

**INFLUÊNCIA DO pH NO PROCESSO DE
ELETROCOAGULAÇÃO
APLICADO A EFLUENTES TÊXTEIS TRATADOS
BIOLOGICAMENTE**

Magali Teresinha Ritter

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Eliza Nagel Hassemer

Co-orientadora: Bruna Carina Menon

2016/2



Magali Teresinha Ritter

**INFLUÊNCIA DO pH NO PROCESSO DE
ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO A EFLUENTES TÊXTEIS
TRATADOS BIOLÓGICAMENTE**

Trabalho submetido ao Programa de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Engenheiro Sanitarista e Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer

Co-orientadora: Bruna Carina Menon

Florianópolis, SC
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Ritter, Magali Teresinha

Influência do pH no processo de Eletrocoagulação
aplicado a efluentes têxteis tratados biologicamente /
Magali Teresinha Ritter ; orientadora, Maria Eliza Nagel
Hassemer ; coorientadora, Bruna Carina Menon. -
Florianópolis, SC, 2016.

72 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

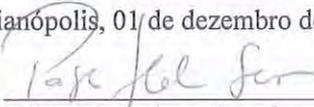
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Indústria
têxtil. 3. Efluentes têxteis. 4. Tratamento de efluentes.
5. Eletrocoagulação. I. Nagel Hassemer, Maria Eliza . II.
Menon, Bruna Carina. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.
IV. Título.

Magali Teresinha Ritter

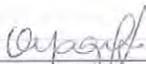
**INFLUÊNCIA DO pH NO PROCESSO DA
ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO A EFLUENTES TÊXTEIS,
TRATADOS BIOLÓGICAMENTE.**

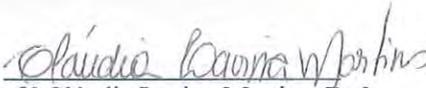
Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental – TCC II.

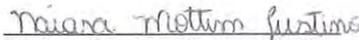
Florianópolis, 01 de dezembro de 2016.


Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:


Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina


Prof.^a Cláudia Lavina Martins, Dr.^a
IFSC


Naiara Mottim Justino, MSc.
Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico esse trabalho ao Allan,
amado marido e grande
incentivador.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela dádiva da vida e por todas as bênçãos que tenho recebido nessa caminhada.

Agradeço profundamente a minha orientadora Prof^a Dra Maria Eliza Nagel Hassemer, por todo o conhecimento compartilhado, por todo o apoio, e pela disposição e alegria com que me orientou.

A minha gratidão imensa à mestranda Bruna Carina Menon, cuja ajuda foi indispensável para a realização deste trabalho, muito obrigada.

Ao LaRA e a todos os seus integrantes, pelo auxílio prestado, pela disponibilização do espaço e de todos os materiais para a realização dos ensaios.

Minha gratidão a Naiara Mottim Justino, membro dessa banca, que me auxiliou com a disponibilização de dados muito importantes para a realização deste trabalho.

Agradeço à minha família querida, a meu pai Milton, minha mãe Márcia, e aos meus irmãos Monalisa e Matheus que sempre me apoiaram e me nutriram com seu amor incondicional, sem vocês eu nada seria.

Agradeço ao Allan, meu companheiro de todas as horas, que desde o primeiro momento me incentivou a seguir os meus sonhos, e esteve sempre ao meu lado, me apoiando para que eu chegasse até aqui.

Agradeço aos queridos amigos e colegas, pelos bons momentos vividos, pelo companheirismo, pela alegria e por toda a ajuda recebida.

Agradeço de coração a todos àqueles que de alguma forma cruzaram o meu caminho durante essa jornada e contribuíram para que eu me tornasse a pessoa que sou.

RESUMO

A indústria têxtil é considerada um dos segmentos mais importantes para a economia catarinense. De acordo com o IBGE (2014), Santa Catarina destaca-se como o segundo maior polo têxtil nacional, em termos de volume produzido. O processo produtivo dessas indústrias, no entanto, é considerado potencialmente poluidor ao meio ambiente, especialmente em virtude das grandes quantidades de efluentes geradas. Os efluentes têxteis, normalmente, apresentam forte coloração, elevadas cargas orgânicas, grandes variações de pH, e em alguns casos, altas temperaturas. Sendo assim, é necessário realizar o tratamento desses efluentes da maneira mais eficiente possível, de modo a possibilitar o seu lançamento no meio ambiente em conformidade com os padrões da Legislação Ambiental. Dentre as técnicas de tratamento, a Eletrocoagulação vem sendo empregada como um método alternativo e bastante promissor, uma vez que gera menores volumes de lodo e praticamente não requer a adição de produtos químicos. Assim, o objetivo deste trabalho foi determinar a influência do pH na Eletrocoagulação aplicada aos efluentes têxteis, após processo biológico. As análises do efluente foram realizadas no Laboratório de Reuso das Águas (LaRA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). A Eletrocoagulação (EC) mostrou-se mais eficiente para pH ácidos. O pH 3,0 foi o que apresentou os maiores valores, alcançando a remoção de 68% da turbidez, 38% da cor e 40% dos compostos aromáticos. Apesar dos resultados obtidos, em virtude da Legislação Ambiental vigente não estabelecer limites de lançamento para o parâmetro cor, recomenda-se que o efluente têxtil seja submetido a um polimento final antes do seu lançamento no meio ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: indústria têxtil, efluentes têxteis, tratamento de efluentes, eletrocoagulação.

ABSTRACT

The textile industry is considered one of the most important segments for the catarinense economy. According to IBGE (2014), Santa Catarina is the second largest national textile polo, in terms of produced volume. The productive process of these industries, however, is considered potentially polluter to the environment, especially because of the large amounts of wastewater produced. The wastewater generated by textile industries are known to contain high colour, high organic charges, a large pH variations, and, sometimes, high temperatures. Therefore, it is needed to realize the treatment of this wastewater in the best way as possible, to enable the deposition in the environment, accordingly to the Environmental Legislation. Among the treatment techniques, the Electrocoagulation has been used as an alternative and promising method, because of the smaller amount of sludge produced and small quantity of chemical products required. Thus, the objective of this study was to determine the influence of the pH in the Electrocoagulation applied to the textile wastewater, after biological process. The analysis of the wastewater were realized at Laboratory of water reuse (LaRA), belonging to the Department of Sanitary and Environmental Engineering of the Federal University of Santa Catarina (UFSC). Electrocoagulation (EC) showed to be more efficient for acidic pH. The pH 3.0 was the one to present the highest values, achieving the removal of 68% of the turbidity, 38% of the colour and 40% of the aromatic compounds. Despite the results obtained, due to the current Environmental Legislation do not stablish release limits for the colour parameter, it is recommended to polish the textile effluent before releasing it into the environment.

KEYWORDS: textile industries, textile wastewater, wastewater treatment, electrocoagulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema da Eletrocoagulação.	41
Figura 2 – Reator Eletroquímico em funcionamento.	48
Figura 3 – Medidor Multiparâmetros.	50
Figura 4 – Equipamento utilizado na leitura de turbidez.	50
Figura 5 – Espectrofotômetro.	51
Figura 6 – Cone de Imhoff.	52
Figura 7 – Evolução da temperatura durante o processo da Eletrocoagulação em diferentes valores de pH.	54
Figura 8 – Evolução do pH durante o processo da Eletrocoagulação. .	55
Figura 9 – Comportamento da condutividade elétrica durante o processo da EC.	55
Figura 10 – Comportamento da turbidez durante o processo da Eletrocoagulação e da Sedimentação.	56
Figura 11 – Eficiência de Remoção da Turbidez para o pH 3,0.	57
Figura 12 – Comportamento da Cor durante a Eletrocoagulação e Sedimentação.	58
Figura 13 – Eficiência de Remoção de Cor para o pH 3,0.	58
Figura 14 – Varredura Espectral do efluente para o parâmetro cor, em pH 3,0, entre os comprimentos de onda 400 e 700 nm, para os tempos de 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos, além do sobrenadante.	59
Figura 15 – Evolução dos compostos aromáticos durante a Eletrocoagulação e Sedimentação.	60

Figura 16 – Eficiência de Remoção dos Compostos Aromáticos no pH 3,0.	61
Figura 17 – Varredura Espectral do efluente para o parâmetro compostos aromáticos, em pH 3,0, entre os comprimentos de onda 200 e 398 nm, para os tempos de 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos, além do sobrenadante.	62
Figura 18 – Volume de Sólidos Sedimentáveis para cada pH avaliado.	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Ranking Mundial de Produção de Têxteis.....	28
Tabela 2 – Unidades fabris, número de empregados e produção do segmento têxtil na região Sul do Brasil.....	29
Tabela 3 – Padrões de Lançamento – Resolução CONAMA nº 430/2011 e Decreto Estadual nº 14.250/1981.	33
Tabela 4 – Caracterização do efluente bruto e após tratamento biológico.	53
Tabela 5 – Eficiência de Remoção dos parâmetros analisados em cada pH.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

% – Por cento

·OH – Radicais Hidroxila

A – Ampères

ABIT – Associação Brasileira da Indústria Têxtil e Confeccões

Al – Alumínio

cm – Centímetros

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

e⁻ – Elétron

EC – Eletrocoagulação

E° - Poder Oxidante

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

Fe – Ferro

H₂O – Água

H₂O₂ – Peróxido de Hidrogênio

H₂SO₄ – Ácido sulfúrico

HCl – Ácido clorídrico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEMI – Instituto de Estudos em Marketing Industrial

Kg – Quilogramas

L – Litros

LaRA – Laboratório de Reuso das Águas

m² – Metros quadrados
mg – Miligramas
min – Minutos
mL – Mililitros
mS – Milisemens
NaCl – Cloreto de sódio
NaOH – Hidróxido de sódio
nm - Nanômetros
NTU – Unidade nefelométrica de turbidez
O₃ – Ozônio
°C – Graus Celcius
OH⁻ – Hidroxila
pH – potencial hidrogeniônico
POA – Processos Oxidativos Avançados
Rpm – Rotações por minuto
Ssed – Sólidos sedimentáveis
ton – Toneladas
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
UV – Radiação Ultravioleta
V – Volts
 λ – Comprimento de onda

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	25
2.1. Objetivo Geral	25
2.2. Objetivos Específicos	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1. A Indústria Têxtil.....	27
3.2. Os Efluentes Têxteis.....	29
3.3. A Legislação Ambiental	31
3.4. Tratamento de Efluentes.....	34
3.4.1. Precipitação Química.....	35
3.4.2. Coagulação-Floculação.....	35
3.4.3. Troca Iônica	36
3.4.4. Membranas	37
3.4.5. Adsorção.....	38
3.4.6. Processos Oxidativos Avançados (POA).....	39
3.5. Eletrocoagulação (EC).....	39
3.5.1. Parâmetros associados à EC	42
3.5.1.1. pH	42
3.5.1.2. Densidade da Corrente Elétrica	43
3.5.1.3. Tempo de Eletrólise.....	43
3.5.1.4. Distância entre os eletrodos	44
3.5.1.5. Tipo de Eletrodos.....	44
3.5.1.6. Agitação.....	45
4. METODOLOGIA.....	47
4.1. Efluente Têxtil Utilizado no Experimento.....	47

4.2.	O Reator Eletroquímico.....	47
4.3.	O Procedimento Experimental	48
4.4.	Análises Realizadas.....	49
4.4.1.	Temperatura, pH e Condutividade Elétrica.....	49
4.4.2.	Turbidez	50
4.4.3.	Cor e Compostos Aromáticos	51
4.4.4.	Sólidos Sedimentáveis (Ssed)	51
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1.	Temperatura, pH e Condutividade Elétrica	54
5.2.	Turbidez	56
5.3.	Cor.....	57
5.4.	Compostos Aromáticos	59
5.5.	Sólidos Sedimentáveis.....	62
6.	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	65
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

1. INTRODUÇÃO

As atividades industriais são fundamentais para o desenvolvimento da economia e da sociedade. Dentre elas destaca-se a indústria têxtil, segmento responsável pela manufatura de tecidos e confecção de artigos têxteis.

