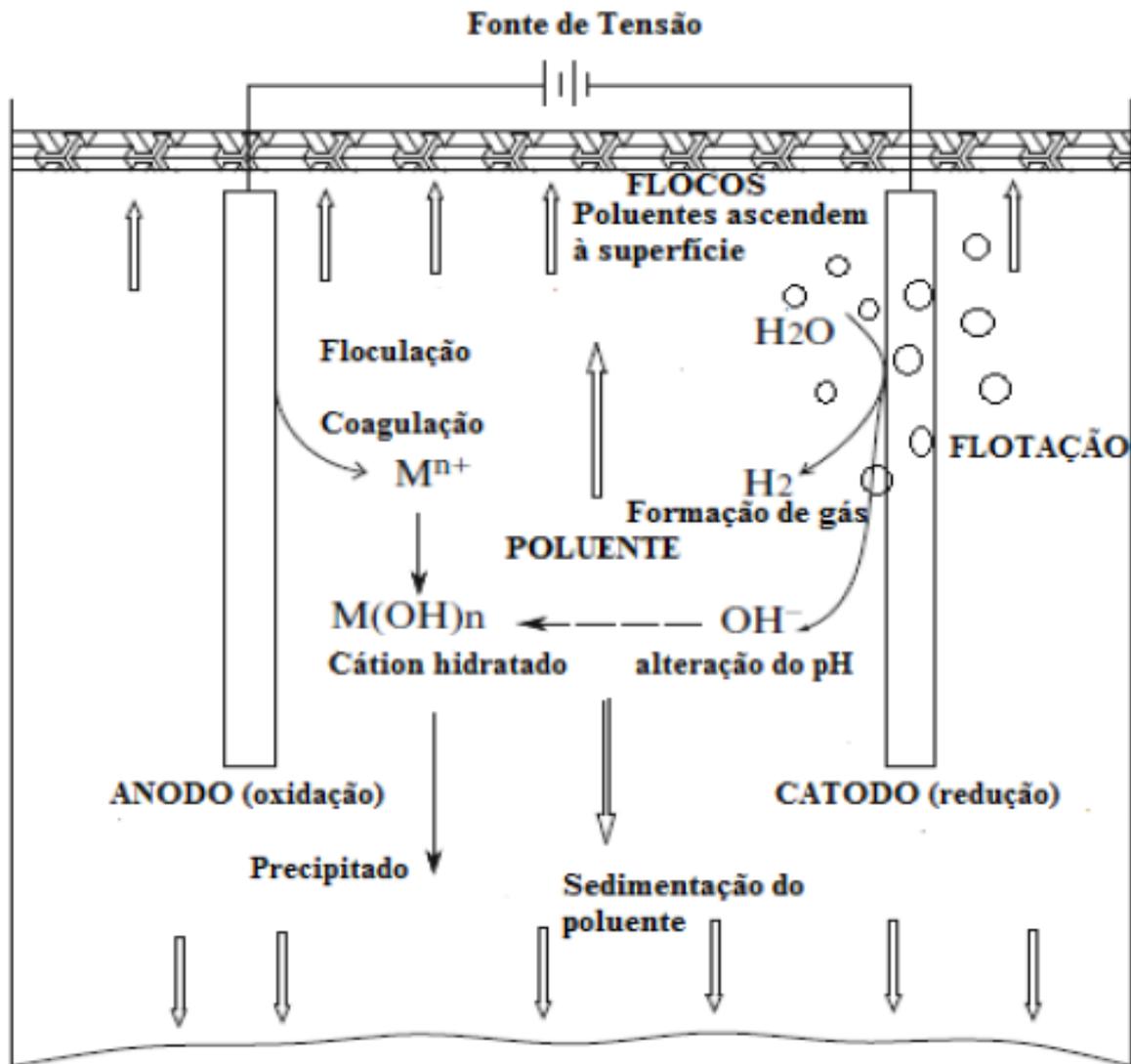
3.3.2 Mecanismos de Coagulação Química e Eletrocoagulação

A eletrofloculação é um processo que envolve a geração de coagulantes *in situ* pela dissolução de íons metálicos, geralmente ferro e/ou alumínio a partir, respectivamente, de eletrodos de ferro e/ou alumínio, pela ação de corrente elétrica aplicada a esses eletrodos. A geração de íons metálicos ocorre no ânodo, enquanto o gás hidrogênio é produzido no cátodo. (GILI, 2015).

Como já explicitado, o gás produzido no decorrer do processo é responsável pelo arraste dos flocos formados no processo de eletrocoagulação promovendo a clarificação do efluente (eletroflotação). De acordo com Martins (2016), este tipo de mecanismo depende da densidade do floco, pois em alguns casos a sedimentação é mais observada.

Na Figura 4 pode-se observar o diagrama do funcionamento de célula eletrolítica:

Figura 4 – Diagrama de célula de eletrocoagulação-flotação com dois eletrodos



Fonte: Chen, 2004.

Segundo Mollah *et al.*, (2001), o mecanismo de EF é altamente dependente da química do meio aquoso, especialmente condutividade. Além disso, outras características, como pH, tamanho de partícula e as concentrações dos constituintes químicos também influenciam o processo de EF. Os materiais mais comumente utilizados nos mecanismos de remoção de íons por eletrólise são o alumínio e ferro, uma vez que esses dois metais têm sido amplamente usados para clarificar águas residuais.

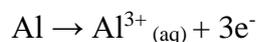
É geralmente aceito que o processo de EC envolve quatro estágios sucessivos: (a) formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do "eletrodo sacrificial"; (b) desestabilização dos contaminantes, suspensão de partículas e quebra de emulsões; (c) agregação das fases desestabilizadas para formar flocos; (d) remoção por sedimentação ou flotação. (MOLLAH *et*

al., 2004; CAN *et al.*, 2005).

As reações do alumínio e do ferro são descritas a seguir por Cerqueira (2006).

a) Reações do alumínio

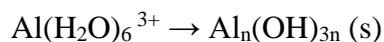
Oxidação do Al sólido (reação anódica) (Reação 8)



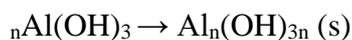
Solvatação do cátion formado (Reação 9)



Formação do agente coagulante (Reação 10)



Reações secundárias (Reação 11)



No entanto, dependendo do pH do meio aquoso, outras espécies iônicas, como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^{-}$ também podem estar presentes no sistema. (MOLLAH *et al.*, 2001).

b) Reações do ferro

Mecanismo 1

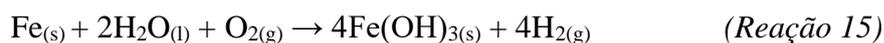
Ânodo:



Cátodo:

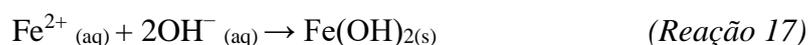


Reação global:

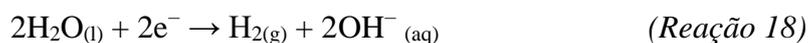


Mecanismo 2

Ânodo:



Cátodo:



Reação global:



Segundo Mollah *et al.*, 2001, o $\text{Fe}(\text{OH})_{n(s)}$ formado permanece na corrente aquosa como uma suspensão gelatinosa, que pode remover os poluentes de águas residuais por complexação ou por atração eletrostática, seguido por coagulação.

3.3.3 Fatores que afetam a Eletrofloculação

3.3.3.1 Densidade da corrente

Ao aplicar uma diferença de potencial (ddp) entre dois eletrodos dentro de uma célula eletrolítica imersos em uma solução, reações eletroquímicas de oxidação e redução começam a ocorrer no ânodo e no cátodo, respectivamente. (MORES, 2013).

Por meio das leis estabelecidas por Faraday, o consumo de elétrons é associado à quantidade total de substâncias reagentes. Tal fato, em eletrocoagulação está diretamente relacionado ao desgaste do eletrodo (corrosão) no processo de geração do agente coagulante. Isso significa que a geração de alumínio e/ou ferro em solução está intimamente relacionada à carga, que, por sua vez, pode ser controlada pela corrente obtida. (CERQUEIRA, 2006).

3.3.3.2 Espaçamento entre os eletrodos

Quanto maior for a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a ddp (diferença de potencial) aplicada, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica. Assim, de acordo com as características do efluente, a distância entre os eletrodos pode variar para melhorar eficiência do processo. Por exemplo, distâncias maiores poderão ser impostas quando

a condutividade do efluente for relativamente elevada; caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para que não ocorra aumento exagerado de potência. (CERQUEIRA, 2006).

3.3.3.3 *Eletrólitos*

Segundo Cerqueira (2006), os íons presentes no líquido são os responsáveis pela condução da corrente elétrica. Evidencia-se então, que quanto maior for a concentração destes íons no efluente, maior será sua capacidade de condução de corrente elétrica e maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente, mostrando-se, assim, um fator positivo que possibilita a redução do consumo energético.

3.3.3.4 *Efeito do pH*

Uma das maiores vantagens da eletrofloculação é sua capacidade de neutralizar o pH do efluente, caso este esteja acima ou abaixo de 7. Para efluentes ácidos, a eletrofloculação tende a subir o valor do pH em decorrência da redução de hidrogênio no cátodo. Outras reações que participam desse equilíbrio são: hidrólise do alumínio e/ou ferro, formação de oxigênio no anodo, liberação de CO₂ (pelo borbulhamento de hidrogênio no cátodo) e formação de outros hidróxidos insolúveis (CERQUEIRA, 2006).

Crespilho *et al.* (2004), realizaram quatro experimentos para avaliar o efeito do pH na eletrofloculação (EF). Em um deles, partiu-se do efluente in natura pH 4,92 (ETE1), seguido de um aumento do pH para 5,31 (ETE2) e 6,75 (ETE4), utilizando uma solução 2,0 mol L⁻¹ de NaOH. Tratou-se, então, o efluente nessas condições. Após verificar a qualidade do efluente tratado, realizou-se a EF com inversão de polaridade, utilizando o efluente com pH 5,35 (ETE3). Os resultados obtidos demonstraram que eletrofloculação aumenta o pH do efluente, após seu tratamento, caso o efluente tenha características ácidas.

3.3.3.5 *Efeito da temperatura*

A temperatura tem efeito sobre as reações químicas, acelerando-as ou desacelerando-as, imprimindo maior ou menor solubilidade de gases, propiciando odor, entre outras características. (CERQUEIRA, 2006).

3.3.3.6 *Materiais dos eletrodos*

Para o caso do anodo, o material determina os íons e as espécies liberadas em solução, algumas destas atuando no processo de coagulação e outras na etapa de floculação. Os eletrodos

que tem em sua composição ferro e alumínio segundo a literatura são os mais utilizados devido ao custo mais acessível, além das vantagens nos processos de remoção de poluentes do efluente ou água que se está a tratar. (MARTINS, 2016).

3.3.4 Vantagens e limitações da eletrólise

Segundo Wu Pi *et al.* (2014), Khandegar e Saroha (2013), as vantagens desse processo são:

- ✓ remoção de partículas coloidais bastante pequenas, devido ao campo elétrico gerado no meio, que promove a aglutinação e, conseqüentemente, a formação de partículas maiores;
- ✓ produz menos lodo, reduzindo assim o custo com a eliminação de lamas;
- ✓ o lodo é mais facilmente filtrável, e pode ser utilizado como aditivo para solos;
- ✓ substituição ao uso de alguns coagulantes químicos, que podem ser bastante prejudiciais ao meio ambiente;
- ✓ uso de materiais simples e baratos, como o alumínio, que pode ser encontrado facilmente em pontos comerciais.

Segundo Wu Pi *et al.* (2014) e Meneses *et al.* (2012), algumas limitações em se utilizar a eletrofloculação são:

- ✓ os ânodos se passivam e os cátodos se polarizam muito rápido, o que se torna desvantajoso principalmente para os processos contínuos;
- ✓ o custo elevado de energia elétrica, principalmente, com a situação atual da escassez de água;
- ✓ necessidade de uma alta condutividade do efluente, que em alguns processos exige a adição de NaCl, que pode ser considerado um contaminante que se está inserindo no meio;
- ✓ corrosão dos eletrodos ao longo do tempo.

3.4 ARCABOUÇO LEGAL ACERCA DA QUALIDADE PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES EM CORPOS HÍDRICOS

A legislação ambiental para o lançamento de efluentes líquidos e para a qualidade das águas de corpos receptores é inquestionavelmente um essencial instrumento norteador das estratégias de controle da poluição, tanto a nível do poluidor, quanto dos órgãos ambientais. A sua efetiva implementação é complexa, devido às dificuldades existentes na transposição das diretrizes legais, do papel para o campo, do órgão ambiental para o poluidor público ou privado, do desejado para o realmente exequível. No país, a escassez de recursos tem causado um distanciamento entre o desejado e o praticado, não só por parte dos poluidores privados (indústrias), mas também por parte dos poluidores públicos (companhias de saneamento municipais e estaduais), bem como pelos próprios órgãos ambientais estaduais (falta de estrutura para a fiscalização de poluidores). (SPERLING, 1998).

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº 430/2011 estabelece que o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderá ser efetuado diretamente em um corpo receptor após o devido tratamento, desde que obedeça a padrões e exigências desta Resolução (vide a Tabela 2).

Tabela 2 – Padrões de lançamento versus classificação dos corpos hídricos

Análise	Padrão de lançamento	Classificação dos corpos hídricos		
		Classe 1	Classe 2	Classe 3
DBO	Remoção 60%	-	5 mg/L	10 mg/L
DQO	-	-	-	-
Cor verdadeira	-	-	75 mg Pt/L	75 mg Pt/L
Turbidez	-	40 NTU	100 NTU	100 NTU
Sólidos Sedimentáveis	1 mL/L	-	-	-
pH	5-9	6-9	6-9	6-9
Alumínio dissolvido	-	0,1 mg/L	0,1 mg/L	0,2 mg/L

Fonte: Adaptado Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011.

Muito embora não se estabeleça um padrão de lançamento em relação à turbidez, o art. 12 da Resolução CONAMA nº 430/2011 determina que o lançamento não pode alterar a classe do corpo receptor. Desse modo, é necessário que se atente aos padrões de qualidade da água

para enquadramento dos corpos hídricos em classes.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os padrões de qualidade da água a serem mantidos nos corpos hídricos, segundo sua classe de qualidade, também estão na Tabela 2.

A Resolução da - Agência Nacional de Águas (ANA) n ° 219, de 6 de junho de 2005, estabelece as diretrizes de análise de efluentes para emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes em cursos d'água de domínio da União, que são: temperatura, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e em locais sujeitos à eutrofização, o Fósforo ou o Nitrogênio.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o enquadramento dos corpos de água dar-se-á de acordo com as normas e procedimentos definidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH e Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos – CERH.

