

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC**  
**CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR DO ALTO VALE DO ITAJAÍ - CEAVI**  
**ENGENHARIA SANITÁRIA**

**DJULIA CAROLINE RISTOW**

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA ELETROCOAGULAÇÃO NAS  
CARACTERÍSTICAS DO LICOR MISTO DE ELETRO-BIORREATOR A  
MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL**

**IBIRAMA**  
**2019**

**DJULIA CAROLINE RISTOW**

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA ELETROCOAGULAÇÃO NAS  
CARACTERÍSTICAS DO LICOR MISTO DE ELETRO-BIORREATOR A  
MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de  
Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do  
Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado  
de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para  
a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária

Orientador: Tiago José Belli

Co-orientadora: Mauana Ravadelli

**IBIRAMA  
2019**

R597a Ristow, Djulia Caroline, 1997 -  
Avaliação dos efeitos de eletrocoagulação nas  
características de lodos ativados visando sua  
aplicação em biorreator a membrana / Djulia Caroline  
Ristow. - 2019.  
49 p.: il.

Orientador: Tiago José Belli  
Co-orientadora: Mauana Ravadelli  
Bibliografia: p. 40-49.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) --  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Educação Superior do Alto Vale do Itajaí, Curso de  
Engenharia Sanitária, Ibirama, 2019.

1. Biorreator a Membrana. 2. Efluente - Indústria  
Têxtil. 3. Eletrobiorreator a Membrana. I. Belli,  
Tiago José, orient.. II. Ravadelli, Mauana, co-  
orientet.. III. Universidade do Estado de Santa Catarina  
- Curso de Engenharia Sanitária. III. Título.

CDD 628 20.ed.

**DJULIA CAROLINE RISTOW**

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA ELETROCOAGULAÇÃO NAS  
CARACTERÍSTICAS DO LICOR MISTO DE ELETRO-BIORREATOR A  
MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

**Banca Examinadora:**

Orientador: \_\_\_\_\_  
Tiago José Belli  
CEAVI/UDESC

Membro 1: \_\_\_\_\_  
Tiago Rogério Vitor Akaboci  
CEAVI/UDESC

Membro 2: \_\_\_\_\_  
Maria Pilar Serbent  
CEAVI/UDESC

**IBIRAMA, 27/11/2019**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente aos meus pais Tânia e Sigold, que apesar da realidade que tiveram, possibilitaram tudo isso. À minha irmã e ao restante da minha família por todo incentivo, seja qual for.

Agradeço ao meu orientador Tiago pela oportunidade de conhecimento na área e amadurecimento. À minha co-orientadora Mauana, por toda a partilha de conhecimento em laboratório e principalmente, auxílio na parte escrita desse trabalho. À Karina, que acompanhou uma fase tumultuada e não mediu esforços para me auxiliar na parte experimental.

A todas as amigas que fiz durante a graduação, pelos desabafos e risadas nessa fase, e também ao longo de todos os 5 anos. Não esquecendo as amigas de longa data, que sempre estiveram dispostas a me ajudar. Ao Gustavo, pela paciência e apoio.

Gratidão a todos os professores que contribuíram com a minha formação, à UDESC pelo estudo de qualidade, à UFSC pelo apoio estrutural no estudo. À FAPESC/CNPQ pelo apoio financeiro que torna a pesquisa possível nas universidades e a empresa DyStar pela doação do corante utilizado.

## RESUMO

A indústria têxtil possui alto impacto econômico no Brasil, sobretudo no estado de Santa Catarina, em que esse setor é responsável pela geração de inúmeros empregos. Entretanto, o efluente têxtil é caracterizado por possuir compostos tóxicos e de difícil biodegradabilidade, com destaque ao corante. A baixa biodegradabilidade dos compostos presentes nesse efluente incentiva a busca de novas tecnologias capazes de remover esses poluentes de maneira efetiva. Dentre as alternativas recentemente investigadas, destaca-se o eletrobiorreator a membrana, o qual conjuga na linha de tratamento os processos eletroquímicos, bioquímicos e de separação de fases por membranas. Por se tratar de uma tecnologia emergente, determinados parâmetros operacionais ainda carecem de maiores investigações, como por exemplo, a densidade de corrente elétrica a ser utilizada. Desta forma, o estudo buscou avaliar o efeito da variação da densidade de corrente elétrica quanto à remoção de cor, corante e fósforo de efluente têxtil sintético. Paralelamente, avaliou-se também a melhoria da filtrabilidade do licor misto e o impacto sobre a atividade da biomassa quando exposta a diferentes densidades de corrente elétrica. Os experimentos foram realizados em ensaios de bancada, utilizando-se o licor misto proveniente de um eletrobiorreator a membrana. As densidades avaliadas foram de 10, 20, 50 e 100 A m<sup>-2</sup>, sendo as duas primeiras relativas ao ensaio E-1 e as duas últimas ao ensaio E-2. Os resultados obtidos revelaram que a remoção de fósforo foi de 15,7 e 17,0% para as densidades de 10 e 20 A m<sup>-2</sup>, respectivamente (E-1), e 21,0 e 40,3% para as densidades de 50 e 100 A m<sup>-2</sup>, respectivamente (E-2). Para o parâmetro cor, as eficiências de remoção observadas foram de 31,7, 43,5, 36,4 e 53,3% para as densidades de 10, 20, 50 e 100 A m<sup>-2</sup>. O corante avaliado (Remazol Violeta Brilhante 5R) não apresentou remoção significativa para as 4 densidades testadas. Supõe-se que tal comportamento esteja associado ao fato dos ensaios terem sido realizados sob condições aeróbias, em que a clivagem redutiva do azo corante é desfavorecida. Além disso, não foram observados impactos expressivos sobre a atividade da biomassa bacteriana com a aplicação das diferentes densidades de corrente elétrica avaliadas. Por fim, observou-se que a filtrabilidade do licor misto foi melhorada em todos os ensaios em relação a estratégia controle (densidade=0) e que a densidade de corrente de 50 A m<sup>-2</sup> foi aquela que resultou em um menor índice de incrustação da membrana (MFI).