O setor têxtil é considerado um dos ramos mais importantes para a economia catarinense. De acordo com o IBGE (2014), o estado de Santa Catarina destaca-se como o segundo maior polo têxtil a nível nacional, em termos de volume produzido.

No entanto, o processo produtivo das indústrias têxteis gera uma grande quantidade de resíduos e efluentes com alto potencial de poluição ao meio ambiente. Os efluentes têxteis resultam, principalmente, dos processos de lavagem, tingimento e acabamento dos tecidos (VANDEVIVERE et al., 1998; RAMOS, 2002).

De acordo com Pajootan et al. (2012), o efluente têxtil é um dos mais poluentes ao meio ambiente, devido à sua forte coloração, elevada quantidade de sólidos suspensos, grandes variações de pH, alta demanda de oxigênio e elevada toxicidade. Essas características são capazes de causar grande degradação aos ecossistemas aquáticos. A coloração, além de causar impacto visual também pode ser fonte de substâncias tóxicas, devido aos componentes presentes nos corantes, utilizados em grandes quantidades no processo de tingimento. Além disso, a cor interfere na penetração de luz na camada de água, diminuindo os níveis de oxigênio e podendo ocasionar a mortandade de peixes e outros organismos.

Na produção têxtil, a etapa de tingimento apresenta os maiores riscos ao meio ambiente, pois requer altas concentrações de corantes orgânicos, sais e aditivos, além de consumir enormes volumes de água e gerar grandes quantidades de efluentes (MERZOUK et al., 2011).

As altas concentrações de compostos orgânicos demandam alta quantidade de oxigênio para serem degradadas, afetando a aeração. As variações de temperatura também são prejudiciais ao equilíbrio dos ecossistemas.

A legislação ambiental, por meio da Resolução CONAMA nº 430/2011, estabelece os padrões e critérios de lançamento dos efluentes nos corpos hídricos, de modo que as características de qualidade dos mesmos não sejam alteradas e que o equilíbrio dos ecossistemas seja preservado. Em Santa Catarina, por meio do Decreto Estadual nº

14.250/1981 os limites permitidos para o lançamento de efluentes se tornam ainda mais restritivos. Dessa forma, é necessário realizar o tratamento dos efluentes da forma mais adequada possível.

Existem muitos métodos de tratamento que podem ser utilizados para tratar os efluentes têxteis, dentre eles, a adsorção, precipitação, degradação química, fotodegradação, biodegradação, coagulação química, microfiltração, osmose reversa, separação por membranas, ozonização, processos oxidativos avançados, tratamentos aeróbios e anaeróbios combinados e eletrocoagulação (PARSA et al., 2011; KORBAHTI et al., 2011; WEI, et al., 2012). Para Aoudj et al. (2010), contudo, a eletrocoagulação se apresenta como um método potencialmente efetivo para o tratamento de diferentes tipos de efluentes com alta eficiência de remoção dos poluentes.

Segundo Theodoro (2010) a eletrocoagulação consiste na aplicação de uma corrente elétrica contínua para dar a condição necessária, para que ocorra uma reação de oxidação e redução através de eletrodos metálicos, propiciando a formação de hidróxidos metálicos gelatinosos que promovem a remoção dos poluentes.

O processo da eletrocoagulação tem sido amplamente utilizado no tratamento de efluentes têxteis, pois se apresenta como uma técnica simples, com excelente relação custo-benefício, baixo consumo de energia, além de requerer pequenas áreas para a instalação (AOUDJ et al., 2010; PAJOOTAN et al., 2012; WEI et al., 2012).

No processo convencional de coagulação, são adicionados produtos químicos para desempenhar a função de agente de coagulação. Na eletrocoagulação isso não ocorre, sendo assim, praticamente não há necessidade de adicionar produtos químicos ao processo, o que resulta uma menor produção de lodo e também evita a poluição secundária, que ocorre quando substâncias químicas adicionadas se combinam com os componentes presentes no efluente.

O desenvolvimento e utilização da eletrocoagulação é de extrema importância para as indústrias, uma vez que essa técnica apresenta baixo custo de implantação e operação, sendo uma técnica de viável aplicação.

O objetivo desse estudo é avaliar a influência do pH no tratamento de efluentes têxteis, após processo biológico, utilizando a Eletrocoagulação. O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Reuso das Águas – LaRA.

Este trabalho faz parte dos estudos realizados com efluentes têxteis pelo Programa de Graduação e Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, realizados anteriormente por Nagel-Hassemer (2006), Vendruscolo (2014), Wolkman (2015), Justino (2016), entre outros, além dos trabalhos em andamento a nível de mestrado e doutorado.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a influência do pH no processo da Eletrocoagulação para o tratamento de efluentes têxteis tratados biologicamente.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar o processo da Eletrocoagulação quanto à remoção dos parâmetros cor, turbidez e compostos aromáticos;
- Determinar o pH que apresente as melhores remoções para os parâmetros analisados.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A Indústria Têxtil

Em termos de produção e de número de trabalhadores, a indústria têxtil é uma das maiores do mundo. A facilidade de produção é muito grande, desde indústrias com o processamento totalmente automatizado até pequenas instalações artesanais, mas todas consumindo grandes quantidades de água, corantes e produtos químicos utilizados ao longo de uma complexa cadeia produtiva (SANIM, 1977).

A cadeia de produção têxtil se inicia com a produção das fibras, naturais, sintéticas ou artificiais, utilizadas no processo de fiação que tem o objetivo de transformar a fibra em fio. Os fios, produzidos na fiação, são utilizados como insumo no processo de tecelagem onde ocorre a construção do tecido. Após esses processos, há a necessidade de personalizar o fio ou o tecido produzido adicionando cor ou alguma qualidade ao material (FERREIRA, 2009).

De acordo com a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e Confecções – ABIT (2012), o setor têxtil no Brasil é caracterizado como bastante heterogêneo, devido a atuação de empresas de diferentes portes e processos produtivos.

Segundo o IEMI, Instituto de Estudos em Marketing Industrial, o Brasil ocupa a 5ª posição no ranking mundial de produção de têxteis. Na Tabela 1 é apresentado o ranking de produção mundial de têxteis no ano de 2011.

Tabela 1 – Ranking Mundial de Produção de Têxteis.

Colocação	Países	Mil (ton)	Participação (%)
1º	China/Hong Kong	41.461	50,7
2º	Índia	5.669	6,9
3º	Estados Unidos	4.403	5,4
4º	Paquistão	2.296	2,8
5º	Brasil	2.011	2,5
6º	Indonésia	1.952	2,4
7º	Taiwan	1.874	2,3
8º	Turquia	1.545	1,9
9º	Coréia do Sul	1.483	1,8
10º	Tailândia	933	1,1
11º	México	759	0,9
12º	Bangladesh	663	0,8
13º	Itália	636	0,8
14º	Rússia	562	0,7
15º	Alemanha	448	0,5
	Subtotal	66.695	81,5
	Outros	15.152	18,5
	Total	81.487	100

Fonte: IEMI, 2011.

A região Sul do Brasil é especializada na confecção de malhas e em artigos de cama, mesa e banho. No Vale do Itajaí, segundo maior polo têxtil da América Latina, as exportações da linha lar representam aproximadamente 20% da produção local, com destaque para as cidades de Blumenau, Joinville, Brusque e Jaraguá do Sul (ABIT, IEMI, 2012).

A Tabela 2 apresenta os dados referentes às unidades fabris, números de empregados e volumes produzidos no ano de 2012, na região Sul.

Tabela 2 – Unidades fabris, número de empregados e produção do segmento têxtil na região Sul do Brasil.

Sul	Unidade fabril	Empregados	Produção (ton)
Têxtil	589	61.367	854.400
Fiação	95	16.107	289.740
Tecelagem	128	17.739	235.272
Malharia	366	27.521	329.388
Confecções*	8086	393.321	2.630.163

Fonte: ABIT, IEMI (2012). *medida em peças produzidas – mil peças.

Para Merzouk et al. (2011), a indústria têxtil é conhecida como um setor de uso intensivo da água, que envolve uma ampla variedade de operações e processos úmidos e emprega muitas substâncias tóxicas.

A água é o produto auxiliar de maior consumo na indústria têxtil, conseqüentemente um dos produtos mais importantes no processo produtivo. Na produção de tecido de algodão, por exemplo, o consumo de água pode variar de 100 a 300 L/kg de tecido, ressaltando-se que a maior parte deste volume é consumido nos setores de lavagem, alvejamento, tingimento, estampagem e secagem (VANDEVIVERE et al., 1998; RAMOS, 2002).

As atividades industriais no Brasil respondem por aproximadamente 20% do consumo de água, dos quais pelo menos 10% são extraídos diretamente dos corpos d'água e mais da metade é tratada de forma inadequada ou não recebe nenhuma forma de tratamento (FORNARI, 2006).

Dado o grau de variedade de fibras, corantes auxiliares e produtos de acabamento em uso, esses processos geram efluentes de grande complexidade química (VANDEVIVERE et al., 1998; RAMOS, 2002).

3.2. Os Efluentes Têxteis

Os efluentes da indústria têxtil variam extensivamente em termos de composição devido às impurezas contidas nas fibras e aos produtos químicos utilizados nos diferentes processos (KHANDEGAR e SAROHA 2013).