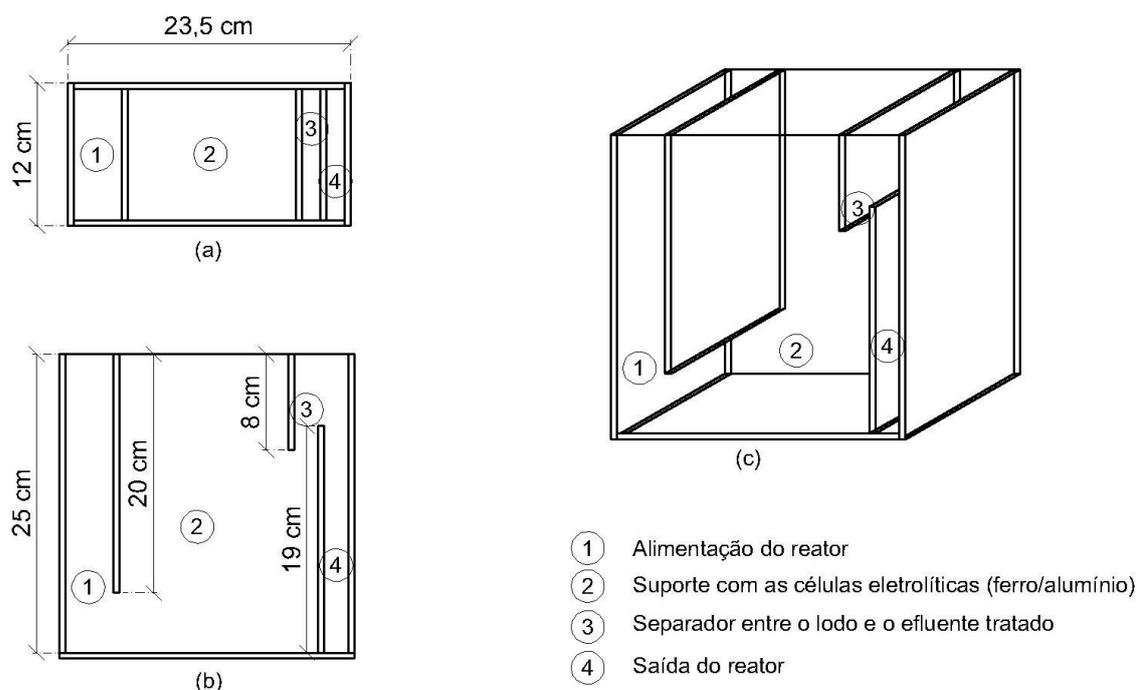
4 METODOLOGIA

O estudo do processo de eletrólise foi realizado em um reator eletroquímico de fluxo contínuo, instalado a um sistema experimental de escala de bancada, localizada no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAM), do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Campus I. O reator foi utilizado para tratamento de efluente sintético, que simula o efluente obtido da indústria têxtil.

4.1 CONFEÇÃO DO REATOR EM FLUXO CONTÍNUO

O reator é composto por célula eletrolítica, eletrodo de ferro/alumínio, suporte para os eletrodos com ranhuras igualmente espaçadas, fonte elétrica, medidor de energia (Wattímetro), multímetro e cabos com garras tipo jacaré. O reator foi confeccionado em vidro na escala de bancada, em formato retangular e com capacidade de 3.264 mL. Sua compartimentação foi baseada e adaptada da desenvolvida por Fernandes (2016). A Figura 5 apresenta o esquema do reator utilizado no experimento:

Figura 5 – Representação esquemática do reator de eletrocoagulação

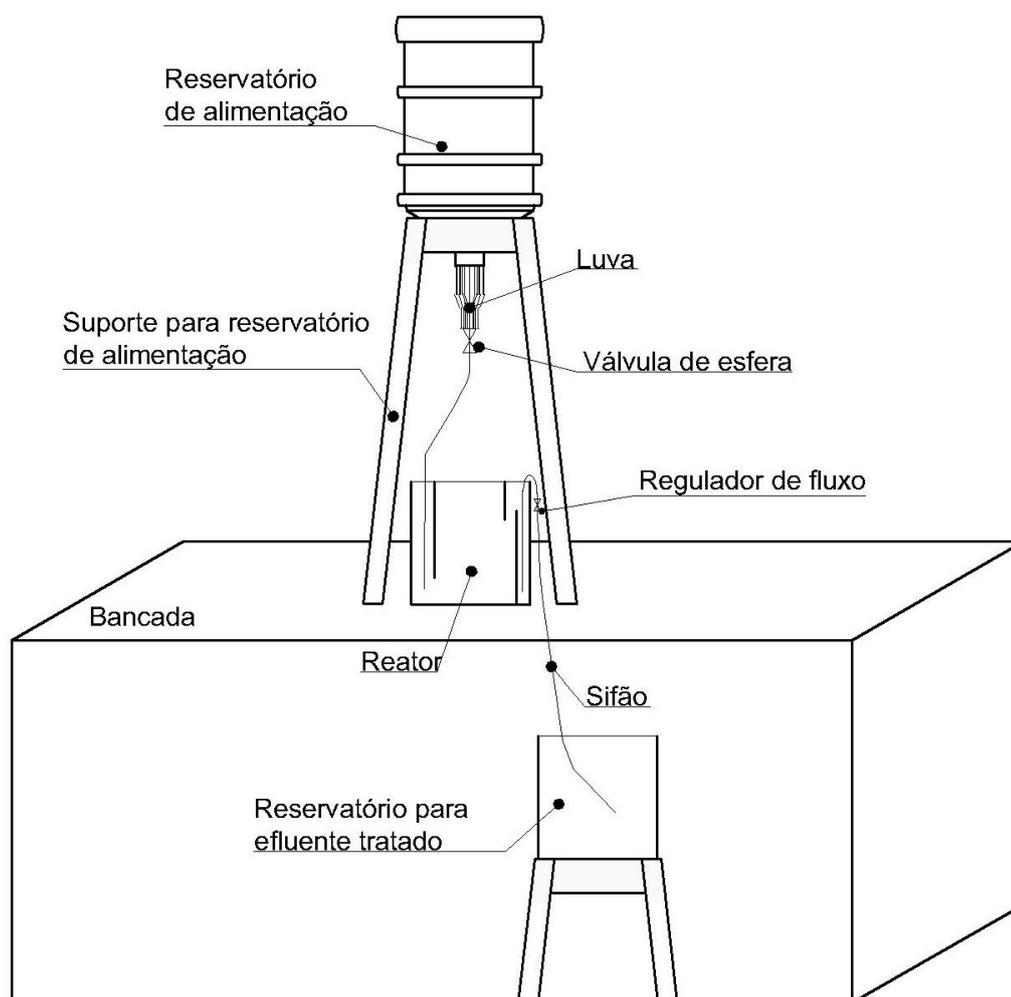


(a) Vista superior. (b) Vista frontal. (c) Perspectiva.
Fonte: Autor, 2020.

O sistema de tratamento em fluxo contínuo é constituído por um reservatório

(alimentador do sistema), reator (onde ocorre o processo de eletrofloculação) e um segundo reservatório para coletar o efluente tratado. O primeiro reservatório possui capacidade de 20 litros e é ligado ao reator por uma tubulação de PVC. Já o segundo reservatório se interliga ao reator por meio de um sifão. Foram inseridos dois registros para ajuste da vazão de saída e controle do nível do reator. Na Figura 6 encontra-se um esquema do sistema:

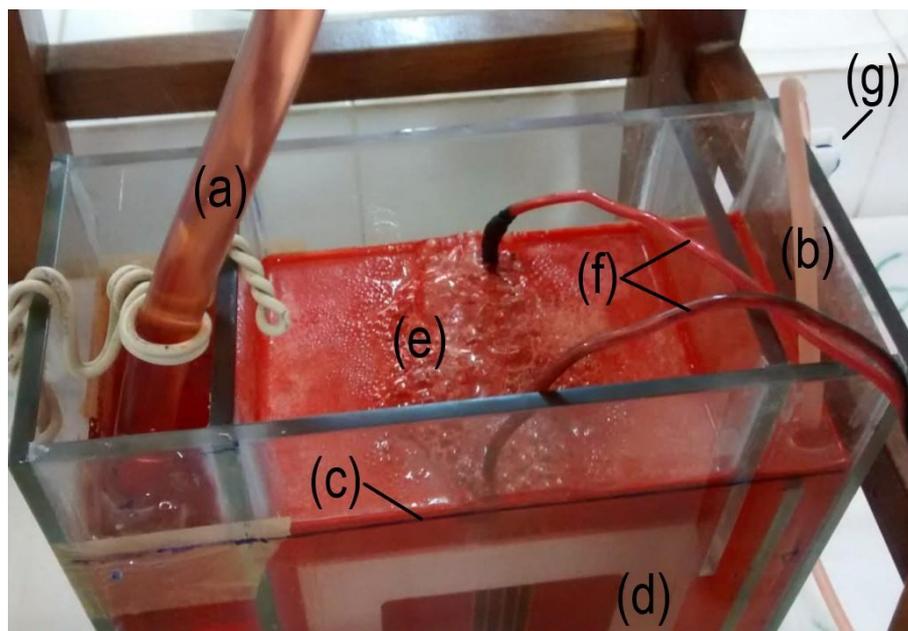
Figura 6 – Fluxograma do sistema de eletrocoagulação em fluxo contínuo



Fonte: Autor, 2020

Para facilitar o controle da vazão no sistema e evitar que ele fosse feito pela regulagem de duas válvulas, o reservatório de alimentação funcionava com uma pressão distinta da atmosférica, sendo fechado em cima, e se conectava ao reator por uma tubulação com um orifício exatamente no nível do volume útil de tratamento do reator. Este orifício garantiu que o reator funcionasse em um nível constante. Na Figura 7 pode-se observar o reator em funcionamento:

Figura 7 – Reator eletrolítico em funcionamento

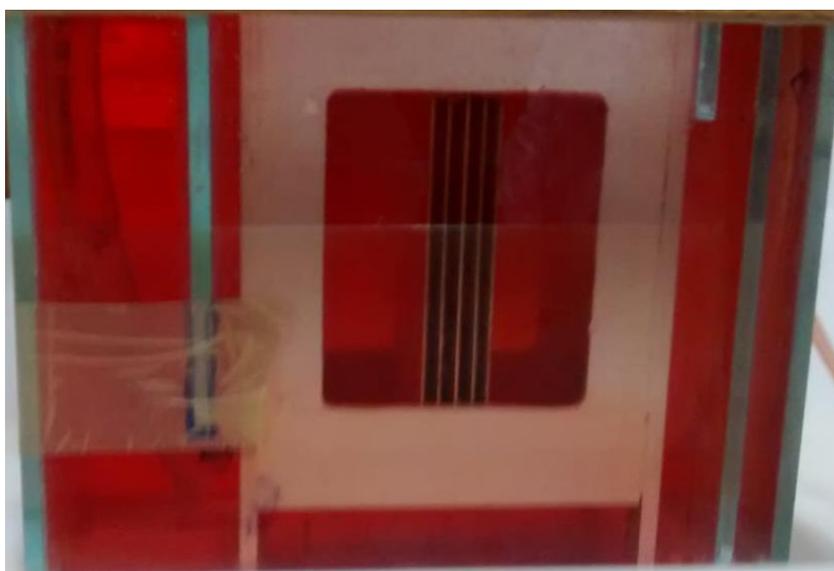


(a) Tubulação de alimentação com orifício no nível visto em (c). (b) tubulação de saída do reator. (c) nível do reator. (d) suporte com eletrodos. (e) lodo proveniente da eletrólise. (f) cabos com pontas de prova do tipo “jacaré”. (g) regulador de fluxo de um equipo de soro adaptado.

Fonte: Autor, 2020

Os eletrodos utilizados nos testes foram de alumínio e ferro, com área de $130,9 \text{ cm}^2$ ($15,4 \text{ cm} \times 8,5 \text{ cm}$). Foram utilizados 5 eletrodos, espaçados entre si de acordo com o planejamento fatorial, totalizando uma área efetiva reacional devida aos 5 eletrodos de $654,5 \text{ cm}^2$. A Figura 8 mostra os eletrodos no suporte:

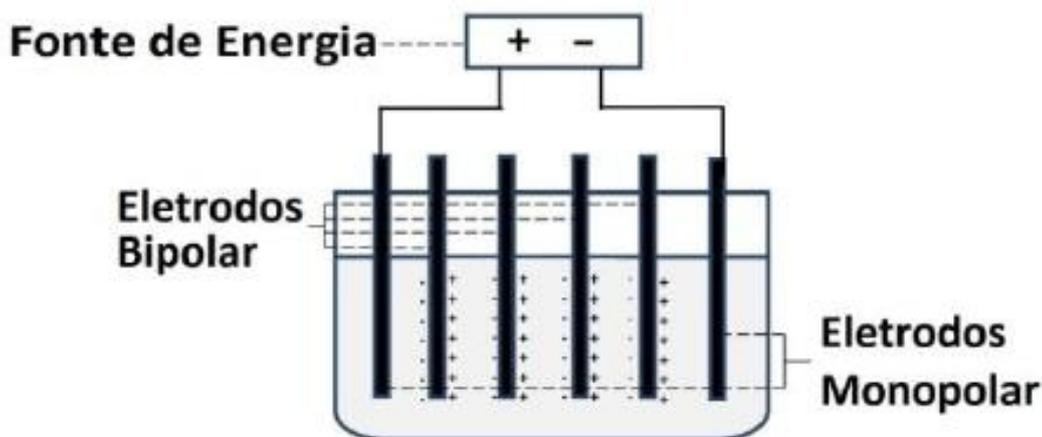
Figura 8 – Detalhe dos eletrodos igualmente espaçados no suporte



Fonte: Autor, 2020

As placas das extremidades foram conectadas a uma fonte de corrente contínua de 12 volts por meio de pontas de prova do tipo “jacaré” configurando, assim, um arranjo do tipo bipolar com ligação em série. Este arranjo pode ser observado na Figura 9:

Figura 9 – Arranjo bipolar em série



Fonte: adaptado de Hakizimana *et al.*, 2017.

Os eletrodos situados entre o ânodo e o cátodo são montados sem interconexão elétrica externa ou interna, desta forma a diferença de potencial (ddp) aplicada à célula é distribuída uniformemente entre os eletrodos adjacentes. Cada lado do eletrodo assumirá uma polaridade diferente, positiva na face voltada para o cátodo (-) e negativa na face voltada para o ânodo (+), assim toda face positiva será dissociada quimicamente. Como consequência, todos os eletrodos serão de sacrifício, exceto o cátodo, que poderá sofrer forte passivação. (ALVES, 2016).

4.2 PREPARAÇÃO DO EFLUENTE SINTÉTICO

Para os ensaios experimentais, o corante utilizado possuía *Color Index* denominado *Escarlate Araquel SE 215*, ou *Direto Red 23* ou *Direct Red 23*, e sua fórmula molecular é $C_{35}H_{25}N_7Na_2O_{10}S_2$. A solução preparada possuía a concentração de aproximadamente 10 mg/L do corante.

Esse corante é amplamente utilizado em indústrias têxteis, sendo de difícil degradação devido à sua estabilidade química. É do tipo azo, considerado carcinogênico para seres humanos e perigoso para organismos aquáticos (LIU *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2013; WENG *et al.*, 2013).

A preparação do efluente sintético ocorreu no reservatório 1 do sistema de tratamento

eletrolítico. O corante foi pesado e diluído no reservatório com 18 L de água. Em seguida, a mistura ficou sob agitação constante e, quando se observou a formação de uma amostra bem diluída, ajustou-se a condutividade e o pH da solução.

Como os efluentes industriais possuem alta condutividade, foi necessário ajustar a condutividade das soluções por meio da adição de cloreto de sódio e a medição do seu valor foi feita em um condutivímetro de bancada AZ 86505. Já o pH inicial das soluções foi corrigido com a adição de hidróxido de sódio 6N e de ácido sulfúrico 5N e foi utilizado um pHmetro de bancada *Quimis Q400AS*. Por fim, retirou-se uma alíquota do efluente para caracterização dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, cor, turbidez e concentração de corante.