Palavras-chave: Efluente Têxtil. Eletrobiorreator a Membrana. Densidade de Corrente Elétrica.

## ABSTRACT

The textile industry has a high economic impact in Brazil, especially in the state of Santa Catarina, where this sector is responsible for generating numerous jobs. However, the textile effluent is characterized by having toxic compounds and difficult biodegradability, especially the dye. The low biodegradability of the compounds present in this effluent encourages the search for new technologies capable of removing these pollutants effectively. Among the recently investigated alternatives, the membrane electrobioreactor stands out, which combines in the treatment line the electrochemical, biochemical and phase separation processes by membranes. Because it is an emerging technology, certain operational parameters still need further investigation, such as the current density to be used. Thus, the study aimed to evaluate the effect of electric current density variation on the removal of color, dye and phosphorus from synthetic textile effluent. At the same time, it was also evaluated the improvement of mixed liquor filterability and the impact on biomass activity when exposed to different electric current densities. The experiments were carried out in bench tests using mixed liquor from a membrane electrobioreactor. The densities evaluated were 10, 20, 50 and 100 A m<sup>-2</sup>, the first two being for the E-1 test and the last two for the E-2 test. The results showed that the phosphorus removal was 15.7 and 17.0% for the densities of 10 and 20 A m<sup>-2</sup>, respectively (E-1), and 21.0 and 40.3% for the densities of 50 and 100 A m<sup>-2</sup>, respectively (E-2). For the color parameter, the removal efficiencies observed were 31.7, 43.5, 36.4 and 53.3% for the densities of 10, 20, 50 and 100 A m<sup>-2</sup>. The dye evaluated (Remazol Bright Violet 5R) did not show significant removal for the 4 densities tested. Such behavior is supposed to be associated with the fact that the tests were performed under aerobic conditions, where the reductive cleavage of the dye azo is disadvantaged. In addition, no significant impacts on bacterial biomass activity were observed with the application of the different electrical current densities evaluated. Finally, it was observed that the mixed liquor filterability was improved in all tests in relation to the control strategy (density = 0) and that the current density of 50 A m<sup>-2</sup> was the one that resulted in a lower membrane fouling index (MFI).

**Keywords:** Textile Effluent. Membrane Electrobioreactor. Electric Current Density.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1-</b> Estrutura produtiva da cadeia têxtil e de confecções.....	14
<b>Figura 2-</b> Azo corantes e aminas aromáticas durante o tratamento anaeróbio-aeróbio.....	19
<b>Figura 3-</b> Principais configurações do BRM: (a) módulo externo e (b) módulo submerso ....	20
<b>Figura 4 -</b> Prováveis configurações de BRM .....	21
<b>Figura 5 -</b> Demonstração do processo de colmatção .....	22
<b>Figura 6 –</b> EBRM composto pelos eletrodos.....	23
<b>Figura 7 -</b> Esquematisação da vista superior de um EBRM circular .....	23
<b>Figura 8 -</b> Unidade Experimental em escala de bancada <sup>1</sup> .....	32
<b>Figura 9 -</b> Representação esquemática da unidade experimental <sup>2</sup> .....	32
<b>Figura 10 –</b> Eletrobiorreator a membrana de onde foi coletado o licor misto para a realização dos ensaios eletroquímicos de bancada <sup>3</sup> .....	33
<b>Figura 11 –</b> Aparelho utilizado para a determinação do CST .....	37
<b>Figura 12 -</b> Valores de MFI nas diferentes densidades de corrente elétrica.....	42
<b>Figura 13 -</b> Valores MFI solúvel para cada densidade de corrente elétrica .....	43
<b>Figura 14 -</b> Valores de CSTn para as diferentes densidades de corrente elétrica.....	45
<b>Figura 15 –</b> Valores de TCOE <sub>HET</sub> ao longo dos ensaios em diferentes condições de corrente elétrica .....	46
<b>Figura 16 –</b> Valores de TCOE <sub>NH4</sub> sob diferentes densidades de corrente elétrica.....	47



## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Composição do efluente sintético .....	34
--	----

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Parâmetros médios do efluente têxtil bruto .....	16
<b>Tabela 2</b> - Padrões de lançamento de efluente em corpo receptor .....	16
<b>Tabela 3</b> - Classificação dos corantes segundo seu método de fixação a fibra .....	18
<b>Tabela 4</b> - Valores médios de SST, MFI, Fósforo e Cor das amostras de licor misto padronizado .....	34
<b>Tabela 5</b> - Concentrações de cor verdadeira (mg PtCo.L <sup>-1</sup> ) em diferentes tempos e densidades de corrente elétrica.....	38
<b>Tabela 6</b> - Eficiência de remoção da cor .....	39
<b>Tabela 7</b> - Concentração Inicial e Final de fósforo em mg L <sup>-1</sup> , além da porcentagem de remoção .....	40
<b>Tabela 8</b> - Concentrações de corante em diferentes tempos e densidades de corrente elétrica em mg L <sup>-1</sup> .....	41