Segundo Merzouk et al. (2011), os efluentes têxteis se caracterizam pela alta concentração de compostos orgânicos biodegradáveis e não-

biodegradáveis, sais dissolvidos e sólidos suspensos. Além disso, esses despejos podem apresentar forte coloração, grandes variações de pH, entre 2 e 12, e algumas vezes, altas temperaturas.

Os corantes são produtos químicos normalmente aplicados em solução, os quais se fixam de alguma forma em um substrato. As principais características que são desejáveis nos corantes são a de serem estáveis à luz, apresentarem uma distribuição uniforme, propiciarem um alto grau de fixação e resistirem ao processo de lavagem. Essas características essenciais aos corantes somente foram conseguidas com o surgimento dos corantes sintéticos. Atualmente, todos os corantes e pigmentos comerciais são substâncias sintéticas, com exceção de alguns pigmentos orgânicos (CARREIRA, 2006).

De acordo com Korbahti et al. (2011), os corantes têxteis são substâncias químicas utilizadas para colorir os materiais têxteis pela impressão dos corantes às fibras, fios e tecidos, e a sua fixação, relativamente baixa, resulta em efluentes com forte coloração, e difíceis de serem tratados nos sistemas de tratamento.

Os corantes podem ser classificados como ácidos, básicos, diretos, dispersos, azoicos, reativos e sulfurosos. Existem mais de 100.000 corantes comercialmente disponíveis com uma produção anual estimada em mais de 7×10^5 toneladas (ROBINSON et al., 2001).

Para Merzouk et al. (2011) os corantes são utilizados em excesso, especialmente a classe dos corantes dispersos. Essa classe apresenta compostos orgânicos não-iônicos praticamente insolúveis, aplicados em soluções aquosas usando técnicas de simples imersão, o que induz a um elevado consumo de água. Como consequência, mais de 40% da quantidade de corante não é fixada às fibras têxteis.

Os efluentes têxteis, com forte coloração e alta toxicidade lançados nos ecossistemas causam modificações químicas e biológicas, ocasionando um extremo consumo do oxigênio dissolvido. Além disso, pequenas concentrações de corantes são suficientes para causar poluição estética e perturbação da vida aquática (PAJOOTAN et al., 2012).

Alguns dos corantes utilizados pelas indústrias têxteis são tóxicos para os microrganismos, podendo inibir o desenvolvimento bacteriano. Sendo assim, os tratamentos biológicos convencionais geralmente, não podem ser diretamente aplicados a esses efluentes e há necessidade de um processo físico-químico antes da redução da DBO. Por outro lado, os corantes podem ainda, acumular na água e no solo, e contaminar até

mesmo as águas subterrâneas. Essa é a razão pela qual a remoção dos corantes dos efluentes constitui o maior problema para as indústrias têxteis (MERZOUK et al., 2011).

Segundo Khandegar e Saroha (2013), a questão da poluição estética, a solubilidade dos gases e a transparência da água são afetadas pela presença dos corantes mesmo em pequenas concentrações, por essa razão a remoção de cor dos efluentes têxteis tem sido considerada relativamente mais importante do que a remoção de substâncias solúveis incolores orgânicas, que usualmente contribuem com a maior fração de DBO.

3.3. A Legislação Ambiental

A Resolução CONAMA nº 357/2005, 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.

As fontes potenciais ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para a geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados, e sempre que possível e adequado, proceder a reutilização (BRASIL, 2011).

Não são estabelecidos limites máximos de lançamento para o parâmetro cor, parâmetro de grande importância no tratamento dos efluentes têxteis, no entanto, o lançamento desses efluentes não poderá ocasionar modificações nas características originais do corpo receptor, logo, não poderá ocorrer nenhuma alteração perceptível visualmente. De acordo com Balbinot (2015), a inexistência de valores numéricos para alguns parâmetros de lançamento pode causar dificuldades em classificar um efluente como sendo próprio para o lançamento.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 faz complementação e altera algumas disposições contidas na Resolução CONAMA nº 357/2005. Os efluentes, oriundos de qualquer fonte poluidora, somente poderão ser lançados nos corpos hídricos caso obedeçam as condições e padrões previstos nessa resolução, conforme estabelecido:

- a) pH entre 5,0 a 9,0;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1,0 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas:

- óleos minerais: até 20 mg/L;
- óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;

f) ausência de materiais flutuantes;

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo.

Em Santa Catarina, o Decreto Estadual nº 14.250/1981, que regulamenta os dispositivos da Lei Estadual nº 5.793 de 16 de outubro de 1980, à respeito da proteção e melhoria da qualidade ambiental, em seu Art. 19, estabelece os padrões de emissão para os efluentes líquidos, da seguinte forma:

- a) pH entre 6,0 a 9,0;
- b) temperatura inferior a 40°C;
- c) materiais sedimentáveis até 1,0 ml/L em testes de 1 hora em “Cone Imhoff”;
- d) ausência de materiais sedimentáveis em testes de 1 hora em “Cone Imhoff” para lançamentos em lagos e lagoas cuja velocidade de circulação seja praticamente nula;
- e) os lançamentos subaquáticos em mar aberto, onde se possa assegurar o transporte e dispersão dos sólidos, o limite para materiais sedimentáveis será fixado em cada caso, após estudo de impacto ambiental realizado pelo interessado;
- f) ausência de materiais flutuantes visíveis;
- g) óleos e graxas:
 - óleos minerais: até 20 mg/L
 - óleos vegetais e gorduras animais: até 30 mg/L;
- h) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): no máximo de 60 mg/L. Este limite somente poderá ser

ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento);

Na Tabela 3 são apresentados os padrões de lançamento de acordo com a legislação ambiental vigente.

Tabela 3 – Padrões de Lançamento – Resolução CONAMA nº 430/2011 e Decreto Estadual nº 14.250/1981.

Parâmetros	Resolução CONAMA 430/2011	Decreto Estadual 14.250/1981
Inorgânicos	Valores máximos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L	0,1 mg/L
Bário total	5,0 mg/L	5,0 mg/L
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L	5,0 mg/L
Cádmio total	0,2 mg/L	0,1 mg/L
Chumbo total	0,5 mg/L	0,5 mg/L
Cianeto total	1,0 mg/L	0,2 mg/L
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L	-
Cobre dissolvido	1,0 mg/L	-
Cromo hexavalente	0,1 mg/L	0,1 mg/L
Cromo trivalente	1,0 mg/L	-
Estanho total	4,0 mg/L	4,0 mg/L
Ferro dissolvido	15,0 mg/L	15,0 mg/L
Fluoreto total	10,0 mg/L	10,0 mg/L
Manganês dissolvido	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Mercurio total	0,01 mg/L	0,005 mg/L
Níquel total	2,0 mg/L	1,0 mg/L
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L	10,0 mg/L
Prata total	0,1 mg/L	0,02 mg/L
Selênio total	0,30 mg/L	0,02 mg/L
Sulfeto	1,0 mg/L	1,0 mg/L

Zinco total	5,0 mg/L	1,0 mg/L
Orgânicos	Valores máximos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/L	-
Clorofórmio	1,0 mg/L	0,05 mg/L
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L	0,05 mg/L
Estireno	0,07 mg/L	-
Etilbenzeno	0,84 mg/L	-
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L	0,2 mg/L
Tetracloreto de carbono	1,0 mg/L	0,05 mg/L
Tricloroeteno	1,0 mg/L	0,05 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L	-
Xileno	1,6 mg/L	-

Fonte: Resolução CONAMA nº 430/2011 e Decreto Estadual nº 14.250/1981.

3.4. Tratamento de Efluentes

À medida que a água é utilizada nos processos industriais ela vai incorporando várias substâncias, fazendo com que suas características sejam alteradas significativamente, de modo a torná-la um efluente (BRASIL, 2011).

De acordo com a natureza da indústria os efluentes gerados podem apresentar altas concentrações de matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, microrganismos patogênicos, entre outros (GUERRERO, 1999 apud BALBINOT, 2015).

O tratamento dos efluentes, sejam eles de origem doméstica ou industrial, pode ser realizado com o emprego de técnicas, aplicadas sequencialmente de modo a degradar e remover todo o material orgânico e inorgânico presente nessa massa líquida. Os processos mais comumente empregados são os físico-químicos e os biológicos, e geralmente eles são realizados em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE).

Para Chen et al. (2002) apud Nagel-Hassemer (2006), o tratamento de efluentes através de processos associados em que são envolvidas duas etapas - um tratamento químico e um tratamento biológico – apresentam maior vantagem em relação à aplicação dos processos isolados.

Segundo Khandegar e Saroha (2013), várias técnicas, como as físico-químicas, biológicas, eletroquímicas e os processos oxidativos avançados são usados no tratamento dos efluentes industriais, porém, os processos de tratamento convencionais mais comumente utilizados necessitam de uma grande área para operação, consomem muito tempo e geralmente não apresentam eficiência para o tratamento de efluentes contendo elementos tóxicos.

Tratamento químicos, físico-químicos e biológicos, incluindo precipitação química, adsorção, bioadsorção, microfiltração, osmose reversa, coagulação, troca iônica, métodos eletroquímicos, separação por membranas, entre outros, têm sido utilizados, especialmente, para remover os corantes e os metais pesados presentes nos efluentes industriais (KORBAHTI et al., 2011).

De acordo com Pajootan et al. (2012), embora os métodos físico-químicos e biológicos sejam os mais empregados no tratamento dos efluentes têxteis, eles podem apresentar algumas desvantagens.

3.4.1. Precipitação Química

Segundo Theodoro (2010), a precipitação química é amplamente aplicada para a remoção de metais pesados de efluentes inorgânicos. Após o ajuste do pH para as condições básicas com pH em 11, os íons metálicos dissolvidos formam uma fase sólida insolúvel no meio líquido, por meio de uma reação química, promovida pela adição de um agente básico, também chamado de agente precipitante, que fomenta a precipitação do metal pesado na forma de compostos básicos.

Basicamente, os efluentes são tratados com soluções de cal hidratada e soda cáustica até a formação do precipitado. Favaron (2004), afirma que uma limitação do processo de precipitação química é quando os metais estão presentes na forma de complexos, sendo assim, torna-se necessário antes da aplicação básica do agente precipitante, fazer a quebra dos complexos com reagentes adequados, para posteriormente precipitar os metais.

3.4.2. Coagulação-Floculação

Os efluentes industriais contém inúmeras substâncias, elementos químicos e microrganismos considerados impurezas, que podem

prejudicar o meio ambiente se não forem reduzidos ou eliminados antes do lançamento em um corpo receptor. Estas impurezas podem ser dispersões coloidais ou substâncias dissolvidas. Na maior parte dos casos, estas impurezas possuem cargas superficialmente negativas, impedindo que as mesmas se aproximem (LIBÂNIO, 2010).