4.3 PLANEJAMENTO FATORIAL

Alguns testes com efluente sintético foram realizados para aperfeiçoar o funcionamento do reator e, só então, após estar em sua versão final, fez-se o planejamento experimental.

O planejamento experimental aplicado no estudo do processo de eletrofloculação foi o fatorial comum n^k , em que “n” é o número de níveis, e “k” é o número de fatores ou variáveis independentes investigadas (MONTGOMERY *et al.*, 2004). O objetivo desse planejamento foi avaliar quantitativamente a influência dos fatores sobre a variável dependente de interesse, bem como suas possíveis interações.

Os fatores e os níveis considerados foram definidos com base na revisão de literatura e em testes preliminares. As variáveis foram o pH (5, 7 e 9), espaçamento entre as placas – E (0,5 cm, 1 cm e 1,5 cm) e tempo de detenção hidráulica - TDH (10 min, 20 min e 30 min). Na Tabela 3 constam os fatores estudados e os seus respectivos níveis.

Tabela 3 – Fatores e níveis do planejamento fatorial

Fatores	Níveis		
	-1	0	+1
TDH (min)	10	20	30
pH	5	7	9
E (cm)	0,5	1	1,5

Fonte: Autor, 2020.

Os valores codificados das variáveis são representados por (-1) para o nível “baixo”, (0) para o nível central e (+1) para o nível “alto”. A matriz de planejamento experimental completa,

com os valores codificados para as variáveis independentes com três repetições no ponto central está representada na Tabela 4.

Tabela 4 – Matriz de planejamento experimental

Experimento	TDH (min)	pH	E (cm)
1	10	5	0,5
2	10	5	1,5
3	30	5	0,5
4	30	5	1,5
5	10	9	0,5
6	10	9	1,5
7	30	9	0,5
8	30	9	1,5
9	20	7	1,0
10	20	7	1,0
11	20	7	1,0

Fonte: Autor, 2020.

Foram adicionadas três replicadas ao ponto central, visto que, a adição desses pontos possibilita replicar certos pontos no fatorial 2^k dando proteção contra a curvatura e permitindo uma estimativa independente do erro a ser obtido (MONTGOMERY *et al.*, 2004). A construção da matriz dos experimentos foi feito com auxílio do programa *Statistica 12*.

4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

A primeira etapa consistiu em inserir o suporte com os eletrodos no reator eletroquímico. O suporte possui dimensões de 9,5 x 13 x 17,5 cm e 23 ranhuras com o espaçamento de 0,5 cm entre elas. Os eletrodos foram conectados à fonte elétrica juntamente aos cabos com garras do tipo jacarés.

A segunda etapa foi ajustar a vazão do reator, por meio do regulador de fluxo, proveta e cronômetro, de modo a garantir os TDHs estabelecido no planejamento experimental. As vazões utilizadas foram de 5,44 mL/s (TDH de 10 min), 2,72 mL/s (TDH de 20 min) e 1,81 mL/s (TDH de 30 min). Com o efluente sintético já preparado e armazenado no reservatório de alimentação abriu-se completamente a válvula de esfera e ligou-se a fonte elétrica. À medida que o efluente preenchia o volume útil do reator a eletrólise já ocorria.

A tubulação de alimentação chegava ao fundo do reator, garantindo, deste modo, que toda a solução sofresse eletrólise. Assim sendo, o orifício serviu apenas para manter o reator em nível constante, ou seja, o escoamento estava ocorrendo em regime permanente. Quando o efluente atingia esse nível (Figura 7), completava o TDH e o efluente tratado vertia para o compartimento de saída. Desta forma, o sistema estava funcionando em um fluxo contínuo.

Por fim, a terceira etapa consistiu em coletar amostras do efluente tratado. Também se registrou a densidade de corrente elétrica final. As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno e encaminhadas para a caracterização.

4.5 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

Com a curva do corante *Direct Red 23* já elaborada, determinou-se as concentrações iniciais e finais de cada um dos 11 experimentos, por meio do valor da absorbância fornecido pelo espectrofotômetro, em cada amostra, para o comprimento de onda de 504 nm. Dessa forma, foi possível calcular a eficiência da remoção da concentração do corante por meio da aplicação do processo eletrolítico.

Antes e após a realização dos experimentos de eletrocoagulação foram realizadas as leituras do pH (método eletrométrico), condutividade (método eletrométrico), da turbidez (método nefelométrico), cor (espectrofotometria) e da concentração do corante das soluções (espectrofotometria).

Para a caracterização da amostra por espectrofotometria foi utilizado um *Espectrofotômetro Visível Digital* da marca *Quimis*, modelo *Q7980RM*. No caso da cor, por se tratar de determinação de cor verdadeira, ou seja, sem interferência da turbidez, as amostras foram previamente centrifugadas em centrífuga da marca *Benfer* antes da realização da leitura da absorbância da amostra. Para a análise de todos os parâmetros seguiu-se a metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Objetivando analisar a eficiência da eletrofloculação sobre os parâmetros cor e concentração do corante, utilizou-se a seguinte equação:

$$E = \frac{P_i - P_f}{P_f} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

E: Eficiência de remoção (%)

P_i: Parâmetro antes do tratamento por eletrofloculação

Pf: Parâmetro depois do tratamento por eletrofloculação

Para determinação da eficiência de remoção da concentração do corante, se fez necessário promover a varredura por meio de um espectrofotômetro, para que assim pudesse ser identificado o comprimento de onda associado ao máximo valor de absorbância. A partir dessa varredura verificou-se que o corante sintético *Scarlate araqcel SE 215*, o qual foi utilizado nos testes descritos, possui o comprimento de onda 504 nm como o resultante do maior valor de absorbância.

Com a informação descrita, anteriormente, foi possível traçar uma curva da concentração do corante para o comprimento de onda encontrado. Com a determinação da absorbância da amostra para o comprimento de onda de 504 nm e com a curva do corante foi possível determinar sua concentração antes e depois do processo, e assim, determinar a eficiência da remoção.

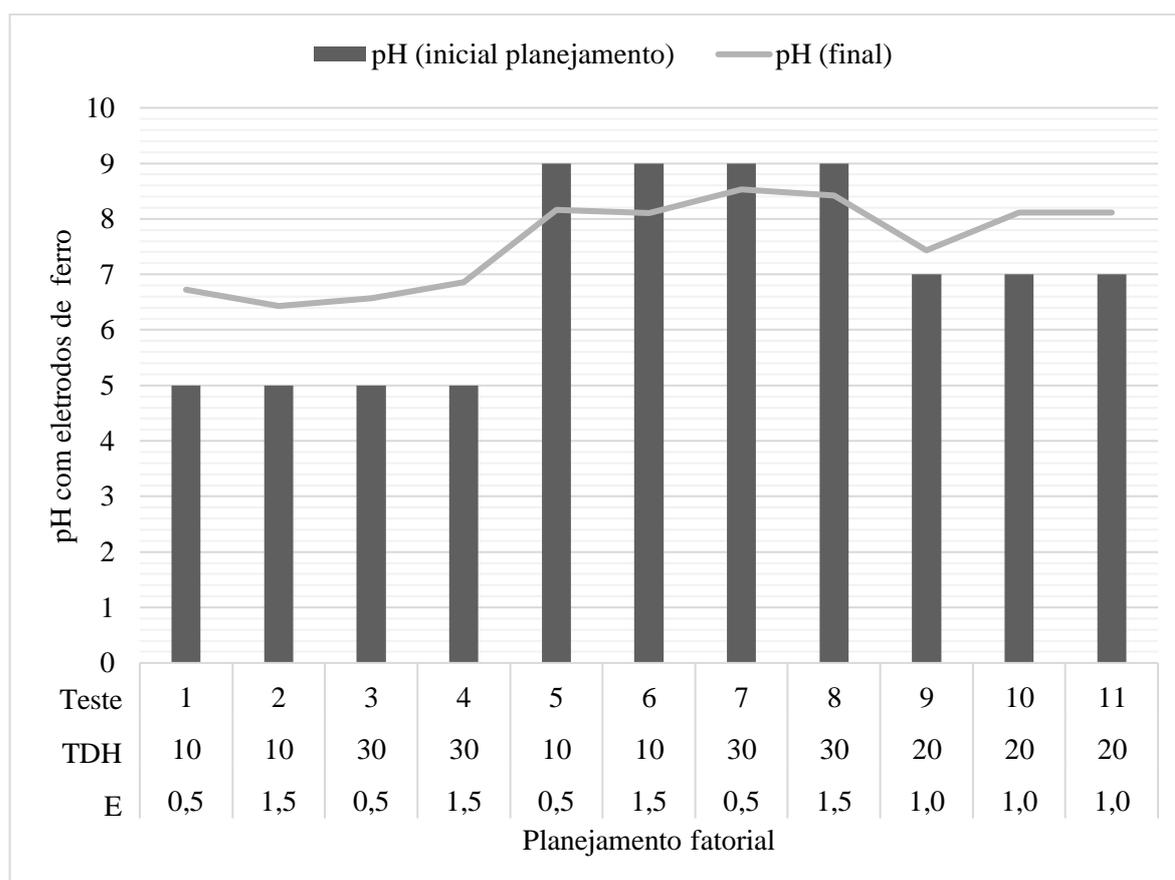
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são discutidos os resultados obtidos no planejamento experimental com eletrodos de ferro e de alumínio. Os parâmetros analisados são pH, turbidez, cor e concentração de corante. Também são discutidos os efeitos das variáveis independentes nas respostas, bem como, a influência do processo eletrolítico sobre o desgaste dos eletrodos de alumínio e ferro.

5.1 ANÁLISE DO PARÂMETRO pH

A literatura indica que o pH inicial desempenha um papel chave na eficiência do processo de electrocoagulação. Ela vai determinar a quantidade do cátodo na solução e, portanto, irá ter uma influência significativa sobre o mecanismo de descoloração (AOUDJ *et al.*, 2010). O Gráfico 1 apresenta a variação do pH nos experimentos com a utilização de eletrodos de ferro:

Gráfico 1 – Variação do pH com eletrodos de ferro



Fonte: Autor, 2020.

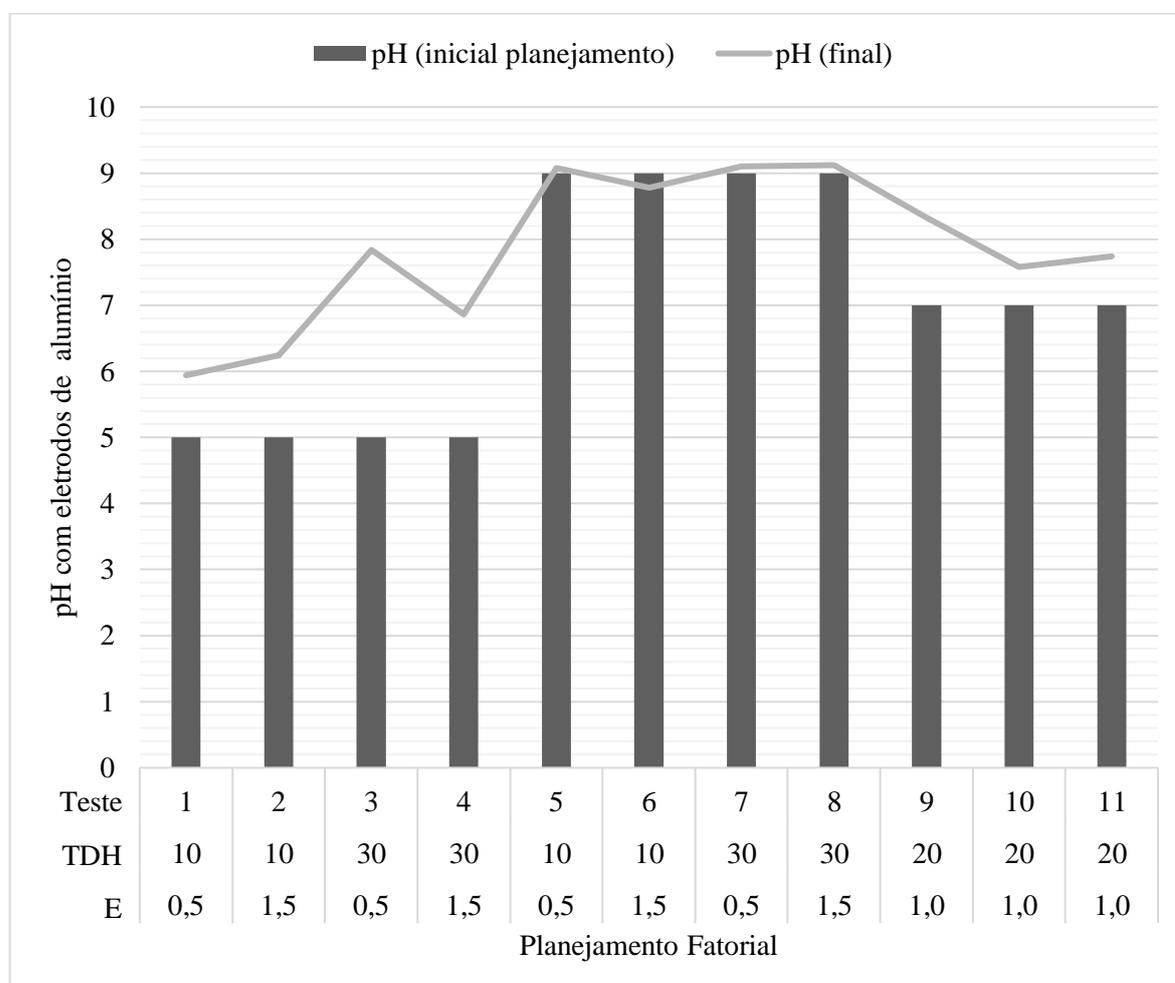
Como se pode observar (Gráfico 1), houve um aumento do pH final para os

experimentos que utilizaram pH inicial ácido. Já para os experimentos cujo pH inicial foi básico, houve uma diminuição desse parâmetro no efluente final.

Mouedhein *et al.* (2008) e Meneses *et al.* (2012) ao estudarem o processo de eletrofloculação concluíram que, quando o pH inicial é alcalino, seu valor final no efluente tratado diminui, já quando o pH inicial é ácido, no final ele eleva-se. De acordo com os autores, quando o pH inicial é ácido, a hidrólise das moléculas de água do cátion é favorecida frente à hidrólise no ânodo, assim, inicia-se a formação de (OH^-) o que induz ao aumento do pH do meio.