## LISTA DE ABREVIATURAS

ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil
A/M	Alimento/Microrganismo
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BRM	Biorreator à Membrana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CST	Tempo de Sucção Capilar
CST <sub>n</sub>	Tempo de Sucção Capilar Normalizado
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	<i>Enhanced Biological Phosphorus Removal</i>
EBRM	Eletrobiorreator à Membrana
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
IEMI	Instituto de Estudos e Marketing Industrial
LABIOTRATE	Laboratório de Biorreatores a Membrana para Tratamento de Efluentes
MFI	Índice de Incrustação da Membrana
OD	Oxigênio Dissolvido
PAO	<i>Phosphorus Accumulating Organisms</i>
PTM	Pressão Transmembrana
RPM	Rotação por Minuto
RST	Resistência Específica da Torta
SMP	Produtos Microbianos Solúveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAM	Taxa de Aeração
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TCO <sub>HET</sub>	Taxa de Consumo de Oxigênio Específica Heterotrófica
TCO <sub>NH4</sub>	Taxa de Consumo de Oxigênio Específica de Amônia
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
1.1	OBJETIVOS.....	13
1.1.1	<b>Objetivo geral .....</b>	<b>13</b>
1.1.2	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>14</b>
2.1	INDÚSTRIA TÊXTIL .....	14
2.1.1	<b>Efluente Têxtil e Padrões de Lançamento.....</b>	<b>15</b>
2.1.2	<b>Corantes Têxteis .....</b>	<b>17</b>
2.1.3	<b>Remoção Biológica de Azo Corantes .....</b>	<b>18</b>
2.2	BIORREATORES A MEMBRANA .....	19
2.3	COLMATAÇÃO DE MEMBRANAS.....	21
2.4	ELETROBIORREATORES A MEMBRANA .....	22
2.4.1	<b>Processos eletroquímicos no EBRM .....</b>	<b>24</b>
2.5	ASPECTOS OPERACIONAIS.....	25
2.5.1	<b>Densidade de corrente aplicada e modo de exposição.....</b>	<b>25</b>
2.5.2	<b>Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) .....</b>	<b>26</b>
2.5.3	<b>Idade do Lodo (<math>\theta_c</math>) .....</b>	<b>26</b>
2.5.4	<b>Taxa de Aeração (TAM) .....</b>	<b>27</b>
2.5.5	<b>Concentração de Sólidos Suspensos.....</b>	<b>28</b>
2.5.6	<b>Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo Crítico .....</b>	<b>28</b>
2.6	REMOÇÃO DE FÓSFORO.....	28
2.7	REMOÇÃO DE COR .....	29
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>31</b>
3.1	Unidade Experimental .....	31
3.2	Inóculo.....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
3.3	Procedimento Experimental .....	33
3.4	Métodos Analíticos.....	35
3.5	ENSAIOS COM A BIOMASSA .....	35
3.5.1	<b>Determinação do consumo da taxa de consumo de oxigênio por bactérias autotróficas e heterotróficas .....</b>	<b>35</b>
3.5.2	<b>Índice de Incrustação da Membrana (MFI) .....</b>	<b>36</b>
3.5.3	<b>Tempo de Sucção Capilar (CST) .....</b>	<b>36</b>

<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>38</b>
4.1	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO .....	38
4.1.1	Fósforo .....	Erro! Indicador não definido.
4.1.2	Cor .....	<b>38</b>
4.1.3	Corante .....	<b>41</b>
4.2	Filtrabilidade do licor misto e comportamento da biomassa.....	42
4.2.1	Índice de Incrustação da Membrana (MFI) .....	<b>42</b>
4.2.2	Tempo de Sucção Capilar Normalizado (CSTn) .....	<b>44</b>
4.2.3	Efeitos da aplicação da corrente elétrica na biomassa.....	<b>45</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>48</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>50</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O efluente têxtil é caracterizado por possuir compostos tóxicos e de difícil biodegradabilidade. Dentre estes, destacam-se os corantes do tipo azo, que são amplamente utilizados nas indústrias pela facilidade de sintetização e diversidade de cores (GENG et al., 2015). Grandes volumes de efluente têxtil são gerados diariamente, esses são caracterizados por possuírem elevadas variações de pH, alta demanda de oxigênio, sólidos suspensos em quantidades elevadas e toxicidade (FREITAS, 2002).

Diferentes microrganismos possuem a capacidade de reduzir a concentração de azo corantes, esse processo ocorre de modo geral em dois estágios, redução do azo corante em ambiente anaeróbio e oxidação das aminas aromáticas em condições aeróbias (ÇINAR et al., 2009). O tratamento eficiente desse efluente é de extrema importância para a preservação dos corpos hídricos e os biorreatores a membrana estão sendo bastante utilizados para o tratamento de efluentes domésticos e industriais (SANTOS; MA; JUDD, 2011; JUDD; 2016).

Os biorreatores a membrana são uma variante do processo de lodos ativados, diferenciando-se pela separação sólido-líquido que agora é realizada por filtração de membranas e não mais pelo decantador (METCALF; EDDY, 2016). Esses sistemas apresentam algumas vantagens em sua forma de tratamento, como a menor produção de lodo, redução de espaço para efetuar o tratamento, além da elevada eficiência de tratamento (METCALF; EDDY, 2003; KOOTENAEI e AMINIRAD, 2014).

O principal inconveniente dessa tecnologia é a colmatação das membranas (DREWS, 2010; LIN et al., 2014). O acúmulo de substâncias na superfície e nos poros da membrana resulta em um decaimento na eficiência desse tratamento e sucessivamente, um aumento na necessidade de limpezas físicas e químicas (MANNINA e COSENZA, 2013).