A coagulação é um fenômeno em que as cargas das partículas coloidais e suspensas são neutralizadas por colisão mútua contra íons e são aglomeradas, seguido por sedimentação ou flotação (MOLLAH, 2001).

De acordo com Merzouk et al. (2011), a coagulação química é um dos métodos mais comuns e práticos para remover as formas coloidais de poluição dos efluentes e para a redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Libânio (2010) define a coagulação como sendo um processo que consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada pela combinação de ações físicas e reações químicas, entre o coagulante utilizado, a água e as impurezas presentes no meio. Após o processo denominado de hidrólise (formação das espécies hidrolisadas), com a aproximação e a colisão das partículas desestabilizadas, ocorre a formação dos flocos os quais podem ser removidos por sedimentação, flotação e filtração (VALENZUELA, 2008).

O processo de coagulação-floculação é amplamente empregado nas estações de tratamento tanto de água quanto de efluentes no Brasil, por tratar-se de uma técnica com um custo operacional relativamente baixo, que emprega produtos químicos de fácil aquisição no mercado, e que apresenta uma boa eficiência. Para Khandegar e Saroha (2013), no entanto, a coagulação química é um processo lento e que gera grandes volumes de lodo. Dessa forma, aumenta-se os custos de tratamento já que o lodo precisa ser tratado e disposto adequadamente.

Pajootan et al. (2012) afirma ainda, que o processo da coagulação química ou coagulação-floculação, causa a poluição secundária devido às reações indesejadas que ocorrem no tratamento dos efluentes.

3.4.3. Troca Iônica

No tratamento de efluentes por troca iônica, o efluente a ser tratado é conduzido por um duto carregado por uma resina que possui a

propriedade de reter os contaminantes iônicos, por exemplo, metais pesados em solução. Neste processo, os íons de mesma carga são trocados entre uma solução e um corpo sólido muito insolúvel em contato com ela. O sólidos (trocaador de íons) ou resina deve conter seus próprios íons para que a troca processe com rapidez e na extensão suficiente para ter interesse prático. O sólido deve conter uma estrutura molecular aberta, permeável, de modo que os íons e as moléculas da solução façam o movimento de dentro para fora da estrutura. Os trocaadores de íons têm uma natureza complexa e são, na realidade, polímeros (PIETROBELLI et al, 2009).

A troca pode ser do tipo aniônica ou catiônica, dependendo das cargas elétricas das resinas empregadas no processo. Já as resinas podem ser sintéticas ou naturais, como argilas e zeólitas, por exemplo. As resinas sintéticas são mais amplamente empregadas devido ao seu maior tempo de duração (METCALF e EDDY, 1991).

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), o processo de troca iônica tem aplicação limitada devido ao alto custo do pré-tratamento necessário, preocupações relacionadas ao tempo de vida médio do íon e a complexidade do sistema de regeneração necessário.

3.4.4. Membranas

Neste processo de tratamento, o efluente passa por membranas semipermeáveis capazes de remover grande quantidade de sais e íons metálicos dissolvidos. No processo de osmose reversa extrai-se a água pura da solução rica em concentrados dissolvidos (efluente), usando um sistema com pressão acima da pressão osmótica do efluente, cujos compartimentos são separados por uma membrana seletiva permeável (GEANKOPOLIS, 2003).

As membranas podem ser consideradas como películas poliméricas ou inorgânicas semipermeáveis, que atuam como barreiras seletivas para uma filtração em nível molecular, separando duas fases e restringindo, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas (solutos) presentes na solução (OLIVEIRA, 2000).

As membranas podem ser classificadas em membranas de Microfiltração, Ultrafiltração, Nanofiltração e Osmose Reversa. Essa classificação se dá em virtude da porosidade das membranas. Na microfiltração são retidos protozoários, bactérias e a maioria dos vírus; na

Ultrafiltração, além dos materiais retidos na Microfiltração, todos os vírus e colóides são removidos do efluente; a Nanofiltração é capaz de remover além destes, íons e moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana e na Osmose Reversa, são retirados os íons e praticamente toda a matéria orgânica (OLIVEIRA, 2000).

3.4.5. Adsorção

Adsorção é uma operação de transferência de massa do tipo sólido fluido na qual se explora a habilidade de certos sólidos em concentrar na sua superfície determinadas substâncias existentes em soluções líquidas ou gasosas, o que permite separá-las dos demais componentes dessas soluções (GOMIDE, 1987).

É comum o emprego de tratamento terciário com a finalidade de se conseguir remoções adicionais de poluentes em águas residuais, antes de sua descarga no corpo receptor e/ou para recirculação em sistema fechado. Essa operação é também chamada de “polimento”. O efluente líquido tratado é submetido a processos e operações como adsorção sobre carvão ativado, remoção de nitrogênio, remoção de fósforo, remoção de substâncias inorgânicas e outros. O cromo residual também é removido nesta etapa de tratamento, principalmente pelos métodos de adsorção e/ou troca iônica (JOST, 1990).

Este mecanismo, também denominado de adsorção-desestabilização ou mesmo neutralização de cargas, ocorre logo após a adição e dispersão do coagulante em meio líquido, desestabilizando as cargas superficiais das partículas. Essa desestabilização se dá em função do pH do meio, onde diversas espécies hidrolisadas de carga positiva são formadas, que em seguida podem ser adsorvidas pela superfície das partículas (LIBÂNIO, 2010).

O carvão ativado é uma substância adsorvente, possuindo uma elevada área superficial muito porosa, com a grande vantagem de ser regenerável, ou seja, é possível reativar seu poder de adsorção. Além de remover as substâncias citadas, remove também cor (característica física, devido à existência de matéria dissolvida), fenóis, nutrientes (fosfatos, nitratos) sólidos em suspensão, matéria orgânica não biodegradável, entre outros (NUNES, 2008).

Para Pajootan et al. (2012), no entanto, apesar de todos as vantagens apresentadas, o processo de adsorção utilizando o carvão

ativado apresenta um elevado custo associado, dificuldades no processo de regeneração e ainda um alto custo para dispor adequadamente os resíduos.

3.4.6. Processos Oxidativos Avançados (POA)

Os processos oxidativos avançados incluem oxidação por ar úmido, oxidação catalítica por ar úmido e tratamentos com agentes oxidantes, como peróxido de hidrogênio, ozônio, luz ultravioleta e suas combinações (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Os POA são caracterizados pela formação de radicais hidroxila, HO·, um agente com elevado poder oxidante ($E^{\circ} = 2,3 \text{ V}$), extremamente reativo e de reduzida seletividade, capaz de atuar sobre uma grande diversidade de poluentes orgânicos. Esses radicais são formados pela estimulação de oxidantes fortes como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o ozônio (O_3) (NAGEL-HASSEMER, 2006).

Higarashi et al. (2000) aponta o fato dos processos oxidativos avançados serem destrutivos como a sua grande vantagem, uma vez que o contaminante não é simplesmente transferido de fase e sim, degradado através de uma série de reações químicas.

No entanto, de acordo com Pajootan et al. (2012), os POA não são economicamente viáveis, e a eficiência do tratamento muitas vezes é inadequada, em razão da grande variabilidade de composição dos efluentes têxteis.

3.5. Eletrocoagulação (EC)

A eletrocoagulação começou recentemente a atrair a atenção como uma técnica potencial para o tratamento de efluentes industriais, devido a sua versatilidade e compatibilidade ambiental. Esta técnica utiliza uma fonte de corrente contínua entre os eletrodos metálicos imersos no efluente, causando a dissolução das placas. Os íons metálicos, no pH adequado, podem formar uma ampla gama de espécies coaguladas e hidróxidos metálicos que desestabilizam e agregam as partículas ou precipitam e adsorvem os contaminantes dissolvidos (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Theodoro (2010) entende que a técnica da eletrocoagulação consiste em utilizar a corrente elétrica contínua para dar a condição

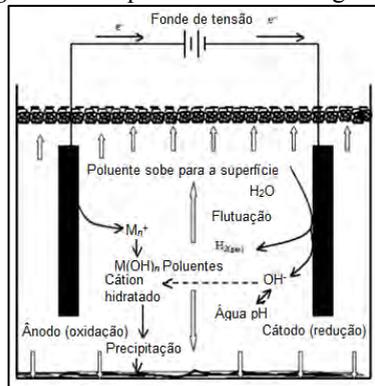
necessária, para que ocorra uma reação de oxidação e redução, através de eletrodos metálicos, propiciando a formação de hidróxidos metálicos gelatinosos que promovem a remoção dos poluentes.

Wei et al. (2012), explica que a eletrocoagulação emprega diferentes materiais, geralmente alumínio e ferro, como ânodos de sacrifício para produzir cátions metálicos capazes de formar flocos de hidróxidos metálicos, sendo que os cátions separam os corantes do efluente pela neutralização das cargas.

A eletrocoagulação tem o potencial de ser a escolha distinta econômica e ambiental para o tratamento de águas residuárias e outras questões relacionadas com a gestão da água. É uma técnica eficiente uma vez que a adsorção em superfícies de hidróxidos minerais é 100 vezes maior *in situ*, comparativamente aos pré-hidróxidos precipitados quando são utilizados hidróxidos de metais como coagulantes. A eletrocoagulação necessita de equipamentos simples e pode ser destinada para todas as escalas de processo, além de ser rentável e facilmente acessível. Os custos de *start-up* e operação são relativamente baixos. Ela exige baixo custo de manutenção, sem partes móveis, uma vez que praticamente nenhuma adição de produtos químicos é necessária neste processo, o que traz oportunidade mínima de poluição secundária. É operada em baixa corrente, e pode ser executada até mesmo por processos verdes, tais como, solar, moinhos de vento e células a combustível (MOLLAH, 2001).

Na Figura 1 é apresentado um esquema do mecanismo da Eletrocoagulação.

Figura 1 – Esquema da Eletrocoagulação.

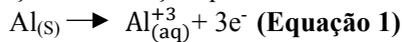


Fonte: Mollah (2004).

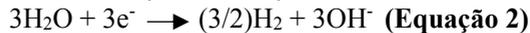
A eletrocoagulação é um método alternativo de tratamento para os efluentes têxteis, na qual ocorre o mecanismo de coagulação-floculação assim como na coagulação química. A diferença entre as duas técnicas é que na coagulação química são adicionados agentes químicos capazes de desestabilizar as partículas presentes nos efluentes, e na eletrocoagulação, os agentes coagulantes são produzidos *in situ* devido a eletrodissolução de ânodos solúveis, geralmente feitos de ferro ou alumínio.