A variação do pH nos experimentos que utilizaram eletrodos de alumínio, pode ser observada no Gráfico 2:

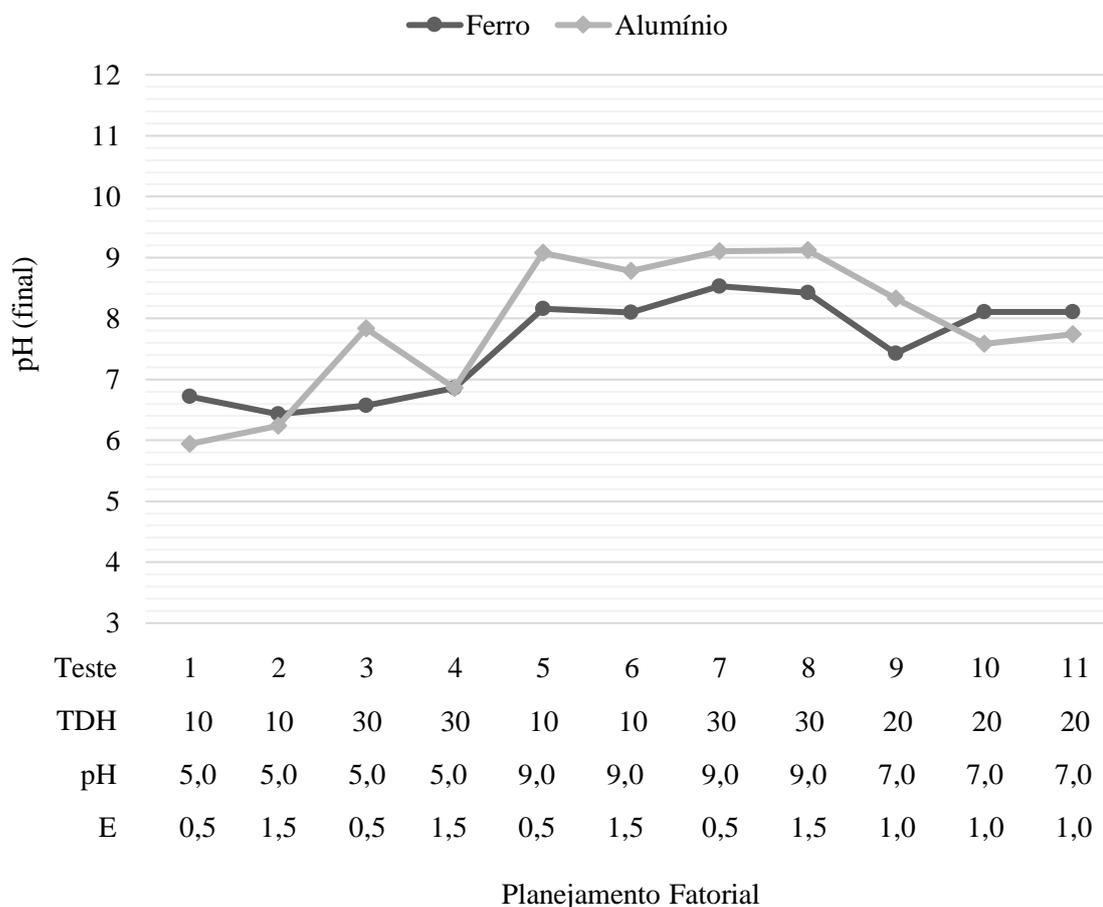
Gráfico 2 – Variação do pH final do efluente com eletrodos de alumínio



Fonte: Autor, 2020.

Novamente, houve um aumento do pH do efluente final para os experimentos que utilizaram pH inicial na fase ácida. Já para os experimentos cujo pH inicial foi básico, o pH final manteve-se praticamente inalterado (Gráfico 2). No Gráfico 3, pode-se verificar as variações do pH, em termos percentuais, para os dois tipos de eletrodos utilizados:

Gráfico 3 – Variação do pH final do efluente tratado com eletrodos de ferro e alumínio



Fonte: Autor, 2020.

Observando o Gráfico 3, nota-se que o comportamento do pH foi semelhante quando se utilizou eletrodos de ferro e de alumínio, para a maior parte dos testes realizados. Isso se explica, segundo Hanay e Hasar (2011), porque o processo de eletrofloculação exibe capacidade de tamponamento devido ao equilíbrio entre a produção e o consumo de (OH^-) o que impede alta alteração do pH.

Cerqueira (2006) também comenta sobre essa propensão. Segundo o autor, no processo de eletrofloculação existe uma tendência de neutralização do pH quando se encontra acima ou abaixo do pH 7. Nos efluentes com o pH inicial 5, o aumento ocorre em consequência da

diminuição de hidrogênio no cátodo.

Por conseguinte, essa tendência de neutralização do pH se configura em um ponto positivo, pois, para que o efluente possa ser lançado em um corpo hídrico, a Resolução CONAMA nº430/2011 estabelece que esse parâmetro deverá estar na faixa de 5 e 9.

Desta forma, para os experimentos utilizando eletrodos de ferro, o pH se encontra dentro dos padrões de lançamento em todos os testes. Entretanto, para os experimentos com eletrodos de alumínio, apenas em três testes dos onze realizados o efluente se encontrou acima do permitido dos padrões de lançamento.

5.2 ANÁLISE DO PARÂMETRO TURBIDEZ

A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. A avaliação da clarificação da água é muito importante tanto na produção de produtos destinados ao consumo humano como em muitas operações de manufaturamentos. (APHA, 2012).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) a turbidez é originada pela presença de materiais insolúveis no meio aquoso, que não traz inconvenientes sanitários diretos, embora seja esteticamente desagradável na água potável e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para micro-organismos patogênicos. As partículas que contribuem para a turbidez são aquelas cujos diâmetros variam de $10^{-3}\mu\text{m}$ a $10^{-1}\mu\text{m}$ (coloides) e de $10^{-1}\mu\text{m}$ a $10^3\mu\text{m}$ (sólidos suspensos). Grande parte dos microrganismos patogênicos desenvolvem-se na presença dessas partículas e por isso, a eliminação delas torna-se necessária.

Para esse parâmetro, observou-se um aumento dos seus valores no efluente final. Essa variação deveu-se à formação de flocos durante o processo de eletrocoagulação pois o efluente sintético que alimentava o sistema de eletrocoagulação não apresentava uma turbidez elevada.

Por outro lado, depois de um período de decantação das amostras, a turbidez se manteve dentro do patamar dos valores iniciais, demonstrando que o processo de eletrocoagulação em conjunto com algum outro processo como filtração ou decantação é eficaz para a remoção da turbidez.

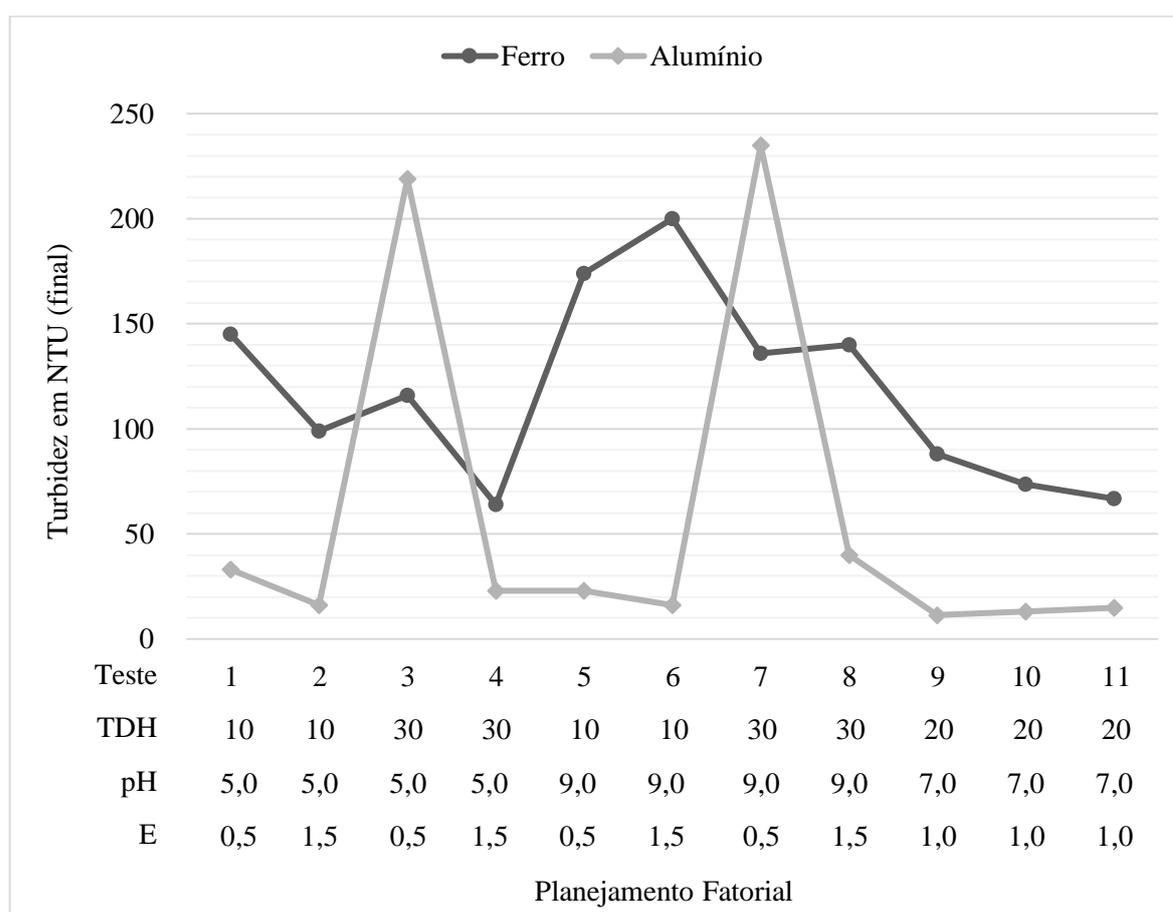
Assim, neste estudo, o processo de eletrofloculação do efluente sintético apresentou baixa eficiência na remoção desse parâmetro, tanto para eletrodo de ferro como de alumínio, como se pode observar a variação deste último no gráfico abaixo:

Dos 11 testes do planejamento fatorial, em apenas 02 deles, com placas de alumínio foi observado uma diminuição na turbidez. Em contrapartida, em todos os testes com eletrodos de

ferro ocorreu um aumento da turbidez. Os resultados obtidos no tratamento com placas de ferro apresentaram valores de turbidez muito superiores quando comparados aos obtidos no tratamento com placas de alumínio.

No Gráfico 4, pode-se analisar a turbidez obtida após o tratamento para os dois tipos de eletrodos utilizados:

Gráfico 4 – Turbidez final com o uso de eletrodos de ferro e de alumínio



Fonte: Autor, 2020.

Os piores resultados para a turbidez nos testes com placas de alumínio e de ferro foram encontrados nas mesmas combinações dos fatores. Esses resultados ocorreram nos testes: 1 (pH 5, espaçamento entre os eletrodos de 0,5 cm e TDH de 10 minutos) e 3 (pH 5, espaçamento entre os eletrodos de 0,5 cm e TDH de 30 minutos) e apresentando elevados acréscimos da turbidez (Gráfico 4).

Resultados semelhantes foram obtidos por Martins (2016) que, ao estudar o tratamento de efluentes têxteis por eletrólise em batelada obteve como resultado o crescimento da turbidez após o início do processo de eletrocoagulação. Segundo o autor, a formação de flocos

continuada provavelmente tem grande atuação nesta etapa. Esses flocos, por conta da agitação, podem ser divididos devido as grandes rotações a que se submete o efluente no reator, sendo assim, a carga de sólidos em suspensão aumenta e conseqüentemente as medidas de turbidez se apresentam elevadas.

Para os eletrodos de ferro, os resultados de todos os ensaios apresentaram uma turbidez acima da máxima permitida pela Resolução nº430/2011 do CONAMA, que é 40 NTU. Já para os eletrodos de alumínio apenas os experimentos 3 (pH 5, espaçamento entre os eletrodos de 0,5 cm e TDH de 30 minutos) e 7 (pH 9, espaçamento entre os eletrodos de 0,5 cm e TDH de 30 minutos) se encontraram acima do exigido.

No entanto, apesar da alta turbidez do efluente final, principalmente nos testes com eletrodos de ferro, observou-se que é facilmente decantada. Neste sentido, acredita-se que um decantador ou um filtro após o reator eletrolítico seriam capazes de enquadrar o efluente nos padrões de lançamento.

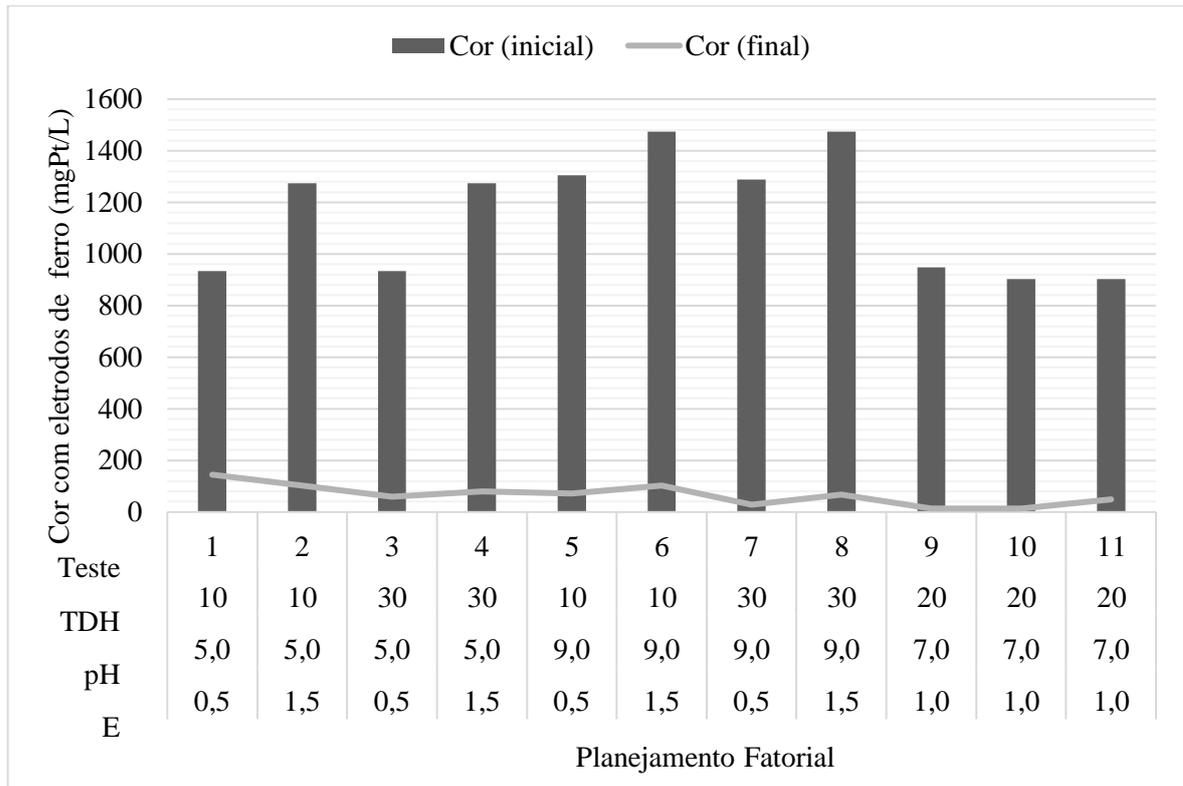
5.3 ANÁLISE DO PARÂMETRO COR VERDADEIRA

Os efluentes provenientes da indústria têxtil possuem uma alta concentração de cor devido à presença de corantes dissolvidos. Esse parâmetro varia de acordo com a concentração destes pigmentos no efluente final.