Atualmente, algumas alternativas para a minimização dos eventos de colmatação vêm sendo utilizadas, como a modificação das características do licor misto com o objetivo de melhorar sua filtrabilidade (MISHIMA e NAKAJIMA, 2009; JI et al., 2010; WANG et al., 2014). Nesse contexto, a eletrocoagulação é uma alternativa a ser empregada, principalmente pela simplicidade operacional, menor produção de lodo e por sua elevada capacidade de aglomeração de contaminantes sem adição de produtos químicos, como ocorre na coagulação convencional (MOLLAH, 2004; SAHU et al., 2014).

Diferentemente dos processos biológicos convencionais onde o fósforo é dificilmente removido, nos eletrobiorreatores a membrana esse composto é precipitado e removido, diminuindo a possibilidade de eutrofização dos corpos hídricos em que são lançados (SHALABY et al., 2014). O processo de eletrocoagulação é baseado na aplicação de corrente elétrica contínua em eletrodos. Neste caso, foi utilizado o ânodo alumínio, onde há a liberação de  $Al^{3+}$ , que atua como um coagulante in situ (MORENO-CASILLAS et al., 2007).

Apesar das vantagens reportadas, determinados parâmetros operacionais vinculados à operação dos eletrobiorreatores a membrana (EBRM) ainda requerem maiores investigações, sobretudo quando este reator é aplicado ao tratamento de efluente têxtil. Dentre as dificuldades encontradas para o tratamento do efluente em questão, destacam-se: elevada salinidade e concentrações de compostos tóxicos, como o corante. A presença desses contaminantes dificulta o processo biológico, já que parte deles não é biodegradável. Dessa maneira, a sua remoção por processos físico-químicos assume maior importância no EBRM e por esse motivo a investigação da densidade da corrente a ser utilizada torna-se relevante. O objetivo do presente estudo foi a avaliar o impacto de diferentes densidades de corrente elétrica sobre a remoção de fósforo, cor e corante de efluente têxtil, mediante a realização de ensaios de bancada. Concomitantemente, avaliaram-se também os efeitos do aumento da densidade da corrente elétrica sobre a atividade da biomassa, bem como quanto à melhoria da filtrabilidade do licor misto.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Identificar a melhor condição operacional elétrica para a aplicação de corrente elétrica no tratamento biológico de efluente têxtil.

### 1.1.2 Objetivos específicos

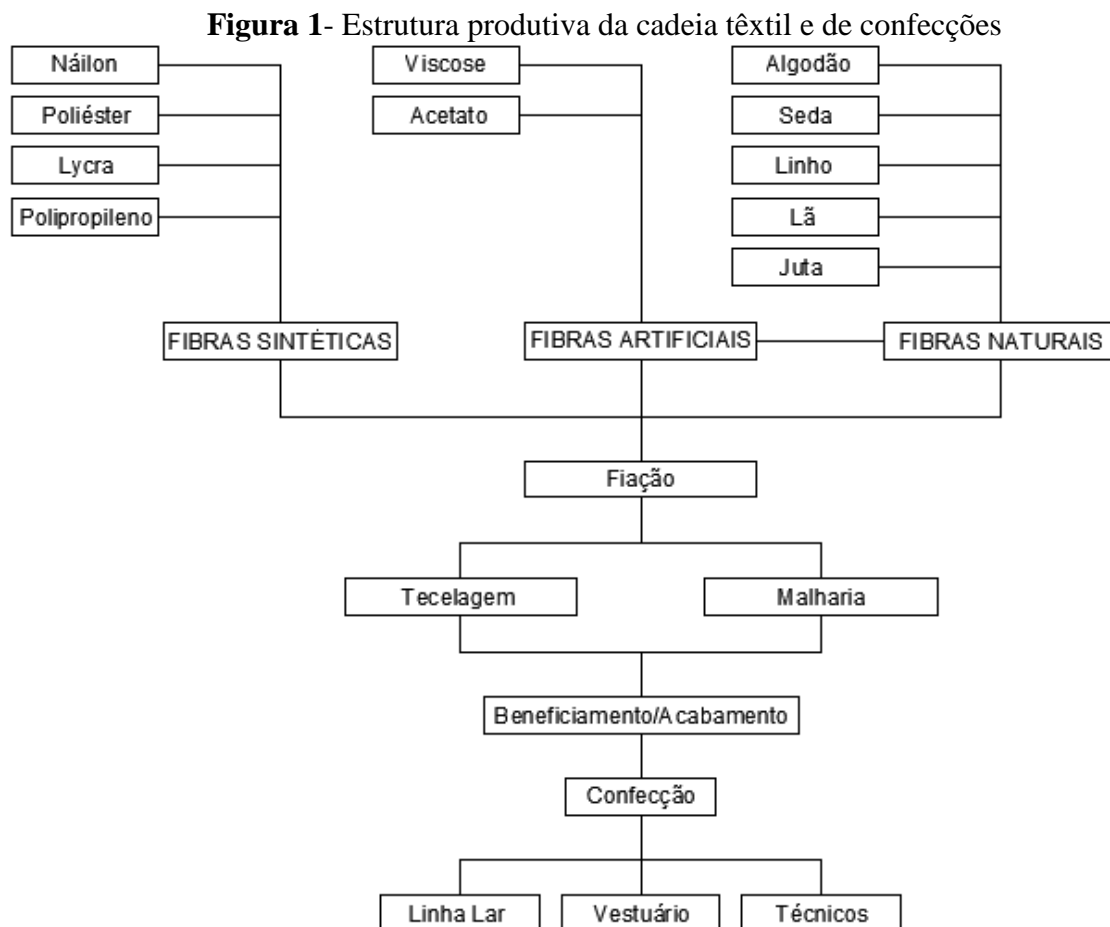
- Avaliar as características do licor misto sujeito em função da sua filtrabilidade e desidratabilidade sob as diferentes densidades de corrente, visando determinar a melhor condição operacional elétrica;
- Verificar o comportamento da biomassa em termos de atividade após aplicação da corrente elétrica;
- Determinar a remoção de cor, corante e fósforo sob as diferentes densidades de corrente elétrica aplicadas.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 INDÚSTRIA TÊXTIL