De acordo Khandegar e Saroha (2013), as reações que ocorrem nos eletrodos de alumínio na Eletrocoagulação são as seguintes:

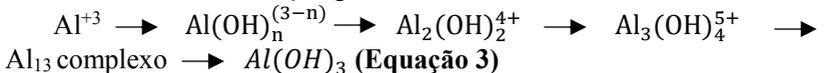
Reação de oxidação que ocorre no ânodo:



Reação de redução no cátodo:



Reação global durante a eletrólise:



De acordo com Khandegar e Saroha (2013), as principais vantagens da Eletrocoagulação em relação a coagulação química convencional são: a não necessidade de adição de produtos químicos e

melhor capacidade de remoção para as mesmas espécies, o tempo de start-up é mínimo, menor produção de lodo e conseqüentemente menores custos para dispor esse material, além disso, o lodo gerado é mais facilmente filtrável e pode ser utilizado como um aditivo para o solo.

Contudo, a técnica apresenta também algumas limitações, como a necessidade de reposição periódica dos ânodos de sacrifício, requer uma condutividade mínima da solução, a possibilidade de formação de um filme de óxidos impermeáveis sobre o cátodo que pode causar resistência ao fluxo da corrente elétrica e ainda o alto custo da energia elétrica, que pode resultar em aumento do custo operacional da EC (MOLLAH et al., 2001, 2004a).

Os fatores importantes que afetam, especialmente a remoção de cor dos efluentes têxteis através da Eletrocoagulação, incluem a natureza dos corantes, o material dos eletrodos e a sua área superficial, a corrente aplicada, o pH da solução e a velocidade de agitação (MERZOUK, 2009 apud WEI et al., 2012).

3.5.1. Parâmetros associados à EC

3.5.1.1. pH

O pH da solução é um importante parâmetro operacional na EC. A máxima eficiência de remoção dos poluentes é alcançada no pH ótimo da solução para um dado poluente. A precipitação do poluente tem início em determinado pH, e a sua eficiência de remoção decresce em caso de aumento ou diminuição do pH da solução em relação ao pH ótimo (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

De acordo com Chen (2004), o pH do efluente afeta a eficiência da eletrocoagulação e a solubilidade dos hidróxidos metálicos, com melhor remoção de poluentes encontrados em pH 7. O consumo de energia é, no entanto, superior em pH neutro, devido à variação de condutividade. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo.

O pH inicial do efluente é um parâmetro chave no processo de coagulação. Merzouk et al. (2011), afirma que a remoção de cor do efluente é mais efetiva na faixa de pH entre 4,0 e 7,8.

Os resultados dos estudos realizados tanto em sistemas simples quanto combinados, em pH entre 2,5 e 5,0 apresentam maior remoção de corantes dos efluentes (PAJOOTAN et al., 2012).

3.5.1.2. Densidade da Corrente Elétrica

Khandegar e Saroha (2013), afirma que a densidade de corrente é um parâmetro extremamente importante na Eletrocoagulação, pois determina a taxa de dosagem dos coagulantes, a taxa de produção de bolhas, o tamanho e o crescimento dos flocos, fatores que podem afetar a eficiência do processo. Com o aumento da densidade de corrente, a taxa de dissolução do ânodo também aumenta, levando ao crescimento do número de flocos de hidróxidos metálicos formados e resultando em uma maior eficiência de remoção dos poluentes do efluente.

A corrente utilizada na eletrofloculação vai determinar a quantidade de metal (Fe, Al, entre outros) que será oxidada no ânodo. Os cuidados devem ser tomados ao escolher o valor da densidade de corrente elétrica aplicada. Elevada corrente pode significar perda de potência, pois parte dela se dissipará pelo efeito Joule, e também maior frequência de manutenção dos eletrodos (CRESPILHO e REZENDE, 2004 apud BALBINOT, 2015).

Segundo Parsa et al. (2011), a densidade da corrente pode ser expressa como:

$$CD = \frac{I}{S} \text{ (Equação 4)}$$

Onde:

CD = Densidade da corrente (A/m²)

I = Corrente elétrica (A)

S = Área superficial do ânodo (m²)

3.5.1.3. Tempo de Eletrólise

De acordo com Khandegar e Saroha (2013), a eficiência de remoção dos poluentes é função do tempo de eletrólise, onde ocorre o aumento da remoção. No entanto, da mesma forma que acontece com o parâmetro densidade da corrente elétrica, além do tempo ótimo de eletrólise, a eficiência de remoção dos poluentes se torna constante.

Para Murthy e Parmar (2011) apud Balbinot (2015), o tempo de tratamento é a variável mais importante no processo da EC. Ele é entendido como sendo o tempo previsto, considerado suficiente para que

ocorra todo o processo de formação de hidróxidos do metal até completar a coagulação das impurezas presentes no efluente a ser tratado. Geralmente, o processo normal ocorre em 15 a 175 minutos, obtendo a máxima remoção possível de diversos íons metálicos.

3.5.1.4. Distância entre os eletrodos

O distanciamento entre as placas é um fator muito significativo no processo da Eletrocoagulação pois o campo eletrostático depende da distância entre o ânodo e o cátodo. A máxima eficiência de remoção dos poluentes do efluente é obtida pela manutenção de uma distância ótima entre os eletrodos (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Para Daneshvar et al. (2004) na mínima distância entre os eletrodos, a eficiência de remoção dos poluentes é baixa, devido ao fato de que a geração de hidróxidos metálicos que atuam como flocos removendo os poluentes por sedimentação acabam degradando pelas colisões uns com os outros em virtude da alta atração eletrostática.

A influência da distância entre os eletrodos está relacionada com a máxima remoção dos poluentes, variando no intervalo entre 1,0 e 5,0 cm, e aumentando ligeiramente a remoção de poluentes com o aumento da distância dentro dessa faixa, para qualquer natureza de eletrodo. (NANSEU-NJIKI et al., 2009 apud BALBINOT, 2015).

3.5.1.5. Tipo de Eletrodos

O processo da eletrocoagulação envolve a geração de coagulantes *in situ* pela dissolução eletrolítica utilizando ânodos de sacrifício, geralmente de ferro ou alumínio (KORBAHTI et al., 2011).

Chen (2004) ressalta que os eletrodos mais comumente utilizados como ânodos no processo de Eletrocoagulação são os de ferro e de alumínio.

Parsa et al. (2011) afirma que o alumínio necessita de menos energia elétrica para atuar no processo da EC em relação ao ferro, o que se deve a alta tendência do alumínio em ser oxidado e liberado na solução.

3.5.1.6. Agitação

A agitação auxilia na manutenção de condições uniformes e evita a formação de gradientes de concentração da célula eletrolítica. Com o aumento da velocidade de agitação até uma velocidade de agitação ótima, há um crescimento na eficiência de remoção dos poluentes (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Para Mollah (2004), no processo de eletrofloculação e flotação, o transporte de massa pode ser mais eficiente através do aumento da turbulência ou mistura. A mistura do fluido pode ser aumentada, aumentando a taxa de fluxo dentro do reator de eletrocoagulação. O aumento do nível de turbulência ajuda também a reduzir a passivação das placas dos eletrodos.

4. METODOLOGIA

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Reuso das Águas (LaRA) pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Todos os ensaios foram efetuados durante os meses de agosto e setembro de 2016.

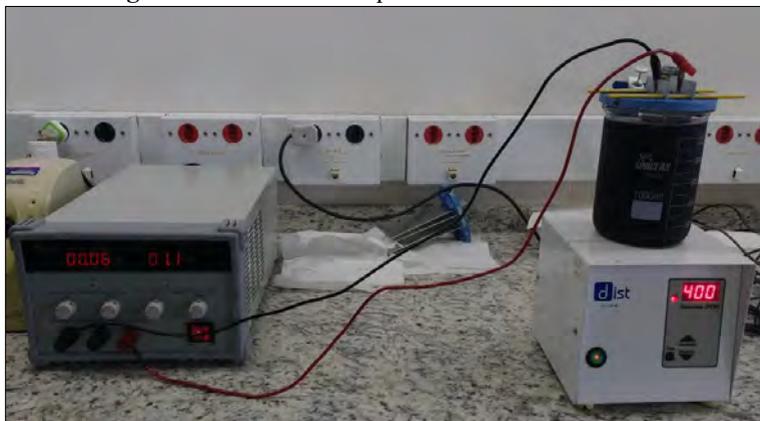
4.1. Efluente Têxtil Utilizado no Experimento

As amostras de efluente têxtil utilizadas nesse estudo, foram fornecidas pela empresa HJ Tinturaria, localizada no município de Brusque. A coleta do efluente utilizado para o experimento foi realizada em um único dia, sendo o ponto principal de coleta na saída do decantador, ao final do tratamento biológico por lodos ativados. Um pequeno volume de amostra, no entanto, foi coletado junto ao equalizador, de modo a permitir a caracterização do efluente bruto e verificar a eficiência do tratamento biológico realizado. Os recipientes contendo as amostras de efluente foram mantidos sob refrigeração desde o dia da coleta até a realização dos procedimentos experimentais.

4.2. O Reator Eletroquímico

Para a realização do trabalho foi utilizado um Reator Eletroquímico de bancada com volume útil de 1,1L, equipado com agitador magnético e com duas placas metálicas (ânodo e cátodo). As placas utilizadas no experimento foram de alumínio, acopladas a uma estrutura que permitiu que as mesmas permanecessem suspensas dentro do efluente, e conectadas aos terminais de uma fonte de alimentação digital de corrente contínua de 0-10 A e tensão 0-30 V, como mostra a Figura 2.

Figura 2 – Reator Eletroquímico em funcionamento.



Fonte: A autora (2016).

4.3. O Procedimento Experimental

Inicialmente foram feitas as medições do pH, cor, turbidez, sólidos sedimentáveis e compostos aromáticos do efluente bruto e do efluente tratado biologicamente, de modo a permitir a determinação da eficiência de remoção desses parâmetros na etapa biológica realizada na ETE da própria indústria.

Na sequência foi realizado o procedimento experimental no reator eletroquímico, sendo realizadas as leituras dos parâmetros pH, temperatura, condutividade elétrica, cor, turbidez, compostos aromáticos e sólidos sedimentáveis, a partir da variação de pH, entre 3,0 e 12,0. O intervalo de pH avaliado foi determinado com base nos experimentos de Aoudj et al. (2010) e Pajootan et al. (2012) que utilizaram pH variando entre 3,0-11,0 e 2,5-10,0, respectivamente.

O procedimento experimental iniciou-se com a medição do volume de efluente necessário, sendo 1,1L, de modo a garantir que pequenos volumes pudessem ser retirados durante a realização do ensaio para verificação dos parâmetros de interesse.