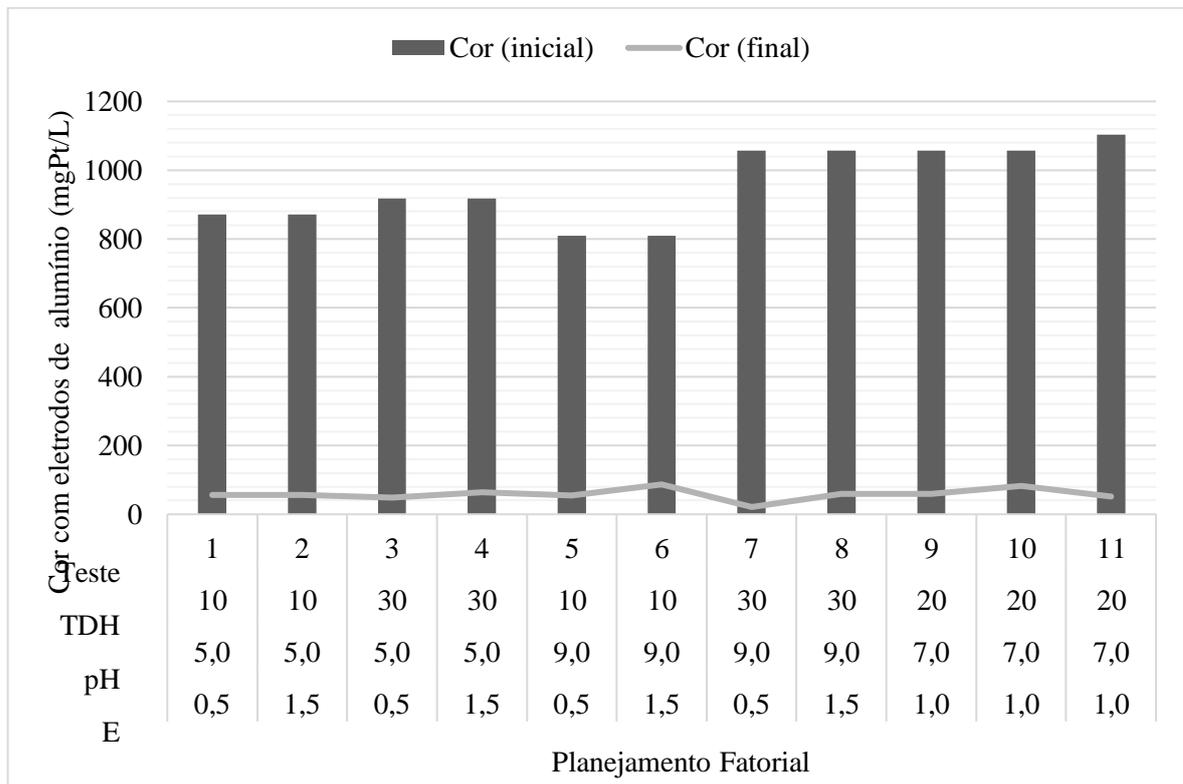
No caso deste trabalho em específico o processo de eletrocoagulação foi utilizado como forma de geração dos agentes coagulantes que posteriormente iriam provocar a desestabilização dos coloides e concomitantemente a floculação e dependendo da densidade do floco formado a possível sedimentação.

Segundo Martins (2016), os cátions liberados nos ânodos de sacrifício no processo de eletrocoagulação podem agir diretamente sobre os poluentes, serem hidrolisados, formando complexos ou remover o contaminante via precipitação direta (varredura).

Além da promoção do fenômeno de coagulação imediata a vantagem principal de se aplicar a eletrocoagulação em efluentes com altas concentrações de cor (corantes dissolvido) se dá em relação à oxidação química (ABDALA NETO, 2012) esta última aumenta a eficácia da remoção de partículas de menor tamanho e contaminantes dissolvidos (gráficos 5 e 6, respectivamente).

Gráfico 5 – Variação da cor verdadeira com eletrodo de ferro

Fonte: Autor, 2020.

Gráfico 6 – Variação da cor verdadeira com eletrodo de alumínio

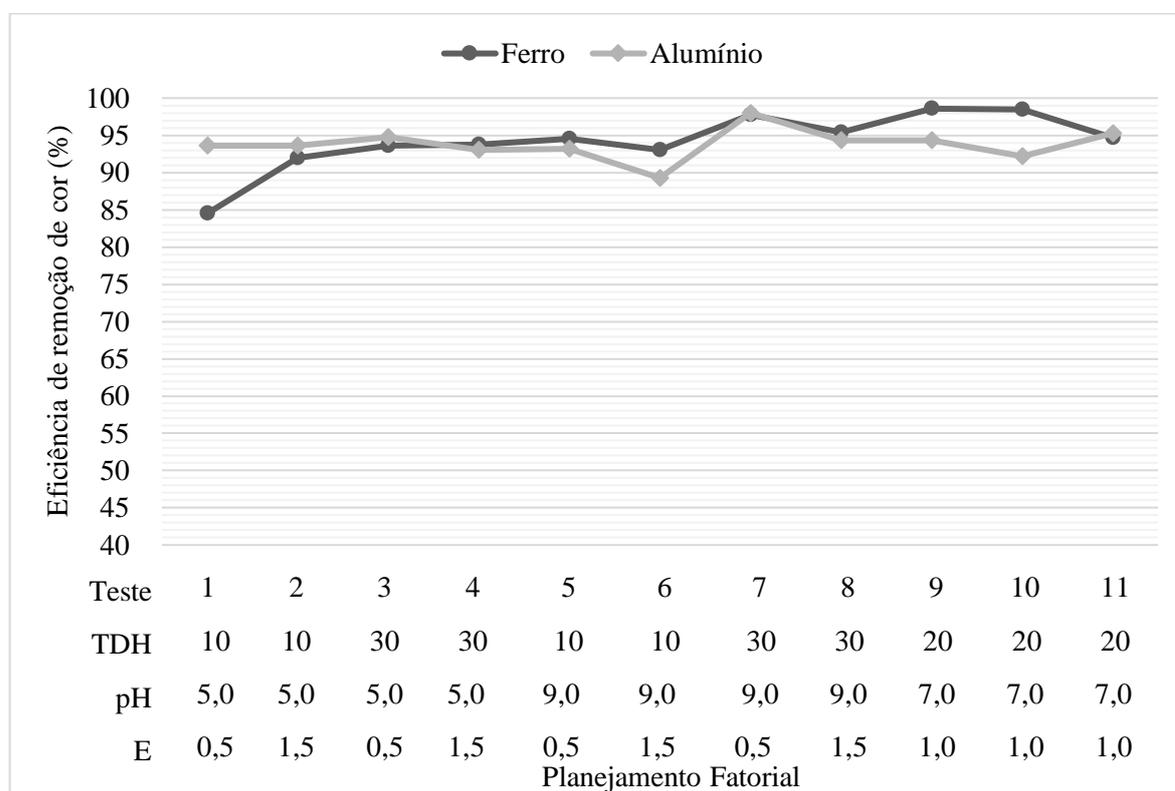
Fonte: Autor, 2020.

Para ambos os tipos de eletrodos, obteve-se resultados bastante satisfatórios na remoção da cor verdadeira. Mesmo para faixas distintas de cor, os valores diminuíram para um valor, praticamente, constante, sendo a cor final situada entre 20 e 150 mgPt/L, para um valor inicial de até 1500 mgPt/L.

De acordo com Merzouk *et al.* (2011), a remoção de cor é mais efetiva na faixa de pH entre 4,0 e 7,8. No entanto, nos testes descritos nesse trabalho essa afirmação pode apenas ser observada quando foi utilizado o pH inicial 7 e placas de ferro. Os testes do planejamento fatorial que utilizaram placas de ferro apresentaram a menor eficiência de remoção de cor no pH 5.

O Gráfico 7 apresenta a taxa de remoção de cor para ambos os eletrodos:

Gráfico 7 – Remoção da cor verdadeira com eletrodos de ferro e alumínio em porcentagem

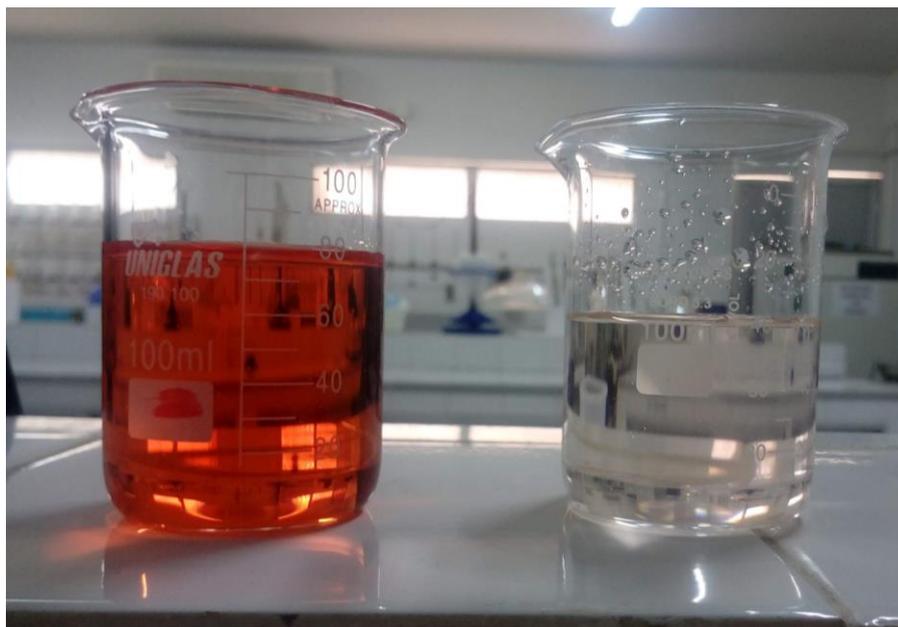


Fonte: Autor, 2020.

Em relação ao parâmetro cor, como pode ser observado no Gráfico 7, o melhor resultado do planejamento com placas de ferro ocorreu no teste 9 (pH 7, espaçamento 1,0 cm e TDH de 20 minutos) e a menor eficiência de remoção ocorreu no teste 1 (pH 5, espaçamento 0,5 e TDH de 10 minutos), correspondendo aproximadamente 98,6% e 84,5%, respectivamente.

Na Figura 10 pode-se visualizar a capacidade de remoção de cor do reator eletrolítico:

Figura 10 - Efluente sintético antes e depois de tratar no reator eletrolítico



Fonte: Autor, 2020.

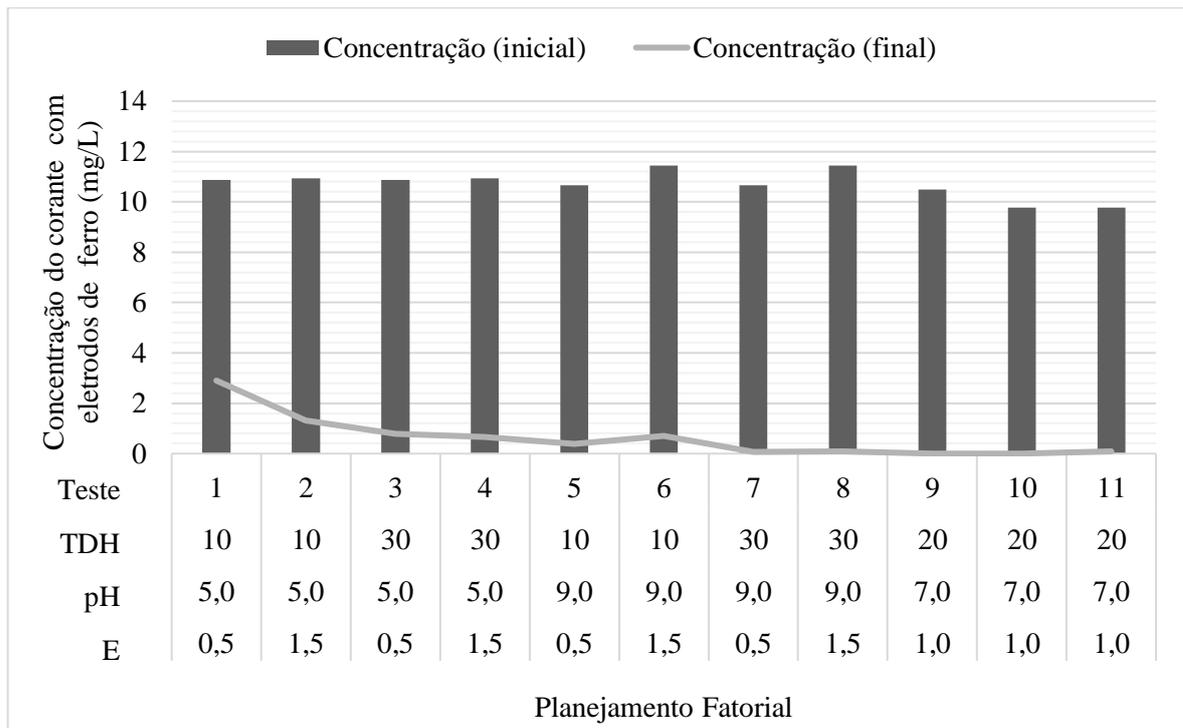
Quanto ao planejamento utilizando placas de alumínio, o melhor resultado ocorreu no teste 7 (pH 9, espaçamento 0,5 cm e TDH de 30 minutos) e a menor eficiência de remoção ocorreu no teste 6 (pH 9, espaçamento 1,5 e TDH de 10 minutos), correspondendo aproximadamente 98,0% e 89,3%, respectivamente.

A Resolução do CONANA nº430/2011 não estabelece no lançamento de efluentes limites máximos para a cor. No entanto, a presença da cor no efluente não poderá promover nenhuma alteração nas características naturais do corpo receptor.

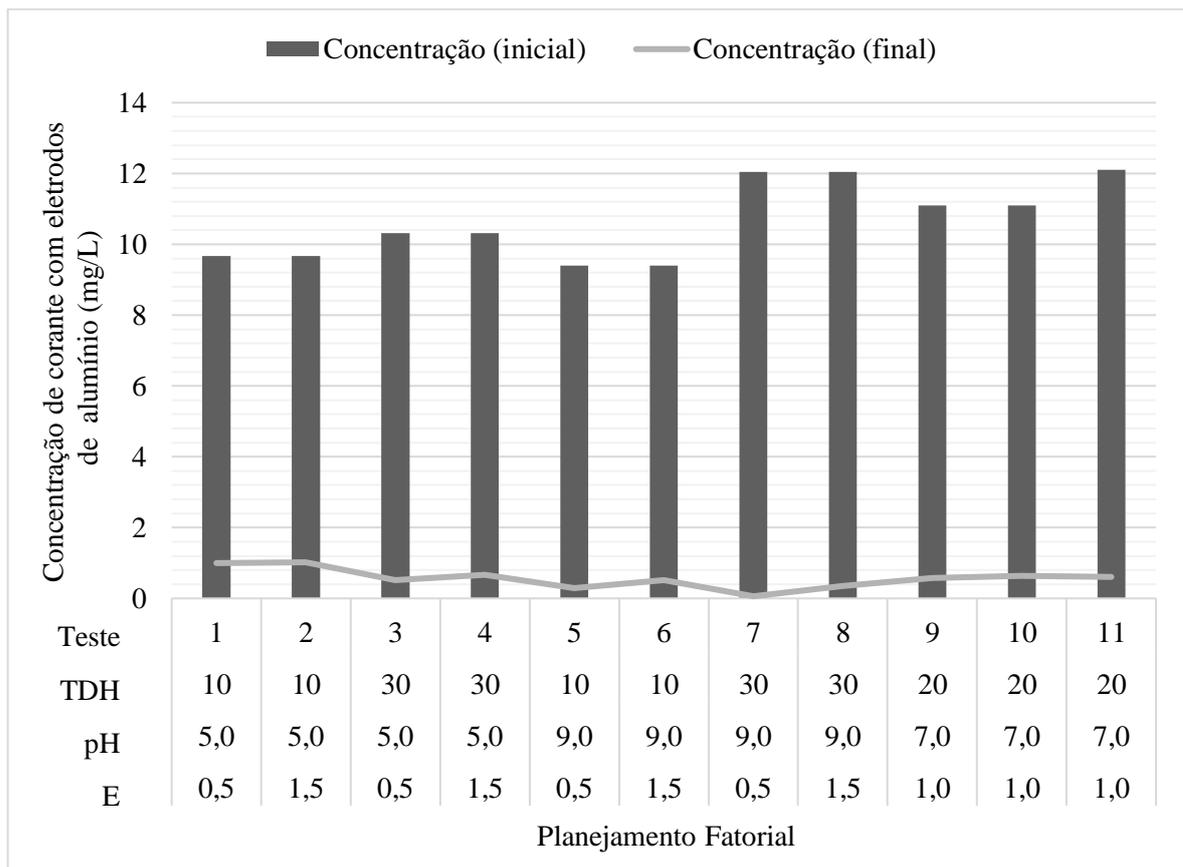
5.4 ANÁLISE DO PARÂMETRO CONCENTRAÇÃO DE CORANTE

Aarão (2016) em seu estudo concluiu que quanto menor for a concentração do corante, melhor será a eficiência de descoloração. Isto ocorre porque para uma intensidade de corrente constante, existe a mesma quantidade de hidróxido de alumínio/ ferro sendo gerados e, conseqüentemente, a mesma quantidade de espécies coagulantes. Portanto, com o aumento da concentração inicial do corante, menos hidróxido de alumínio estará disponível para capturar o excesso de moléculas orgânicas do corante que está sendo tratado.