A produção têxtil mundial está concentrada na Ásia (73%), sendo a China responsável pela maior parte desse volume (50%). O Brasil ocupa a quinta posição no quesito volume de produção, responsável por 3% da produção mundial IEMI, (2010 apud IBIT, 2013). A indústria têxtil é de grande importância socioeconômica no Brasil, empregando aproximadamente 1,7 milhões de pessoas de forma direta e mais de 4 milhões somando empregos diretos e indiretos. O setor reúne mais de 32 mil empresas, que em sua maioria são de pequeno e médio porte (ABIT, 2013).

A cadeia produtiva do setor inicia com a transformação das fibras têxteis em fios e posteriormente segue para a tecelagem, onde são fabricados os tecidos. Após isso, passam por beneficiamento/acabamento e então são confeccionadas diferentes peças (BNDES, 2009). Na Figura 1 está apresentada resumidamente a cadeia do setor têxtil:



Fonte: BNDES, 2009.



A realização de tratamentos físico-químicos para ajustes na aparência do produto, agregando mais valor e qualidade, ocorre na etapa de acabamento. Os tecidos passam por uma série de tratamentos nessa etapa. O tratamento primário abrange os processos de cozimento, alveijamento, tingimento e estamparia, chegando à etapa final e terciária, onde são realizadas lavagens especiais e aplicação de resinas. Nesse estágio da produção, necessita-se de responsabilidade dos fabricantes quanto aos lançamentos dos efluentes gerados ao longo do ciclo (BNDES, 2009).

### **2.1.1 Efluente Têxtil e Padrões de Lançamento**

O beneficiamento de produtos na indústria têxtil utiliza grandes volumes de água, representando 90% do consumo geral da indústria por tonelada de tecido produzido (VON SPERLING, 2007). Ledakowicz et al. (2001) e Karci (2014) demonstram que grandes volumes de efluentes são gerados diariamente por esse setor, compreendendo contaminantes complexos, quimicamente resistentes e altamente persistentes a processos biológicos de remoção. Além disso, os efluentes desse segmento são caracterizados pela forte coloração devido a presença de corantes que durante o processo não fixam satisfatoriamente às fibras (LEDAKOWICZ et al., 2001).

Segundo Guaratini e Zanoni (2000) 10 a 20% dos corantes utilizados são perdidos durante a lavagem do tecido. O efluente ainda possui compostos orgânicos como aminas, dextrinas, gomas, graxas, pectinas, álcoois, ácido acético, sabões e detergentes, bem como compostos inorgânicos como hidróxido de sódio, carbonato, sulfato e cloreto. Sendo assim, características marcantes desse efluente como alta Demanda Química de Oxigênio (DQO), alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), alta concentração de sólidos em suspensão totais (SST) e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), podem intervir nas condições normais da biota aquática quando lançados sem devido tratamento (GUARATINI; ZANONI, 2000; CISNEROS et al., 2002;).

A caracterização do efluente é diretamente relacionada com o processo e classe de fibra. Devido à variedade de matérias primas e processos produtivos do setor, a caracterização do efluente é bastante dificultada, assim como a escolha de uma tecnologia para o seu tratamento (CORREIA; JUDD, 1994). Na Tabela 1 estão dispostos alguns parâmetros médios dos efluentes da indústria têxtil.

**Tabela 1** - Parâmetros médios do efluente têxtil bruto

Parâmetro	Valor Médio
Temperatura	35°C
DBO <sub>5</sub>	300 mg L <sup>-1</sup>
DQO	1000 mg L <sup>-1</sup>
Nitrogênio total (NTK)	30 – 40 mg L <sup>-1</sup>
Fenóis	5 – 10 mg L <sup>-1</sup>
pH	7 – 10
Nitrogênio amoniacal (NH <sub>3</sub> )	20 – 30 mg L <sup>-1</sup>
Fósforo	5 – 10 mg L <sup>-1</sup>
Cloretos	1000 – 1500 mg L <sup>-1</sup>
Sulfatos	1000 – 1500 mg L <sup>-1</sup>
Cor perceptível após diluição	1/40
Tensoativos	30 – 40 mg L <sup>-1</sup>
Sólidos em suspensão	200 mg L <sup>-1</sup>
Óleos e graxas	30 – 40 mg L <sup>-1</sup>

Fonte: Adaptado de Storti (2001 apud FREITAS, 2002)

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) através de resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é responsável por regular lançamentos de efluentes industriais no Brasil. A Resolução que apresenta condições e padrões de lançamento é a CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011. No Art. 16 são definidas condições a serem seguidas para efluentes de diversas fontes, na Tabela 2 estão dispostas essas condições.

**Tabela 2** - Padrões de lançamento de efluente em corpo receptor

Parâmetro	Padrões de Lançamento
pH	5 – 9
Temperatura	< 40°C
Óleos Minerais	Até 20 mg L <sup>-1</sup>
Óleos vegetais e gorduras animais	Até 50 mg L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub>	Remoção mínima de 60%
Nitrogênio amoniacal total	20 mg L <sup>-1</sup>
Sulfeto	1 mg L <sup>-1</sup>

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA 430/2011

A legislação citada anteriormente não apresenta padrões de lançamento em relação a coloração do efluente, neste sentido, a CONAMA 357 de 17 de março de 2005 estabelece limite de cor verdadeira nos corpos hídricos receptores. Os de classe 1 devem receber efluentes com cor característica a natural do corpo d'água, aqueles de classe 2 e 3 devem possuir valor máximo de 75mgPt L<sup>-1</sup>. Em relação a presença de corantes, em corpos receptores classe 1 estes não devem ser perceptíveis; já em corpos receptores de classe 2 e 3

não é permitido corantes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por tratamentos convencionais.