As placas metálicas foram submersas durante um período de 5 minutos em ácido clorídrico (HCl) 3 mol/L, o que de acordo com Merzouk et al. (2011) ajuda a evitar a passivação do eletrodo. Balbinot (2015), explica que a passivação consiste na deposição de uma camada

inibidora sobre a sua superfície do eletrodo (geralmente um óxido), a qual é indesejável para a dissolução do ânodo e a operação da eletrocoagulação.

Na sequência, foi feita a montagem do reator, mantendo-se uma distância de 2,0 cm entre as placas metálicas, e posteriormente foi realizada a calibração dos aparelhos de medição. O pH da amostra foi, então, ajustado com o auxílio de reagentes, sendo utilizado o ácido sulfúrico (H_2SO_4) 50% para tornar o efluente mais ácido, e o hidróxido de sódio (NaOH) 50% para tornar o efluente mais básico. Com o pH da amostra ajustado, acoplou-se a estrutura contendo as placas metálicas ao reator, ligando-se o agitador magnético (400 rpm) e o alimentador de corrente contínua, com uma densidade de corrente de $10 A/m^2$.

Os ensaios foram realizados em duplicata, sendo coletadas amostras de 5mL em intervalos de tempo de 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos.

4.4. Análises Realizadas

Foram realizadas as seguintes análises com as amostras de efluente têxtil:

4.4.1. Temperatura, pH e Condutividade Elétrica

As medidas de temperatura, pH e condutividade elétrica foram realizadas por leitura direta em Medidor Multiparâmetros portátil OAKTON (PCD650), devidamente calibrado. Na Figura 3 é apresentado o Medidor Multiparâmetros utilizado no experimento.

Figura 3 – Medidor Multiparâmetros.



Fonte: A autora (2016).

4.4.2. Turbidez

A turbidez foi determinada pelo método nefelométrico (NTU) em Turbidímetro de bancada da HACH, com limite de quantificação de 0,1 e resolução de 0,01NTU na faixa mais baixa. O Turbidímetro utilizado no experimento pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 – Equipamento utilizado na leitura de turbidez.



Fonte: A autora (2016).

4.4.3. Cor e Compostos Aromáticos

A cor e os compostos aromáticos presentes nas amostras foram avaliados em Espectrofotômetro HACH, modelo DR/500. A leitura da cor foi realizada no comprimento de onda de maior absorção do efluente na faixa do Visível, 400 nm, e os compostos aromáticos em 280 nm, na faixa UV. A Figura 5 mostra o equipamento usado para realizar as leituras de cor e de compostos aromáticos.

Figura 5 – Espectrofotômetro.



Fonte: A autora (2016).

4.4.4. Sólidos Sedimentáveis (Ssed)

A análise de sólidos sedimentáveis presentes nas amostras foi realizada por gravimetria, sendo feita a leitura do volume sedimentado em Cone de Imhoff após 60 minutos.

O pH das amostras para a leitura desse parâmetro em todos os ensaios foi ajustado para 7,0, de modo a garantir, através da neutralização, a alteração de estado físico das substâncias em solução, facilitando a sua sedimentação. Na Figura 6 é apresentado o aparato utilizado na determinação do volume de sólidos sedimentáveis das amostras.

Figura 6 – Cone de Inmhoff.



Fonte: A autora (2016).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características apresentadas pelo efluente bruto e pelo efluente tratado biologicamente são mostradas na Tabela 4, bem como a eficiência do tratamento biológico realizado na ETE. A eficiência de remoção dos parâmetros foi determinada pela expressão:

$$E(\%) = \frac{c_0 - c}{c_0} \times 100 \text{ (Equação 5)}$$

Onde:

E(%) = Eficiência de remoção (%)

C₀ = Valor inicial do parâmetro

C = Valor final do parâmetro

Tabela 4 – Caracterização do efluente bruto e após tratamento biológico.

Parâmetros	Bruto	Pós-Biológico	Unidade	Eficiência
Turbidez	23,10	19,70	NTU	15%
Ssed	0,20	0,10	mg/L	50%
Compostos Aromáticos (λ 280 nm)	2,48	2,19	-	12%
Cor (λ 400 nm)	0,73	0,56	-	23%
COD*	336,00	86,00	mg/L	74%
DBO*	504,00	28,20	mgO ₂ /L	94%

Fonte: A autora (2016). *Dados: Justino (2016).

Como pode ser observado, o tratamento biológico mostrou-se efetivo no tratamento dos efluentes, apresentando alta eficiência de remoção dos parâmetros DBO e COD, em torno de 94% e 74%, respectivamente.

A remoção de sólidos sedimentáveis foi de aproximadamente 50%, turbidez 15% e composto aromáticos 12%. Já a cor apresentou 23% de eficiência de remoção no tratamento biológico. Apesar de o tratamento biológico apresentar uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica,

os efluentes têxteis analisados continuaram a apresentar uma forte coloração arroxeadada, devido à grande quantidade de corantes.

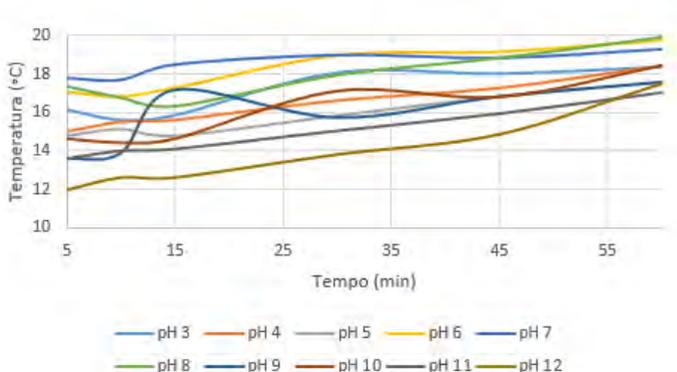
Dessa forma, o efluente foi submetido à Eletrocoagulação, para se observar a eficiência do processo. Os resultados são apresentados a seguir.

5.1. Temperatura, pH e Condutividade Elétrica

A Figura 7 apresenta o gráfico do comportamento da temperatura ao longo do processo da EC. É possível observar que a temperatura apresentou aumento durante a aplicação da técnica para todos os pH analisados.

Esse padrão de comportamento da temperatura era esperado, uma vez que as amostras encontravam-se sob refrigeração até pelo menos 30 minutos antes do início dos ensaios, e não apresentou maiores elevações devido às baixas temperaturas ambiente registradas no período, que não ultrapassaram os 20 °C.

Figura 7 – Evolução da temperatura durante o processo da Eletrocoagulação em diferentes valores de pH.

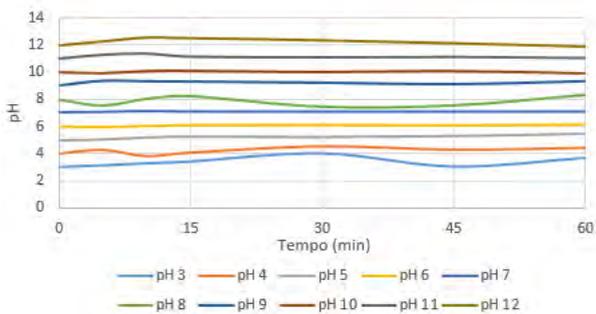


Fonte: Elaboração própria.

Em relação ao pH, todas as avaliações indicaram a tendência a um leve aumento durante a realização dos ensaios, sendo necessário efetuar ajustes com o auxílio de reagentes, de modo a garantir a sua estabilidade durante a execução dos experimentos.

Na Figura 8 é apresentado o gráfico de comportamento do pH para cada pH analisado.

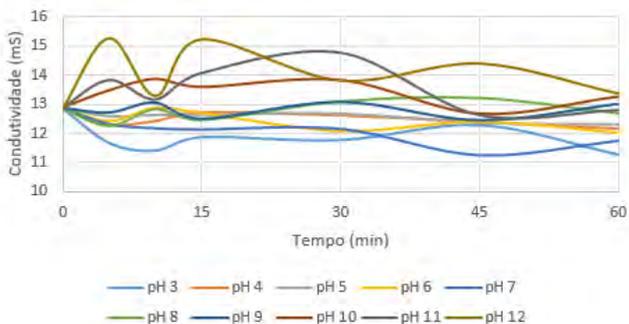
Figura 8 – Evolução do pH durante o processo da Eletrocoagulação.



Fonte: Elaboração própria.

O gráfico de comportamento da condutividade elétrica é apresentado na Figura 9. Os valores apresentados foram similares para a maior parte dos pH avaliados, permanecendo na faixa dos 12,8 mS. Os pH mais básicos, compreendidos entre 10,0 e 12,0 foram os que apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica, variando entre 13,0 e 15,0 mS.

Figura 9 – Comportamento da condutividade elétrica durante o processo da EC.



Fonte: Elaboração própria.

5.2. Turbidez

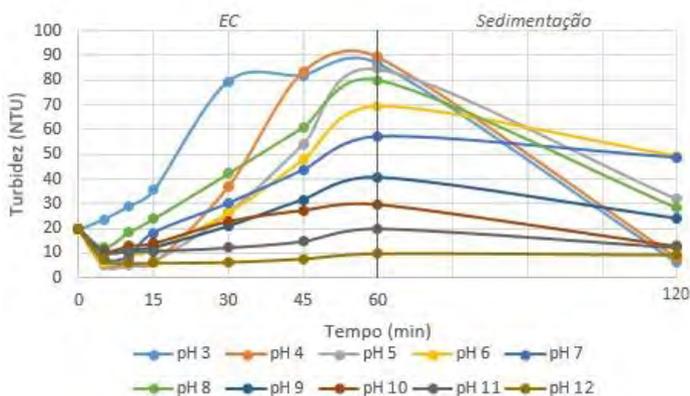
Como pode ser observado na Figura 10, a turbidez apresentou um aumento gradativo durante o processo da Eletrocoagulação para praticamente todos os pH analisados, e durante a etapa de sedimentação ocorreu a diminuição desse parâmetro.

De acordo com Khandegar e Saroha (2013), os íons metálicos, em pH apropriado, formam uma vasta gama de espécies coaguladas e hidróxidos metálicos que precipitam e adsorvem os contaminantes dissolvidos ou desestabilizam e agregam as partículas suspensas durante a Eletrocoagulação. Dessa forma, o aumento da turbidez pode ser explicado pela presença dos flocos que se formaram no decorrer do processo.

A diminuição da turbidez após a EC, se deve à etapa de sedimentação, na qual ocorre a deposição dos sólidos sedimentáveis no fundo do cone de Imhoff, sendo medida a turbidez do material sobrenadante.

Os pH ácidos foram os que apresentaram os maiores valores de turbidez durante a EC, e da mesma forma, foram os que atingiram a maior eficiência de remoção da turbidez após a sedimentação.