Os Gráficos 8 e 9 apresentam a variação do corante nos testes utilizando eletrodos de ferro e de alumínio, respectivamente,

Gráfico 8 – Variação do corante com eletrodo de ferro em mg/L

Fonte: Autor, 2020.

Gráfico 9 – Variação do corante com eletrodo de alumínio em mg/L

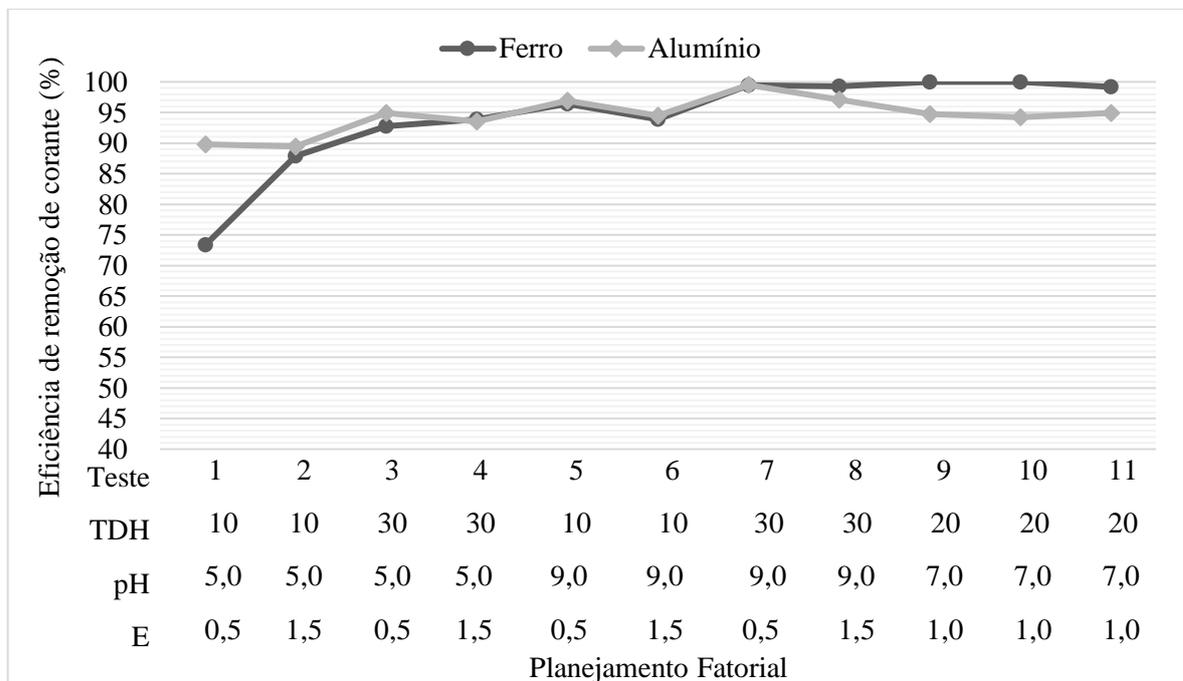
Fonte: Autor, 2020.

O espaçamento entre as placas é uma variável importante para a eficiência do processo de eletrofloculação. Na ausência de uma alta condutividade, os estudos indicam a diminuição da distância entre os eletrodos para promover a melhoria de remoção dos poluentes. No entanto, a diminuição excessiva ($0,5\text{ cm} <$), poderá interferir na homogeneização do efluente (NONATO, 2017).

Cerqueira (2009), também observou que, com a diminuição do espaçamento entre os eletrodos a eficiência do processo é mais baixa, pois os hidróxidos metálicos que são gerados para formação dos flocos acabam se degradando nas colisões devido à alta atração eletrostática causada pela maior proximidade entre os eletrodos. Por outro lado, quando a distância é maior, o movimento é mais lento e assim teria mais oportunidade de ocorrer a geração de flocos (CERQUEIRA, 2009).

No Gráfico 10, encontram-se as taxas de remoção de corante para ambos os tipos de eletrodos estudados:

Gráfico 10 – Remoção do corante com eletrodo de ferro e alumínio em porcentagem



Fonte: Autor, 2020.

Verifica-se que, em relação à eficiência da remoção de corante, no planejamento fatorial utilizando placas de ferro, a maior eficiência ocorreu nos testes 9 e 10 (pH 7, espaçamento 1,0 cm e TDH de 20 minutos) e a menor eficiência no teste 1 (pH 5, espaçamento 0,5 cm e TDH de 10 minutos), correspondendo a 100% e 73,32%, respectivamente como visto no Gráfico 10.

Quanto ao planejamento fatorial utilizando placas de alumínio, a maior eficiência de remoção ocorreu no teste 7 (pH 9, espaçamento 0,5 cm e TDH de 30 minutos) e a menor eficiência no teste 2 (pH 5, espaçamento 1,5 cm e TDH de 10 minutos), correspondendo aos valores de 99,5% e 89,45%, respectivamente

Nota-se, portanto, que para ambos os eletrodos os resultados obtidos foram excelentes. No entanto, para TDH de 10 minutos obteve-se, para os eletrodos de ferro, resultados abaixo do que a taxa média de remoção de todos os outros testes, mas mantendo-se quase constante para TDH's de 20 e 30 minutos. Já, para o eletrodo de alumínio obteve-se taxas mais constantes para todos os TDH's. A taxa média de remoção foi em torno de 95% para os dois eletrodos, porém apenas o eletrodo de ferro conseguiu remover o corante em 100%.

Resultados semelhantes foram obtidos por Aarão (2016), que ao estudar a eletrólise com eletrodos de ferro e alumínio, conseguiu obter 100% de eficiência de remoção de cor do corante alaranjado de metila através do processo de EC/EF utilizando tanto eletrodos de alumínio como também de ferro. Porém, a remoção deste corante foi mais satisfatória quando utilizou-se eletrodos de ferro, pois 20 minutos de eletrocoagulação foi suficiente para atingir 100% de eficiência de remoção de cor em comparação com obtida utilizando-se eletrodos de alumínio, sendo necessário um tempo de 60 minutos para atingir o mesmo resultado.

Aarão (2016) também estudou as taxas de remoção para diferentes potenciais. Ao utilizar eletrodos de alumínio com potencial de 7V obteve uma eficiência de remoção de 42,97% enquanto que, para eletrodos de ferro foi possível trabalhar com um potencial de 3V tendo uma eficiência de remoção de 94,30%. Portanto, o autor supracitado concluiu que avaliando os parâmetros separadamente e verificando apenas o potencial, é mais viável trabalhar com os eletrodos de ferro, pois é possível utilizar uma potência menor e obter uma melhor eficiência de remoção de cor.

5.5 DETERMINAÇÃO DOS EFEITOS DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES NAS RESPOSTAS

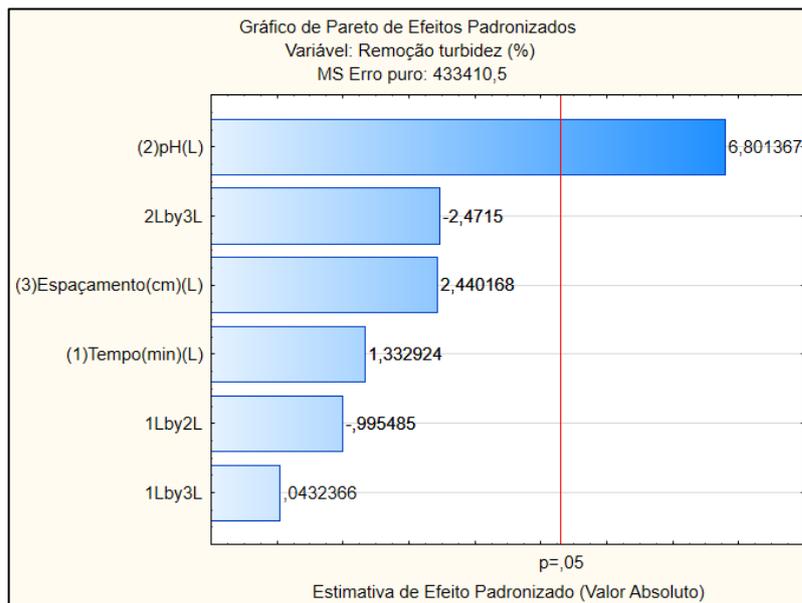
Com a finalidade de desenvolver uma análise estatística, os resultados encontrados após o tratamento de eletrofloculação foram aplicados no software *STATISTICA*. Nesse processo, verificou-se a intensidade da efluência das variáveis independentes (espaçamento, TDH e pH) sobre as variáveis dependentes (turbidez, concentração do corante e cor verdadeira).

As informações utilizadas para construção dos gráficos de Pareto correspondem à eficiência do processo, portanto, utilizou-se os valores calculados a partir da Equação 1. Os

gráficos de Pareto, que representam essas análises estatísticas, podem ser observados nos Gráficos 11, 12, 13, 14, 15 e 16.

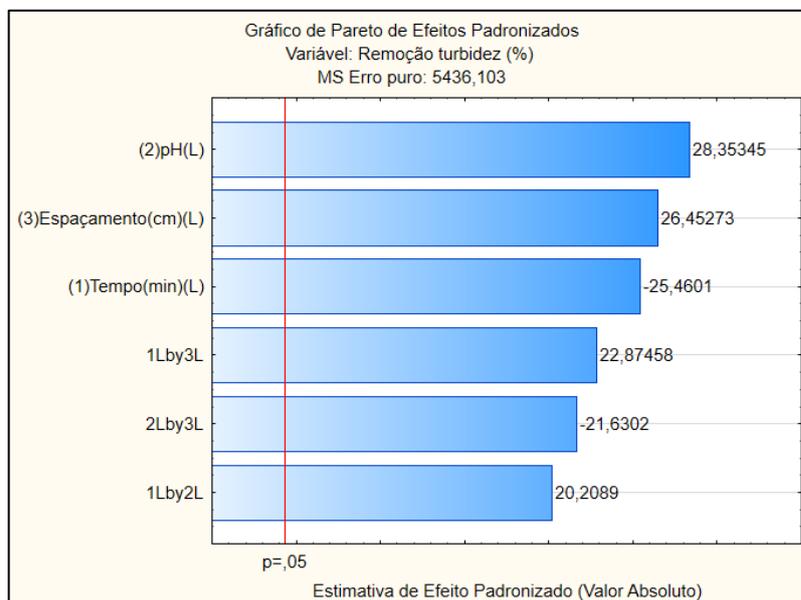
O diagrama de Pareto, segundo Khajeh (2012) mostra os fatores estatisticamente significativos para o processo. Trata-se de uma representação gráfica onde se podem analisar as causas e efeitos do comportamento de cada fator envolvido, ou de suas interações, e quais são os mais significativos no processo.

Gráfico 11 – Diagrama de Pareto para a variável dependente turbidez com eletrodos de ferro



Fonte: Autor, 2020.

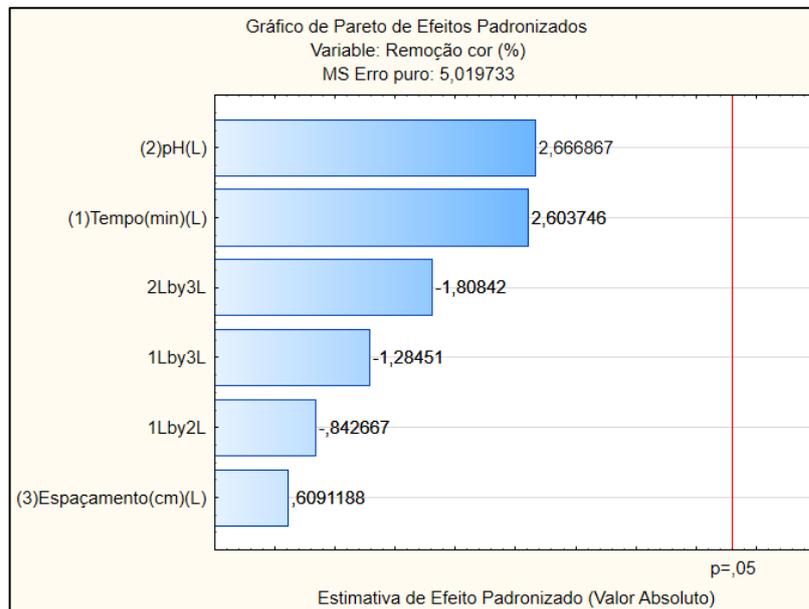
Gráfico 12 – Diagrama de Pareto para a variável dependente turbidez com eletrodos de alumínio



Fonte: Autor, 2020.

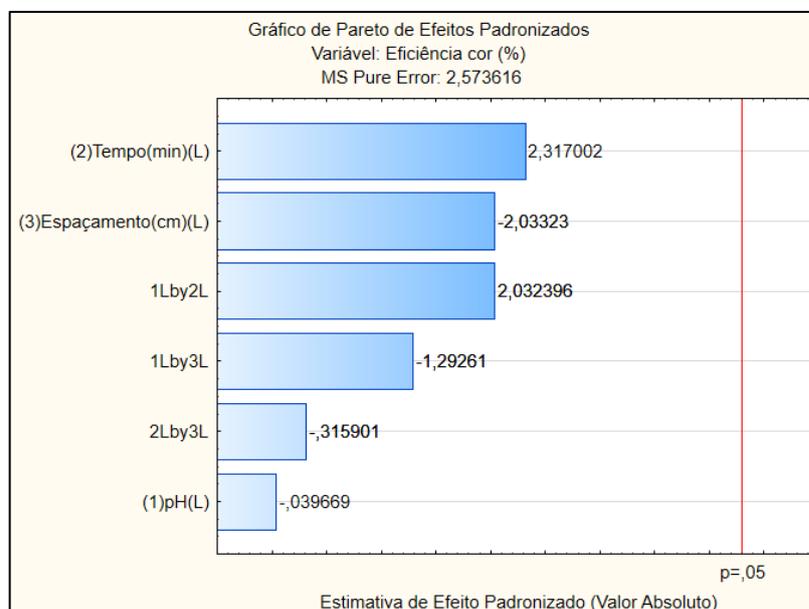
De acordo com os gráficos 11 e 12, a variável independente pH foi a que mais influenciou na remoção de turbidez nos dois planejamentos realizados (alumínio e ferro). No entanto, para o planejamento de alumínio, outras variáveis independentes também influenciaram no resultado semelhante ao pH.