Em relação a fósforo total, águas doces de classe 2 podem receber efluentes com até  $0,030 \text{ mg L}^{-1}$ , quando tratam-se de ambientes lênticos. Já em ambientes intermediários com tempo de residência de 2 e 40 dias, tributários diretos de ambientes lênticos a concentração do composto deve ser de até  $0,050 \text{ mg L}^{-1}$  (CONAMA, 2005).

### **2.1.2 Corantes Têxteis**

Os primeiros pigmentos eram oriundos de vegetais, insetos, moluscos e minerais. Suas cores eram pouco persistentes a lavagem e exposição a luz (GUARATINI; ZANONI, 2000). Em 1856 o químico inglês William H. Perkin divulgou o primeiro corante sintético e a partir disso a produção disparou em grandes escalas (ZANONI; CARNEIRO, 2001).

Estão registrados no Colour Index (Catálogo da Society of Dyers and Colourists) aproximadamente oito mil corantes orgânicos sintéticos relacionados à indústria têxtil (CALVETE, 2011). Segundo estudos realizados, durante os processos de manufatura e processamento cerca de 20-40% dos corantes são perdidos e dispostos como efluentes (HEMA; ARIVOLI, 2007; ESSAWY et al. 2008) .

A coloração de fibras têxteis é baseada em processos de acordo com a natureza da fibra, características estruturais, propriedades de fixação compatíveis com o destino do material, considerações econômicas, disponibilidade do corante para aplicação e outras. No decorrer do processo ocorrem três principais etapas: (i) a montagem, onde ocorre a transferência do corante na solução para a fibra; (ii) a fixação, onde acontece a reação do corante com o tecido e (iii) o tratamento final, lavagem a quente com detergentes para remover excessos de corante (VASQUES, 2008).

A classificação dos corantes é de acordo com a sua estrutura química ou pelo método em que é fixado à fibra têxtil. Os principais grupos classificados de acordo com o método de fixação da fibra são: corantes ácidos, básicos, diretos, dispersivos, pré-metalizados, sulfúricos, à cuba, azoicos e reativos. A Tabela 3 relaciona as classes de corantes e seus usos predominantes na indústria têxtil.

**Tabela 3** - Classificação dos corantes segundo seu método de fixação a fibra

<b>Classificação</b>	<b>Principais usos</b>
Ácidos	Couro, fibras sintéticas de poliamida e fibras naturais de lã
Básicos	Fibras sintéticas acrílicas
Diretos	Fibras naturais de algodão, couro e fibras artificiais de viscose
Dispersivos	Fibras sintéticas de poliéster e poliamida e fibras artificiais de acetato e viscose
Pré-metalizados	Fibras proteicas e poliamida
Sulfúricos	Fibras naturais de algodão
A cuba	Fibras naturais de algodão
Azoicos	Fibras naturais de algodão e fibras sintéticas de poliéster
Reativos	Fibras artificiais de viscose, couro e fibras naturais de algodão

Fonte: GUARATINI; ZANONI (2000).

Os corantes utilizados na indústria têxtil são em sua maioria sintéticos, sendo compostos orgânicos que possuem duas partes principais em sua molécula: o grupo cromóforo responsável pela coloração; e o grupo funcional, responsável pela fixação da fibra (HASSEMER, 2006).

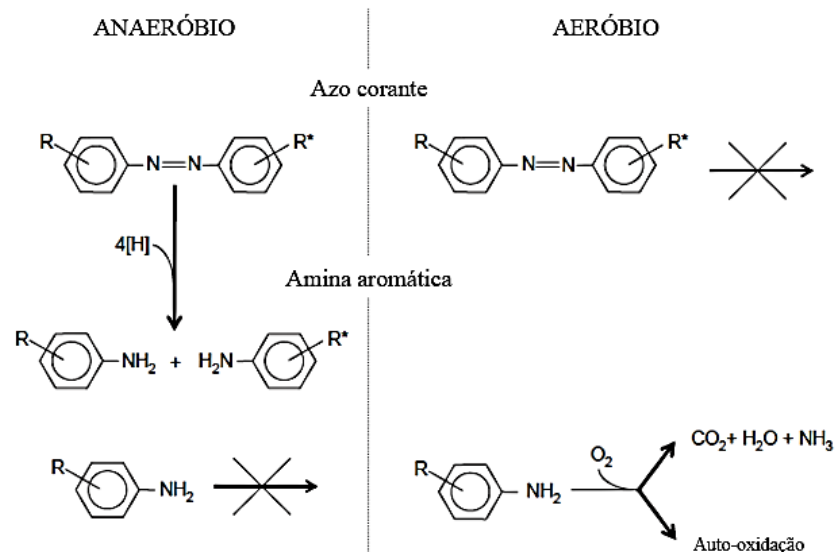
O descarte do efluente gerado após os processos industriais acarretam grande impacto visual, devido principalmente a sua coloração. Para o tratamento desse efluente e remoção da sua cor são utilizados usualmente métodos físico-químicos como a oxidação química, floculação química e sedimentação, troca iônica e filtração por membrana. Porém, a geração de elevadas quantidades de lodo é uma das principais desvantagens provenientes dessas alternativas de tratamento, logo, o tratamento biológico se configura como uma opção oportuna economicamente e ambientalmente (ÇINAR et al., 2009).