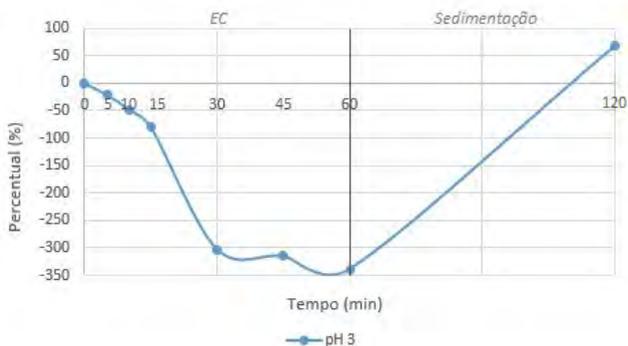
Figura 10 – Comportamento da turbidez durante o processo da Eletrocoagulação e da Sedimentação.



Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 11 é apresentado o gráfico de eficiência de remoção da turbidez para o pH 3,0, o qual mostrou-se mais eficiente entre todos os pH analisados, alcançando 68%.

Figura 11 – Eficiência de Remoção da Turbidez para o pH 3,0.



Fonte: Elaboração própria.

5.3. Cor

Em relação a cor, os melhores resultados obtidos também foram para os pH ácidos, sendo atingida uma remoção de cor de 38% para o pH 3,0 e 30% para o pH 4,0. Os valores encontrados se mostram consistentes com a literatura, já que os estudos realizados por Pajootan et al. (2012) e Merzouk et al. (2011) demonstraram a melhor eficiência de remoção de corantes justamente para os pH mais ácidos, compreendidos nas faixas de 2,5 a 5,0 e 4,0 a 7,8, respectivamente.

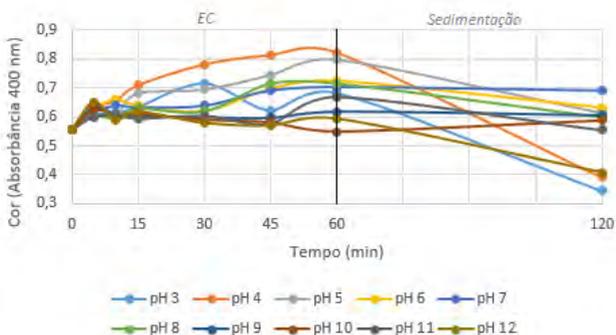
Os pH neutros apresentaram valores negativos em relação à remoção da cor, uma vez que os valores medidos após os processos da Eletrocoagulação e Sedimentação apresentaram-se acima dos valores iniciais de cor das amostras de efluente.

É possível relacionar a baixa eficiência de remoção da cor, entre os pH 5,0 e 10,0, com a menor turbidez detectada nessa faixa, uma vez que esses parâmetros se correlacionam, e a presença de partículas dissolvidas e em suspensão pode ser percebida durante a medição de ambos. Nesse intervalo, praticamente não foi observada a formação de flocos durante a EC, sendo assim, as partículas em suspensão presentes

no efluente podem ter absorvido parte da radiação eletromagnética emitida pelo Espectrofotômetro, e terem sido detectadas na forma de cor.

A Figura 12 apresenta o comportamento da cor para todos os pH avaliados durante os processos da Eletrocoagulação e Sedimentação.

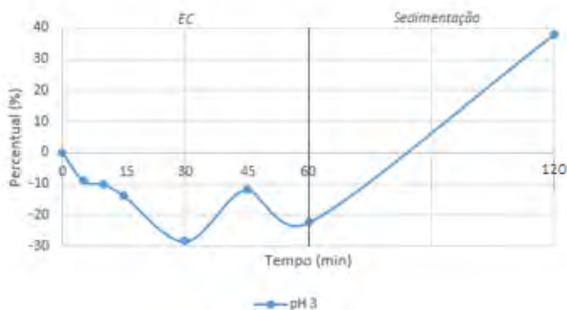
Figura 12 – Comportamento da Cor durante a Eletrocoagulação e Sedimentação.



Fonte: Elaboração própria.

O gráfico de eficiência de remoção da cor para o pH 3,0, o qual atingiu o maior percentual de remoção, de aproximadamente 38%, pode ser observado na Figura 13.

Figura 13 – Eficiência de Remoção de Cor para o pH 3,0.

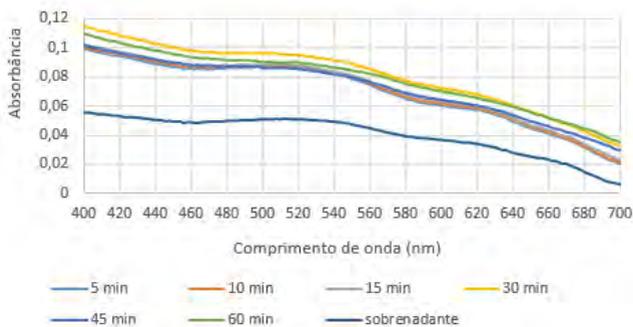


Fonte: Elaboração própria.

A Figura 14 apresenta a varredura espectral para o pH 3,0, nos comprimentos de onda da faixa do visível, entre 400 e 700 nm, para os tempos 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos e também do material sobrenadante resultante após a etapa de sedimentação. Para possibilitar a detecção pelo aparelho de medição foi realizada a diluição do efluente na proporção de 1:6, ou seja, 1 mL de efluente e 6 mL de água destilada.

De acordo com o gráfico é possível observar que com o decorrer do tempo de EC, a cor apresentou valores cada vez maiores, o que pode ser relacionado à produção das espécies coaguladas. Já o efluente sobrenadante apresentou valores inferiores em relação aos valores medidos nos intervalos de tempo da EC, demonstrando a eficiência do processo após a sedimentação dos sólidos.

Figura 14 – Varredura Espectral do efluente para o parâmetro cor, em pH 3,0, entre os comprimentos de onda 400 e 700 nm, para os tempos de 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos, além do sobrenadante.



Fonte: Elaboração própria.

5.4. Compostos Aromáticos

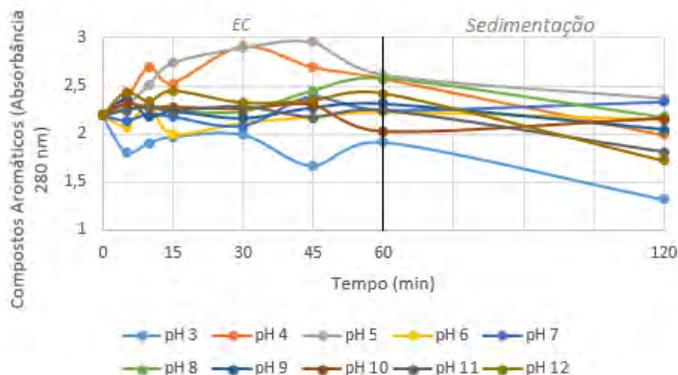
A eficiência de remoção dos compostos aromáticos presentes no efluente, mostrou-se superior para o pH 3,0, assim como os demais parâmetros analisados.

Os compostos aromáticos são poluentes orgânicos de difícil degradação, constituídos por complexas cadeias carbônicas e com característica de serem bioacumulativos, ou seja, sua concentração no tecido dos organismos aquáticos pode ser relativamente alta caso não

possuam mecanismos metabólicos que os eliminem após sua ingestão (SILVA, 2015).

Na Figura 15 é possível observar a evolução do parâmetro ao longo dos 60 minutos da EC, com a redução dos valores para praticamente todos os pH durante a etapa da sedimentação.

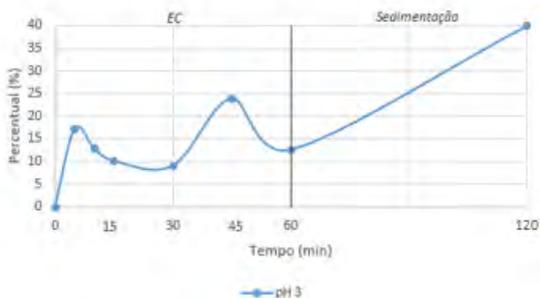
Figura 15 – Evolução dos compostos aromáticos durante a Eletrocoagulação e Sedimentação.



Fonte: Elaboração própria.

A eficiência de remoção dos compostos aromáticos ao longo do processo da EC e sedimentação é apresentada na Figura 16. A melhor eficiência de remoção encontrada foi de 40% para o pH 3,0.

Figura 16 – Eficiência de Remoção dos Compostos Aromáticos no pH 3,0.

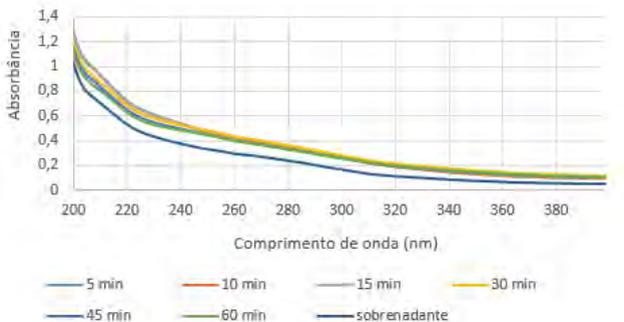


Fonte: Elaboração própria.

A varredura espectral para o pH 3,0, na faixa de comprimentos de onda do UV, entre 200 e 398 nm, para os tempos 5, 10, 15, 30, 45, 60 e material sobrenadante é apresentada na Figura 17. A varredura espectral do parâmetro compostos aromáticos foi determinada no espectrofotômetro através da diluição do efluente na proporção de 1:6.

Assim como aconteceu com a cor, os compostos aromáticos também apresentaram valores mais altos durante o processo da Eletrocoagulação e para o material sobrenadante foram detectados valores menores, demonstrando a eficiência do processo após a etapa de sedimentação.

Figura 17 – Varredura Espectral do efluente para o parâmetro compostos aromáticos, em pH 3,0, entre os comprimentos de onda 200 e 398 nm, para os tempos de 5, 10, 15, 30, 45 e 60 minutos, além do sobrenadante.



Fonte: Elaboração própria.

5.5. Sólidos Sedimentáveis

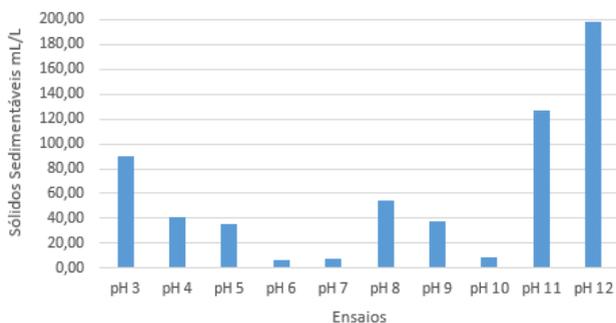
Na Figura 18 é apresentado o gráfico do volume de sólidos sedimentáveis obtido durante os experimentos para cada pH.