Gráfico 13 – Diagrama de Pareto para a variável dependente cor com eletrodos de ferro



Fonte: Autor, 2020.

Gráfico 14 – Diagrama de Pareto para a variável dependente cor com eletrodos de alumínio

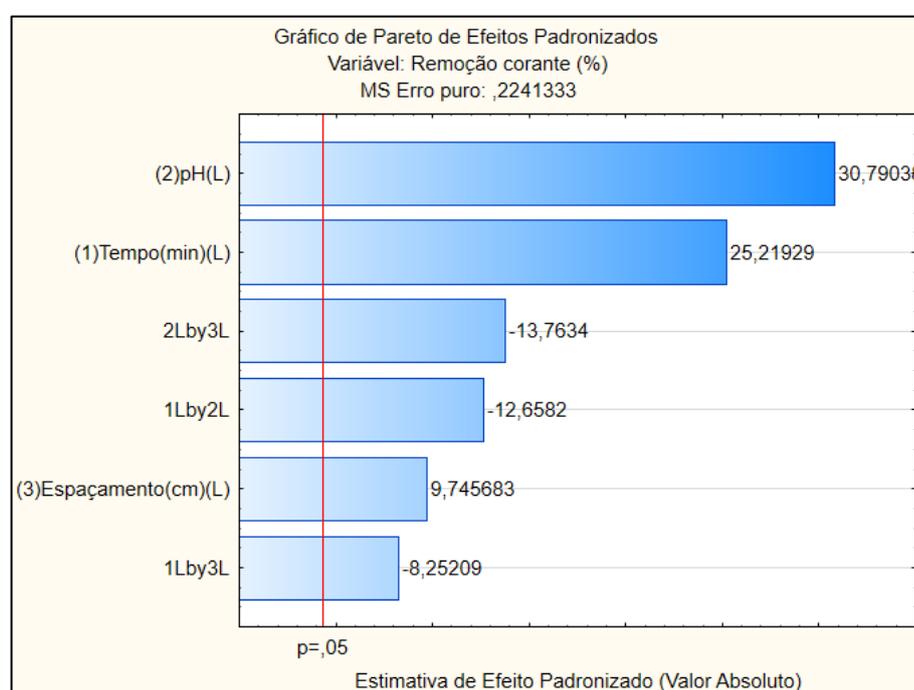


Fonte: Autor, 2020.

Na análise estatística realizada pelo *software*, quando uma barra do gráfico de Pareto atinge $p = 0,05$ implica dizer que um fator ou uma combinação de fatores possui influência significativa sobre o fator dependente. Portanto, de acordo com os Gráficos 13 e 14, é perceptível que nenhuma das variáveis independentes ou combinações promoveram influência significativa sobre o parâmetro cor em ambos os planejamentos fatoriais.

Em contrapartida, em algumas literaturas é relatado sobre o efeito do pH na remoção de cor por eletrólise. Nos estudos conduzidos por Aoudj *et al.* (2010), em que foram verificados os efeitos da descoloração do efluente da indústria têxtil por eletrocoagulação, investigando a faixa de pH inicial entre 3 a 11, o autor concluiu que a faixa ótima encontrava-se no pH inicial de 5-9, sendo que, para o ácido e as zonas de base, o que corresponde a pH 3 e pH 11, respectivamente, ocorreram queda significativa na eficiência de remoção da cor.

Gráfico 15 – Diagrama de Pareto para a variável dependente concentração do corante com eletrodos de ferro

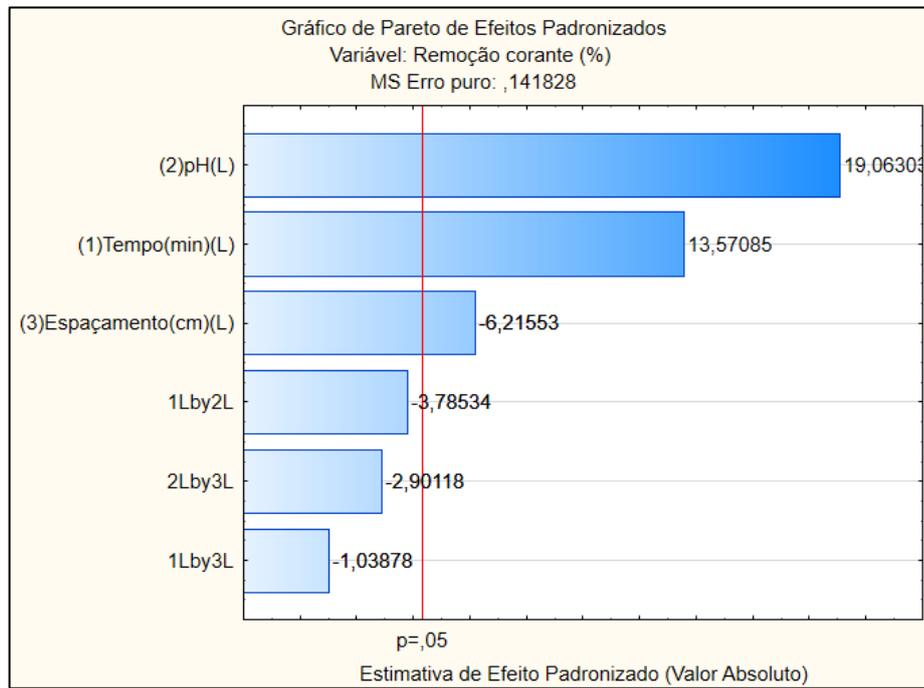


Fonte: Autor, 2020.

Katal e Pahlavanzadeh (2011), investigando o efeito do pH no processo de EC para o tratamento de águas residuais da indústria do papel, afirmou que o pH ideal do processo seria a faixa de 5 a 7, uma gama próxima à encontrada em nossos estudos. Daneshvar *et al.*, (2007), utilizando o processo de EC para remoção de corantes, concluíram que as melhores remoções ocorreram no pH inicial 6, sendo este valor atendido pela faixa ótima encontrada em nossos

estudos.

Gráfico 16 – Diagrama de Pareto para a variável dependente concentração do corante com eletrodos de alumínio

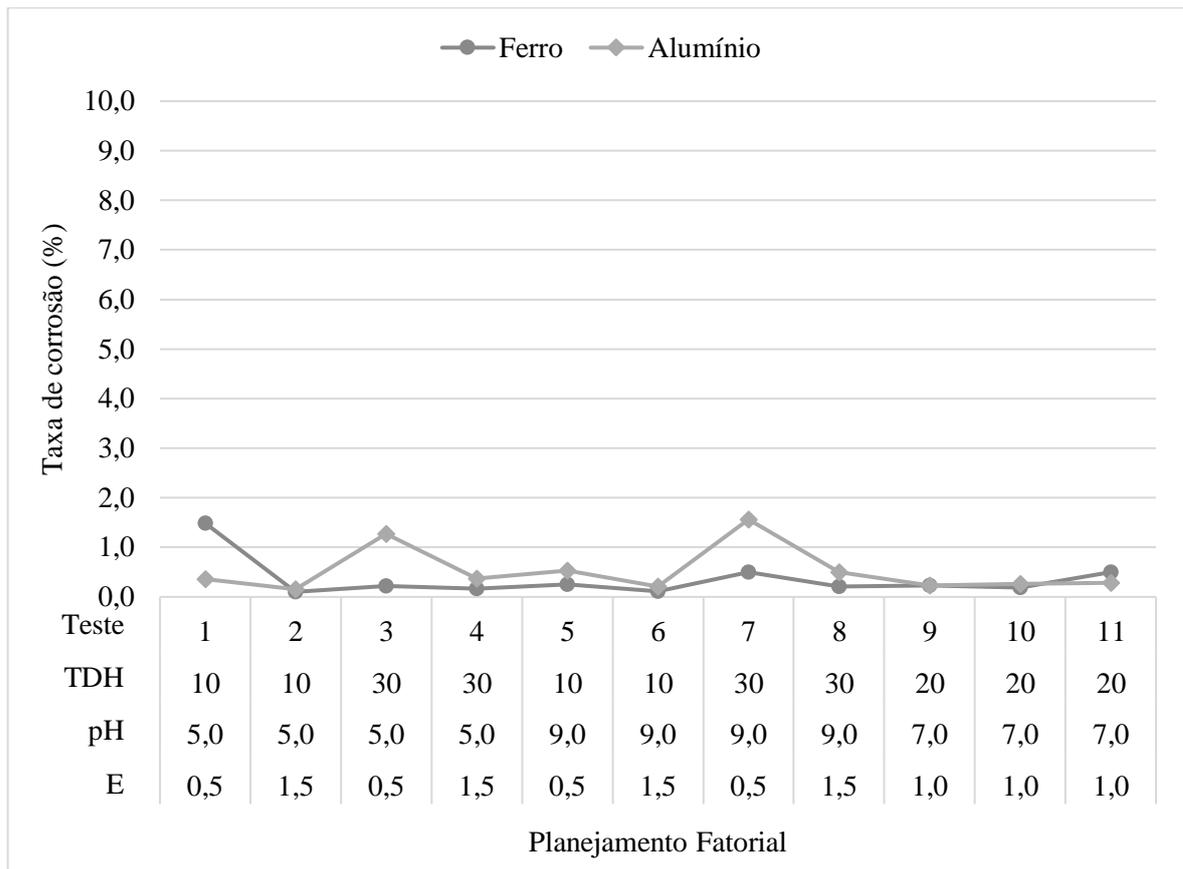


Fonte: Autor, 2020.

De acordo com os Gráficos 15 e 16, o pH foi o fator independente que possuiu maior influência sobre a remoção do corante. Como a influência foi positiva, pode-se afirmar que com o aumento do valor da variável pH dentro da faixa estudada houve uma maior eficiência de remoção do corante.

5.6 INFLUÊNCIA DO PROCESSO ELETROLÍTICO SOBRE O DESGASTE DAS PLACAS DE ALUMÍNIO E FERRO

Além dos parâmetros descritos, também foi analisado a corrosão dos eletrodos a partir da pesagem das placas antes e após o processo de eletrofloculação. Esses resultados podem ser observados no Gráfico 17.

Gráfico 17 – Taxa de corrosão dos eletrodos de ferro e alumínio

Fonte: Autor, 2020.

Observa-se que no planejamento fatorial com o uso de placas de alumínio, o teste que apresentou a maior corrosão das pacas foi o 7 (pH 9, espaçamento 0,5 cm e TDH de 30 minutos) e a menor corrosão foi no teste 2 (pH 5, espaçamento 1,5 cm e TDH de 10 minutos).

No planejamento fatorial com o uso de placas de ferro, por sua vez, a maior e a menor corrosão dos eletrodos foram encontradas nos testes 1 (pH 5, espaçamento 0,5 cm e TDH de 10 minutos) e 2 (pH 5, espaçamento 1,5 cm e TDH de 10 minutos), respectivamente.

O que pode ser observado em comum entre os dois planejamentos fatoriais é que a maior e a menor corrosão dos eletrodos ocorreram no menor e maior espaçamento, seguindo essa ordem.

6 CONCLUSÃO

A partir dos testes realizados foi possível observar que o planejamento fatorial é indispensável para o estudo do tratamento de efluentes por eletrofloculação, pois este possui muitas variáveis influentes que devem ser consideradas.

Devido ao cenário atual que acarretou grandes dificuldades impossibilitando-a conclusão da pesquisa, não foi possível estudar o processo de eletrofloculação com o uso de efluente real. Assim, realizaram-se os planejamentos utilizando um efluente produzido em laboratório.

No planejamento fatorial com o uso de placas de alumínio obtiveram-se altas eficiências na remoção de cor e concentração de corante, chegando a valores máximos de 97% e 99%, respectivamente. Nos testes com uso de placas de ferro também foi possível obter uma excelente eficiência de remoção de cor e concentração do corante, alcançando valores máximos de 100% e 98%, respectivamente.

Com relação ao parâmetro pH, para os experimentos utilizando eletrodos de ferro o pH se encontrou dentro dos padrões de lançamento em todos os testes. Já para os experimentos com eletrodos de alumínio, apenas em três testes dos onze realizados o efluente se encontrou acima do permitido dos padrões de lançamento. Assim, levando em consideração apenas este parâmetro, a utilização de eletrodos de ferro retornou resultado mais satisfatórios do que os de alumínio.

No entanto, em ambos os planejamentos, tendo como maior destaque os testes que foram realizados com placas de ferro, o tratamento eletrolítico elevou o teor de turbidez. Isso se deve ao fato da ocorrência do arraste de flocos que acontece durante o processo eletrolítico. No quesito turbidez, a utilização do reator com eletrodos de alumínio, para quase todas as condições experimentais se mostra bem mais interessante pois conferiu ao efluente menores valores de turbidez em comparação aos eletrodos de ferro.

Diante disso, se faz necessário estudar o reator eletrolítico acoplado a um sistema de filtração afim de verificar o enquadramento da turbidez para lançamento do efluente em corpos hídricos, além disso, realizar a determinação de custos operacionais para que se estude a viabilidade da implementação desse tratamento em escala real.

De acordo com a análise estatística realizada, o pH foi o fator independente que possuiu maior influência sobre a remoção do corante. Como a influência foi positiva, pode-se afirmar que com o aumento do valor da variável pH dentro da faixa estudada houve uma maior eficiência de remoção do corante.

Com relação ao desgaste dos eletrodos devido a eletrólise o que foi observado que em ambos os planejamentos fatoriais, a maior e a menor corrosão dos eletrodos ocorreram no menor e maior espaçamento, seguindo essa ordem.

Em suma, a partir dos resultados apresentados é possível concluir que o tratamento por eletrocoagulação pode ser considerado uma alternativa viável a remoção da cor e do corante de efluentes provenientes da indústria têxtil, sendo de suma importância realizar estudos com efluentes reais.