### **2.1.3 Remoção Biológica de Azo Corantes**

Os corantes do tipo azo são amplamente utilizados nas indústrias pela facilidade de sintetização e diversidade de cores (GENG et al., 2015). A degradação desse composto ocorre em duas etapas: (i) clivagem das ligações azo (-N=N-), resultando na formação de aminas

aromáticas, diminuindo sua coloração, porém aumentando sua toxicidade; (ii) degradação das aminas aromáticas, formadas anteriormente. Esses processos ocorrem em ambientes distintos, a redução demanda condições anaeróbias e a biodegradação bacteriana das aminas ocorre quase em sua totalidade em ambientes aeróbios. Na Figura 2 apresenta-se esse processo (ZEE; VILLAVERDE, 2005).

**Figura 2-** Azo corantes e aminas aromáticas durante o tratamento anaeróbio-aeróbio



Fonte: Adaptado de Zee e Villaverde (2005).

## 2.2 BIORREATORES A MEMBRANA

### 2.2.1 Princípio de funcionamento

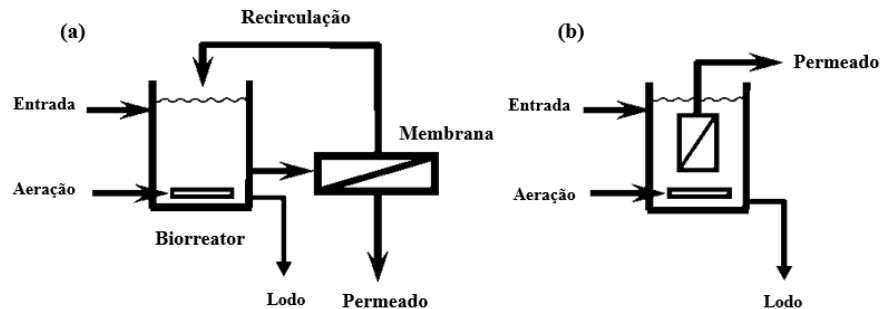
Os biorreator a membrana (BRM) aeróbios operam de maneira muito semelhante aos lodos ativados convencionais, diferindo-se na etapa de clarificação, onde o decantador é substituído pelo processo de micro ou ultrafiltração por membranas (JUDD; JUDD, 2011). É uma tecnologia caracterizada como a conjugação do processo de degradação biológica com a separação sólido-líquido por meio de membranas (LE-CLECH, 2010).

Além da redução da área ocupada pelo sistema, a capacidade de operação com elevada idade do lodo ( $\theta_c$ ) permite a degradação de compostos com baixa biodegradabilidade e o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento presentes na remoção de nutrientes, como as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*, envolvidas na etapa de nitrificação (JUDD; JUDD, 2011; HAI; YAMAMOTO; LEE, 2014). A partir das características apresentadas, esses sistemas podem produzir um efluente tratado com elevada qualidade quando comparado a

sistemas convencionais de tratamento a nível terciário, permitindo atingir padrões de lançamentos bastante restritivos (PARK; CHANG; LEE, 2015).

As principais configurações de BRM utilizadas são definidas a partir da localização do módulo de membranas. Como mostra a Figura 3, o módulo de membranas pode ser operado externamente ou submerso no biorreator.

**Figura 3-** Principais configurações do BRM: (a) módulo externo e (b) módulo submerso

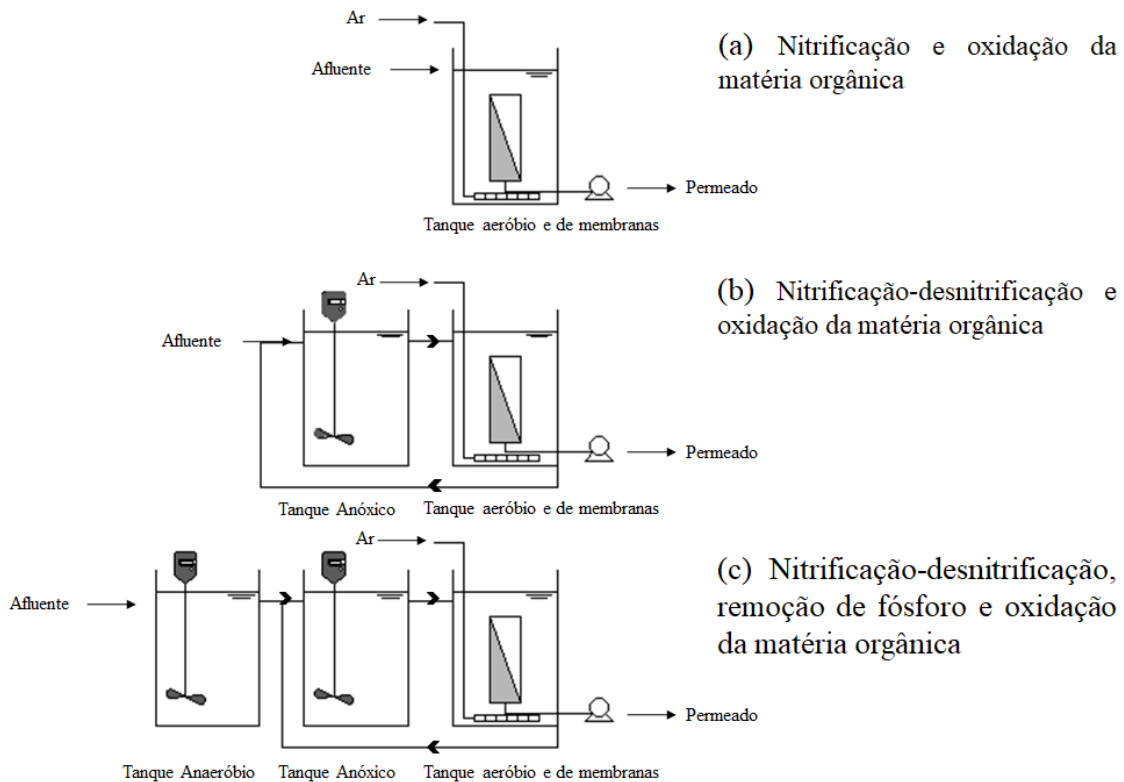


Fonte: Adaptado de JUDD e JUDD (2011)