É possível observar que os pH neutros, 6,0 e 7,0, foram os que apresentaram o menor volume de sólidos sedimentáveis, atingindo 6,0 e 7,5 mL/L, respectivamente, o que indica a pequena formação de espécies coaguladas durante a EC.

Já os pH básicos, 11,0 e 12,0 apresentaram grandes volumes de sólidos sedimentáveis, 126,5 e 198,0 mL/L, respectivamente. Esse fato se deve, possivelmente, ao processo de neutralização ao qual o efluente é submetido antes de ser depositado no Cone de Imhoff, pois a neutralização induz a alteração de estado físico das substâncias em solução, facilitando a sua sedimentação.

O pH 3,0 apresentou um volume de sólidos sedimentáveis de 90 mL/L.

Figura 18 – Volume de Sólidos Sedimentáveis para cada pH avaliado.



Fonte: Elaboração própria.

A Tabela 5 apresenta os percentuais de remoção obtidos para os parâmetros analisados em cada pH testado.

Tabela 5 – Eficiência de Remoção dos parâmetros analisados em cada pH.

Parâmetros Avaliados			
	Turbidez	Cor	Compostos Aromáticos
pH 3	68%	38%	40%
pH 4	58%	30%	9%
pH 5	-62%	-11%	-8%
pH 6	-151%	-14%	2%
pH 7	-147%	-24%	-7%
pH 8	-44%	-8%	1%
pH 9	-22%	-9%	6%
pH 10	35%	-6%	1%
pH 11	38%	0%	17%
pH 12	52%	27%	21%

Fonte: Elaboração própria.

É possível observar através da análise dos dados da **Tabela 5**, que o pH 3,0 foi o que apresentou os melhores percentuais de remoção para

todos os parâmetros avaliados, atingindo 68% de remoção da turbidez, 38% da cor, e 40% dos compostos aromáticos. Na sequência o pH 4,0 foi o que apresentou valores mais satisfatórios, e com valores bastantes similares em relação à remoção de cor e turbidez, o pH 12,0. Os demais pH apresentaram baixas remoções para os parâmetros de interesse, e em alguns casos, até mesmo valores negativos.

Os pH mais ácidos, além de apresentarem uma maior eficiência de remoção dos parâmetros analisados, apresentaram também menores volumes de sólidos sedimentáveis em relação aos pH mais básicos, o que constitui uma vantagem, uma vez que os sólidos sedimentáveis representam a parcela de lodo a ser tratado e disposto adequadamente.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Após as análises realizadas, constatou-se que o pH do efluente exerce influência sobre a Eletrocoagulação, afetando diretamente a formação dos flocos e a eficiência do processo. Os pH ácidos foram os que apresentaram os melhores resultados tanto em termos de formação das espécies coaguladas quanto em eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

O pH 3,0 foi o mais eficiente entre todos os pH avaliados, apresentando remoção de 68% da turbidez, 38% da cor e 40% dos compostos aromáticos. O volume de sólidos sedimentáveis nesse pH foi de 90 mL/L.

Apesar dos resultados obtidos no tratamento com a Eletrocoagulação, em virtude da Legislação Ambiental vigente não estabelecer limites de lançamento no meio ambiente para o parâmetro cor, é recomendável que o efluente têxtil seja submetido a um polimento final, por meio de processos oxidativos avançados ou membranas, por exemplo. Dessa forma, além de garantir que as características dos corpos hídricos receptores não sejam alteradas, têm-se a possibilidade de reuso desse efluente tratado.

É importante ressaltar que para trabalhos futuros são sugeridas algumas alterações nos parâmetros associados a EC, como o aumento na densidade da corrente elétrica utilizada, a adição de sais, como NaCl, para auxiliar no aumento da condutividade elétrica, e a diminuição da distância entre os eletrodos, para valores entre 1,0 e 1,5 cm. Além disso, recomenda-se a medição do teor de alumínio residual do efluente após o tratamento, dada a sua importância em termos de toxicidade e efeitos nocivos tanto para o homem quanto para o meio ambiente.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AOUDJ, S.; KHELIFA, A.; DROUICHE, N.; HECINI, M.; HAMITOUCHE, H. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. **Chemical Engineering and Processing**, 49, p. 1176-1182, 2010.

BALBINOT, E. **Eletrocoagulação no tratamento de efluentes da filetagem de pescado**. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência dos Alimentos, Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº357, de 13 de Maio de 2005. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res35705/.pdf>. Acesso em: 01 Jul 2016.

BRASIL. CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011/.pdf>. Acesso em: 01 Jul 2016.

CARREIRA, M. F. **Sistemas de Tratamento de Efluentes Têxteis – uma análise comparativa entre as tecnologias usadas no Brasil e na península Ibérica**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Departamento de Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

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

CONSEMA (Estado). Constituição (1981). Decreto nº 14.250, de 05 de junho de 1981. **Regulamenta Dispositivos da Lei Nº 5.793, de 15 de Outubro de 1980, Referentes à Proteção e A Melhoria da Qualidade Ambiental**. Disponível em:

http://portal.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/doc/12_01_2011_18.16.00.a41b050683836d205edfde197d2749b8.doc. Acesso em: 02 Set 2016.

DANESHVAR, N.; SORKHABI, H. A.; KASIRI, M. B. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by Electrocoagulation with comparative investigation of different electrode connections. **Journal Hazardous Materials**, B112 (1-2), p. 55-62, 2004.

DESCONHECIDO. **Indústria Têxtil**. Disponível em: <https://www.economiaemdia.com.br/EconomiaEmDia/pdf/infset_textil_e_confecoos.pdf>. Acesso em: 30 out. 2016.

EDDY, Metcalf &. Wastewater Engineering. New York: **Mcgraw-hill International Editions**, 1991.

FAVARON, R. **Desenvolvimento de métodos volumétricos para a determinação de zinco, cobre, chumbo, níquel, estanho e cromo em águas de efluentes de indústrias de galvanoplastia**. Campinas, 2004. Tese Doutorado em Ciências – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: <http://biq.iqm.unicamp/arquivos/teses/ficha34668.htm>. Acesso em: 14 de maio de 2016.

FERREIRA, D.D.M.; SPANHOL, G.K.; KELLER, J. **Gestão do processo têxtil-contribuições a sustentabilidade dos recursos hídricos**. In: Congresso Nacional de Excelência em Gestão; Gestão do conhecimento para a sustentabilidade, nº 5, Niterói-RJ, Anais... Niterói, RJ: [s.n.], 2009.

FORNARI, M. **Cobrança pelo uso deve estimular a reutilização**. Revista Saneamento Ambiental. Ano XVI – nº 118, p. 24-27, 2006.

GEANKOPOLIS, C. J. Transport processes and separation process principles. 4ª ed. New Jersey: **Person Education LTD**, 2003. 1026 p.

GOMIDE, R. **Operações unitárias**: operações de transferência de massa. 1ª ed. São Paulo: Dag Gráfica e Editora Ltda., 1988 v. 4, p. 311 – 315.

HIGARASHI, M. M.; MOREIRA, J. C.; OLIVEIRA, S. A.; FERREIRA, L. F. V. A utilização de processos oxidativos avançados na descontaminação do meio ambiente. **Química – Boletim SQP**. Lisboa, nº79, p. 16-20, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa industrial anual (PIA)**. Disponível em: <<http://ibge.gov.br>>. Acesso em 30 jun. 2016.

JOST, P. T. **Tratamento de efluentes de curtumes**. Rio de Janeiro: CNI-DAMPI, 1990.

JUSTINO, N. M. **Processo foto-fenton solar mediado por ferrioxalato (FeOx/H₂O₂/UV) aplicado ao tratamento de efluente têxtil**. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

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

KORBAHTI, B. K.; ARTUT, K.; GEÇGEL, C.; OZER, A. Electrochemical decolorization of textile dyes and removal of metal ions from textile dye and metal ion binary mixtures. **Chemical Engineering Journal**, 173, p. 677-688, 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

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.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 48, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J. R. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, B114 (1-3), p. 199-210, 2004.

NAGEL-HASSEMER, M. E. **Oxidação fotoquímica - UV/H₂O₂ - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 162 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

NUNES, D. L. **Preparação de carvão ativado a partir de torta prensada de *Raphanus sativus* L. E utilização para clarificação de soluções**. Dissertação (Mestrado) - Ciência de Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

OLIVEIRA, E. H. P. **Preparação de membranas microporosas para tratamento de efluentes da indústria de alimentos**. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

PAJOOTAN, E.; ARAMI, M.; MAHMOODI, N. M. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, 43, p. 282-290, 2012

PARSA, J. B.; VAHIDIAN, H. R.; SOLEYMANI, A. R.; ABBASI, M. Removal of Acid Brown 14 in aqueous media by electrocoagulation: Optimization parameters and minimizing of energy consumption. **Desalination**, 278, p. 295-302, 2011.

PIETROBELLI, J. M. T de A.; MÓDENES, A. N.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. Cadmium, Cooper and Zinc Biosorption Study by Non-Living Egeria and Biomass. **Water Air Pollut**, p. 385-392, 2009.

RAMOS, I. R. A. **Aplicação de membranas dinâmicas ao tratamento de efluentes da indústria têxtil**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia

do Ambiente). Departamento de Engenharia Têxtil, Universidade de Minho, Portugal, 2002.

ROBINSON, T., McMULLAN, G., MARCHANT, R., NIGAM, P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **J. Biosource Technology**, V77, p. 247-255, 2001.

SANIN, L. B. B. - **A Indústria Têxtil e o Meio Ambiente**. Tecnologia e Meio Ambiente. In: XIV Congresso da FLAQT – Caracas, p.13-34, 1977.

SILVA, J. F. **Avaliação do processo oxidativo avançado UV/H₂O₂ no pós-tratamento de efluentes industriais**. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

VALENZUELA, J. **Tratamento de Efluentes em Indústrias Galvanotécnicas**. São Paulo: Páginas & Letras, 2008.

VANDEVIVERE, P. C.; BIANCHI, R.; VERSTRAETE, W. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging Technologies. **J. Chem. Technol. Biotechnol**, N72, p. 289-302, 1998.

VENDRUSCOLO, G. **Avaliação do processo foto-fenton aplicado ao efluente têxtil com alta concentração de sólidos**. 64 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

WEI, M. C.; WANG, K. S.; HUANG, C. L.; CHIANG, C. W.; CHANG, T. J.; LEE, S. S.; CHANG, S. H. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. **Chemical Engineering Journal**, Taiwan, p. 37-44, 2012.

WOLKMAN, G. Avaliação do tratamento conjugado de drenagem ácida de minas e efluente têxtil bruto seguido por reação de foto-fenton. 58 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.