7 REFERÊNCIAS

- AARÃO, M. B. de O. **Desenvolvimento de um sistema eletroquímico para tratamento do corante alaranjado de metila pelo processo de eletrocoagulação/eletroflotação**. Dissertação (Mestrado em Ciências - Universidade Federal de São João del Rei). Ouro Banco, 2016.
- ABDALA NETO, E. F. **Pré e pós-tratamento por eletro-oxidação associada à foto catálise heterogênea em uma ETA por filtração direta visando a redução dos precursores dos compostos organoclorados**. Tese de Doutorado (Universidade Federal do Ceará). Fortaleza, CE, 2012.
- ABDI. **Estudo prospectivo setorial: têxtil e confecções**. Série de cadernos da indústria ABDI XVIII - Brasília, 2010. Disponível: <<https://www.abit.org.br/adm/Arquivo/Servico/114216.pdf>>. Acesso em: out. 2020.
- ABIT. **Indústria têxtil e de confecção brasileira**. Brasília, 2013.
- ADIN, A; VESCAN, N. Electroflocculation for particle destabilization and aggregation for municipal water and wastewater treatment. **Proceedings of the American Chemistry Society**, v.42, n.2, p. 537-541, 2002.
- ALMEIDA, A. A. de. **Tratamento de efluente de indústria têxtil utilizando processos químicos avançados via reações de fenton modificadas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química - Universidade Estadual do Oeste do Paraná). Toledo, 2013.
- ALVES, A. A. **Determinação dos parâmetros para dimensionamento de eletroflotadores tubulares em fluxo contínuo, aplicáveis ao tratamento de efluentes de laticínios**. Dissertação (mestrado). Universidade de Ribeirão Preto, UNAERP. Ribeirão Preto, 2016.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **Resolução n. 219, de 6 de junho de 2005**. Diretrizes para análise e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2005/219-2005.pdf>. Acesso em: nov. 2020.
- ANDRADE, F. de. **Remoção de cor de efluentes têxteis com tratamento de lodos ativados e um polieletrólito orgânico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química - Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2003.
- ANGELIS, D. F. de.; CORSO, C. R.; BIDOIA, E. D. MORAES, P. B. DOMINGOS, R. N. ROCHA FILHO, R. C. Eletrólise de resíduos poluidores: I - efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos. **Química Nova**, vol. 21 (1), pp. 20-24, 1998. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421998000100004>>. Acesso em: set. 2020.
- AOUDJ, S. KHELIFA, A. DROUCHE, N. HECINI, M. HAMITOCHE, H. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 49, p. 1176-1182, 2010.
- APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22 Ed., Washington DC, 2012.

_____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 Ed. Washington DC, 2017.

BASTIAN, E. Y. **O Guia técnico ambiental da indústria têxtil série P + L**. São Paulo: CETESB: SINDITÊXTIL, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/consumosustentavel/wpcontent/uploads/sites/20/2013/11/guia_textil.pdf>. Acesso em: out. 2020.

BELTRAME, L. T. C. **Caracterização de efluente têxtil e proposta de tratamento**. Dissertação (mestrado em engenharia química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2000.

BENSALAH, N. AHMED Abdel-Wahab. Electrochemical treatment of synthetic and actual dyeing wastewaters using BDD anodes. **Air, Soil and Water Research**. p. 45. 2010.

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: jul. 2020.

_____. **Resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: jul. 2020.

CAN, O. T., KOBYA,.; M. DEMIRBAS, E., BAYRAMOGLU, M.. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. **Chemosphere**, v.62, n. 2, p. 181-187, 2005.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. Dissertação (Mestre em Química Ambiental – Universidade do Estado do Rio de Janeiro). Rio de Janeiro, 2006.

CERQUEIRA, A. A. MARQUES, M. R. C. RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**, v.34, n.1, p.59-63, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000100012> >. Acesso em: nov. 2020.

CERQUEIRA, A. RUSSO, C. MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Braz. J. Chem. Eng.**, v. 26, n. 4, p. 659-668, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0104-66322009000400004>>. Acesso em: nov. 2020.

CHAGAS, M. de. A. **Tratamento de efluente têxtil por processos físico-químico e biológico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Universidade Federal de Pernambuco). Pernambuco, 2009.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11-41, 2004.

CHHABRA, M. MISHRA, S. SREEKRISHNAN, T. R. Combination of chemical and

enzymatic treatment for efficient decolorization/degradation of textile effluent. **Biochemical Engineering Journal**, 93. p. 17–24. 2015.

CNI. O Setor Têxtil e de confecção e os desafios da sustentabilidade. **Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção**. Brasília, 2017. Disponível em: < https://bucket-gw-cni-static-cms-si.s3.amazonaws.com/media/filer_public/bb/6f/bb6fdd8d-8201-41ca-981d-deef4f58461f/abit.pdf>. Acesso em: nov. 2020.

COSTA, A. C. R. da.; ROCHA, E. R. P. da. **Setor têxtil e confecções**. BNDES Setorial, n. 29, p. 159-202. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <http://www.funcex.org.br/material/REDEMERCOSUL_BIBLIOGRAFIA/biblioteca/ESTU_DOS_BRASIL/BRA_162.pdf>. Acesso em: out. 2020.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletrofloculação. **Química Nova**, vol. 27, n 3, p. 387-392, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/qn/v27n3/20163.pdf>>. Acesso em: out. 2020.

DANESHVAR N., KHATAEE A.R, AMANI GHADIM A.R., RASOULIFARD M.H. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). **Journal of Hazardous Materials**. v. 148, 566–572, 2007.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos, SP: RiMa, v. 1, 2005.

EMERY, M. de. M. **O impacto da abertura ao comércio exterior da década de 1990 no setor têxtil brasileiro**. Tese (Doutorado em Ciências Sociais - Relações internacionais, PUC/SP). São Paulo, 2007.

FATIMA. M. MANDIKI, S.N.M., DOUXFILS, J., SILVESTRE, F. COPPE, P. KESTEMONT, P. Combined effects of herbicides on biomarkers reflecting immune-endocrine interactions in goldfish immune and antioxidant effects. **Aquat Toxicol**, 81. p. 159–167. 2007.

FERNANDES, T. de F. **Avaliação de um reator de fluxo contínuo para eletrofloculação do efluente da purificação do biodiesel**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2016.

FERNANDES, T. de F. SILVA, J. N. **Estudo dos fenômenos do processo de eletrofloculação para um reator eletroquímico com eletrodos de alumínio**. Trabalho de Conclusão de Curso, (Engenharia Química) – UFCG. Campina Grande, 2012.

FLECK, L. TAVARES, M. H. F. EYNG, E. Utilização da técnica de eletrofloculação para o tratamento de efluentes têxteis: uma revisão. **Revista Eixo**, v. 2, n. 2, p. 51-65, 2013. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.19123/eixo.v2i2.107>>. Acesso em: out. 2020.

FUJITA, R. M. L.; JORENE, M. J. A Indústria Têxtil no Brasil: uma perspectiva histórica e cultural. **Moda Palavra e-periódico**, vol. 8, núm. 15, pp. 153-174, 2015. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/5140/514051496008.pdf>>. Acesso em: out. 2020.

GARCIA-SEGURA, S. KELLER, J. BRILLAS, E. RADJENOVIC, J. Removal of organic contaminants from secondary effluent by anodic oxidation with a boron-doped diamond anode as tertiary treatment. **Journal Hazard Mater**, 283. p. 551–557. 2015.

GILI, I. **Tratamento de efluentes por eletrólise: estudo de caso para efluentes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.

GOMES, L. **Degradação eletroquímica do corante têxtil Alaranjado Remazol 3R utilizando diferentes eletrodos**. Tese (Instituto de Química de São Carlos). São Carlos, 2009.

HAKIZIMANA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C; DROGUI, P; NAJA, J. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**. v. 404, p. 1-21, 2017.

HANAY, ÖZGE.; HASAR, HALIL. Effect of anions on removing Cu^{2+} , Mn^{2+} and Zn^{2+} in electrocoagulation process using aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, p. 572 – 576, 2011.

HARRIS, D. C. **Quantitative chemical analysis**. LTC, Rio de Janeiro (2001).

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica – UV/H₂O₂ – para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina). Florianópolis, 2006.

HASSEMER, M. E. N; SENS, M. L. **Tratamento do efluente de uma indústria têxtil: processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação**. Florianópolis, 2002. Disponível em: <<http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v7n12/v7n12a01.pdf>>. Acesso em: nov. 2020.

JUNIOR, B. de. O. M. **Setor Têxtil**. Caderno Setorial ETENE, nº 16, 2017. Disponível em: <https://www.bnb.gov.br/documents/80223/2509338/textil_16_2017%28V2%29.pdf/063d7521-342f-e81e-232a-e251964fa1c3>. Acesso em: out. 2020.

KATAL, R. PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, [s.l.], v. 265, n. 1-3, p.199-205, 2011.

KATSONI, A. MANTZAVINOS, D. DIAMADOPOULOS, E. Coupling digestion in a pilot-scale UASB reactor and electrochemical oxidation over BDD anode to treat diluted cheese whey. **Environ Sci Pollut Res**, 21, p. 12170–12181. 2014.

KHANDEGAR. V. SAROHA, K. ANIL. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949 – 963, 2013.

KHAJEH, Mostafa. Multivariate Optimization of Microwave – Assisted Digestion of Copper and Zinc from Powder Milk. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, S.I., v. 23, n. 9, p. 1704-1710, 2012.

KUMAR, A. YADAV. A.K. SREEKRISHNAN, T.R. SATYA, S. KAUSHIK, C.P. Treatment of low strength industrial cluster wastewater by anaerobic hybrid reactor. **Bioresour Technol**, 99, p. 3123–3129. 2008.

LIU, N. ZHU, M. WANG, H. MA, H. Adsorption characteristics of Direct Red 23 from aqueous solution by biochar. **Journal of Molecular Liquids**, v. 223, p. 335–342, 2016.

LUSTOSA, G. M. M. M.; NETO, J. M. M. SILVA, C. E da. Degradação de efluente têxtil pela reação de fenton. **Revista virtual de química**, v. 5, n 5, p. 973-980, 2013.

MALJAEI, A. ARAMI, M. MAHMOODI, N.M. Decolorization and aromatic ring degradation of colored textile wastewater using indirect electrochemical oxidation method. **Desalination**, 249, p. 1074–1078. 2009.

MARTINS, I. A. **Aplicação de tratamento eletrolítico na remoção de cor de efluente têxtil**. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2016.

MENESES, J. M. de; VASCONCELOS, R. de F. FERNANDES, T. de F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, v. 35, n. 2, 235-240, 2012.

MERZOUK, B.; GOURICH, B.; MADANI, K.; VIAL, C.; SEKKI, A. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study. **Desalination**, v. 272, p. 246-253, 2011.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. Fourth edition-international edition. Singapore: McGraw-Hill, 2004.

MOLLAH, M.Y.A. MORKOVSKY P. GOMES, J.A.G. KESMEZ, M. PARGA, J. COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v.114, p.199-210, 2004.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, J. R. P.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) - science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v.84, p. 29-41, 2001.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C.; HUBELE, N. F. **Estatística Aplicada à Engenharia**. Segunda edição. Rio de Janeiro. Editora LCT. p. 35. 2004.

MOREIRA-COLLETTI, G. PEREIRA-TANGERINO, E. SÁNCHEZ-ORTIZ, I. A. Aplicación de electrólisis con adición de sales para remoción de color en potabilización de agua. **Revista Facultad de Ingeniería**, v. 25 (43), p. 47-57. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.19053/01211129.v25.n43.2016.5297>>. Acesso em: out. 2020.

MORES, R. **Eletrofloculação no tratamento de água residuária da suinicultura submetida a pré-digestão anaeróbia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos – Universidade Regional integrada do Alto Uruguai e das Missões). Erechim, RS, 2013.

MOUEDHEN, G., FEKI, M., PETRIS WERY, M., AYEDI, H. F. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**. v. 150, p. 124–13. 2008.

NASCIMENTO, M. C. P. **Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.

NONATO, T. C. M. **Integração dos processos de eletrofloculação e filtração de água granular descendente para o tratamento de água de produção de petróleo**. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

OLIVEIRA, M. H. de. **Principais matérias-primas utilizadas na indústria têxtil**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 5, p. 71-109, mar. 1997. Disponível em: <<http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/7153>>. Acesso em: out. 2020.

PEIXOTO, F., MARINHO, G., RODRIGUES, K. Corantes: uma revisão. **Holos**, v. 5, p. 98-106, 2013.

PEREIRA, A. F. S. **Aplicação da eletroflotação no tratamento de efluente na indústria têxtil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química - Faculdade de Engenharia Química). Campinas, 2007.

PESSOA, G. de. P. **Estudo da remoção de cor de efluente têxtil por eletrocoagulação**. Dissertação (Mestrado em Saneamento ambiental – Universidade Federal do Ceará). Fortaleza, 2008.

POMATI, F. ORLANDI, C. CLERICI, M. LUCIANI, F. ZUCCATO, E. Effects and interactions in an environmentally relevant mixture of pharmaceuticals. **Toxicol Sci**, 102, p. 129–137. 2008.

QUEIROZ, M. T. A.; ALVIM, L. B.; SABARÁ, M. G.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C. de. Reestruturação na forma do tratamento de efluentes têxteis: uma proposta embasada em fundamentos teóricos. **Gestão e Produção**, vol. 26, n°1, São Carlos, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0104-530x1149-19>> . Acesso em: nov. 2020.

RITTER, M. T. **Influência do ph no processo de eletrocoagulação aplicado a efluentes têxteis tratados biologicamente**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

RODRIGUES. F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. Tese de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, 2004.

SANTOS, A.B. dos. CERVANTES, F.J. LIER, J.B. van. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. **Bioresource Technology**, 98, p. 2369-2385. 2007.

SILVA, L. D. da.; DANTAS, P. R.; NETO, L. M. P.; ARRUDA, V. C. M. de.; TAVARES, R. G.; SILVA, V. de. P. Eficiência da coagulação, floculação e decantação como tratamento

primário de efluente têxtil. **Geama**, v. 5 (1): p. 36-40, 2019.

SILVA, N. C., JUNIOR, J. P. T. Aplicação de coagulante vegetal a base de tanino no tratamento físico-químico de efluente têxtil. CONIC – SEMESP, 2016.

SOUSA, M.L. de, BIDOIA, E.D. Electrolysis Applied for Simulated Textile Effluents Degradation Containing Acid Red 151 and Acid Blue 40. **Water Air Soil Pollut**, v. 225, p. 2234, 2014.

SOUZA, C. S. de. **Variação de temperatura e umidade e suas influências nas características físicas e mecânicas dos fios de algodão**. Dissertação de mestrado apresentada ao programa de pós-graduação em engenharia mecânica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011.

SPERLING, M. V. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.3, n 1, p. 111-132, 1998.

TWARDOKUS, R. G. **Reuso de água no processo de tingimento da indústria têxtil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química - Universidade Federal de Santa Catarina). Florianópolis, 2004.

VENTURA, B.C. ANGELIS, D.F. MARIN-MORALES, M.A. Mutagenic and genotoxic effects of the atrazine herbicide in *Oreochromis niloticus* (*Perciformes, Cichlidae*) detected by the micronuclei test and the comet assay. **Pestic Biochem Physiol**, v. 90, p. 42–51. 2008.

WANG, C. ZHANG, Y. YU, L. ZHANG, Z. SUN, H. Oxidative degradation of azo dyes using tourmaline. **Journal of Hazardous Materials**, v. 260, p. 851-859, 2013.

WENG, C. H. LIN, Y. T. CHANG, C. K. LIU, N. Decolourization of direct blue 15 by Fenton/ultrasonic process using a zerovalent iron aggregate catalyst. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 20, p. 970-977, 2013.

WIENDL, W. G. Processos eletrolíticos para depuração de esgotos: Uma revisão secular. **Revista DAE**, vol. 45 (140), pp. 50-54, 1985.

WU PI, K. XIAO, Q. ZHANG, HUI – QIN. XIA, M. GERSON, A. R. Decolorization of synthetic Methyl Orange wastewater by electrocoagulation with periodic reversal of electrodes and optimization by RSM. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, n. 6, p. 796 – 806, 2014.

ZHANG, C.H. WANG, L.L. LI, J. SU. P.D. PENG, C. Removal of perfluorinated compounds in wastewater treatment plant effluents by electrochemical oxidation. **Water Sci Technol**, v. 71, p. 1783–1789. 2015.

ZOLLINGER, H. **Colour Chemistry – Synthesis, Properties and Applications of Organic Dyes and Pigments**. VCH, New York, p. 92-100. 1987.