No primeiro caso, onde o módulo se encontra externo, o efluente do tanque de aeração é bombeado até os módulos de membrana, a pressão aplicada como força motriz é positiva, separando a vazão afluyente em duas linhas: (i) do permeado, fração filtrada pelas membranas; e (ii) do concentrado, onde os sólidos retidos pela membrana retornam ao biorreator (BELLI, 2011). Contudo, esse modo operacional requer alto custo energético por demandar elevadas velocidades de circulação no módulo, a fim de evitar a deposição de sólidos na superfície da membrana (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Já no caso do módulo submerso, as membranas estão inseridas no interior do reator biológico e a retirada do permeado é realizada por meio de filtração à vácuo gerado no interior das membranas. Duas membranas podem ser utilizadas nesse sistema: fibra oca e de placas planas (METCALF; EDDY, 2003). Nessa configuração, o controle da colmatação ocorre a partir da turbulência gerada pelo sistema de aeração (CHANG, 2011).

As configurações dos BRM com módulo submerso são diversas e de acordo com cada projeto específico. Um dos objetivos desse sistema pode ser a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. A partir disso, têm-se a opção de acoplar tanques anóxicos anterior ou posterior ao tanque aeróbio, possibilitando a remoção de nitrato e formação de regiões anaeróbias para remoção de fósforo (RADJENOVIC et al., 2008). A Figura 4 demonstra as prováveis configurações de BRM tendo em vista a remoção de matéria orgânica e nutrientes.

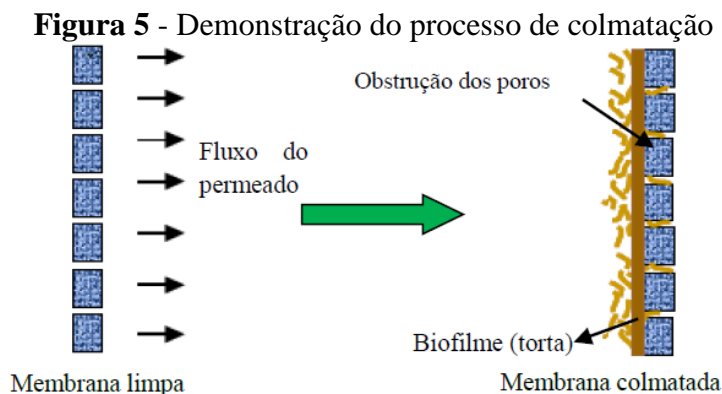
**Figura 4 - Prováveis configurações de BRM**

Fonte: Adaptado de Davis (2010).

### 2.2.2 Colmatação de membranas

Colmatação ou incrustação é determinada como o acúmulo de substâncias na superfície e/ou dentro dos poros da membrana, podendo reduzir o fluxo de permeado quando operado em regime de pressão constante ou aumento da pressão transmembrana (PTM) quando em regime de fluxo constante. (JUDD; JUDD, 2011). Como demonstrado na Figura 5.

O processo de colmatação pode ser classificado em reversível e irreversível. A reversível é ocasionada pela deposição de flocos do lodo sobre a membrana formando a torta ou *cake*, métodos de limpeza física como retrolavagem ou períodos de relaxamento da membrana podem controlar esse processo (JUDD; JUDD, 2011). Já a colmatação irreversível é originada pela adsorção de compostos inorgânicos e de matéria orgânica dissolvida nos poros da membrana, além de parte da torta que não foi removida por processos físicos, se torna uma incrustação persistente e removível por processos de limpeza química (CHANG et al., 2002; JUDD; JUDD, 2011).



Fonte: Belli (2015)

Algumas condições operacionais como a idade do lodo, o tempo de detenção hidráulica, a taxa de aeração e o fluxo de permeado influenciam no processo de colmatção. Além disso, o licor misto, o esgoto bruto e a concentração de sólidos suspensos totais, viscosidade, relação alimento/microrganismo, produtos microbianos solúveis e substâncias poliméricas extracelulares também apresentam influência no processo de colmatção (JUDD; JUDD, 2011).

### 2.3 ELETROBIORREATORES A MEMBRANA

O processo de aplicação de correntes elétricas contínuas em sistemas de tratamentos de efluentes utilizando membranas visando o controle da colmatção e a remoção de fósforo já foi abordado por diversos autores (JAGANNADH; MURALIDHARA, 1996; CHEN et al., 2007; CHEN; YANG; ZHOU, 2007; WEI; OLESZKIEWICZ; ELEKTOROWICZ, 2009; AKAMATSU et al., 2010; KIM et al., 2010). Contudo, Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) apresentaram uma configuração que permitisse a aplicação em conjunto de processos biológicos, eletroquímicos e de separação por membranas em um único reator, nomeado de eletrobiorreator a membrana (EBRM).

O EBRM é contemplado por dois eletrodos perfurados, um cátodo e um ânodo conectados a uma fonte de corrente contínua e aplicado em torno de um módulo de membranas, como representado na Figura 6.



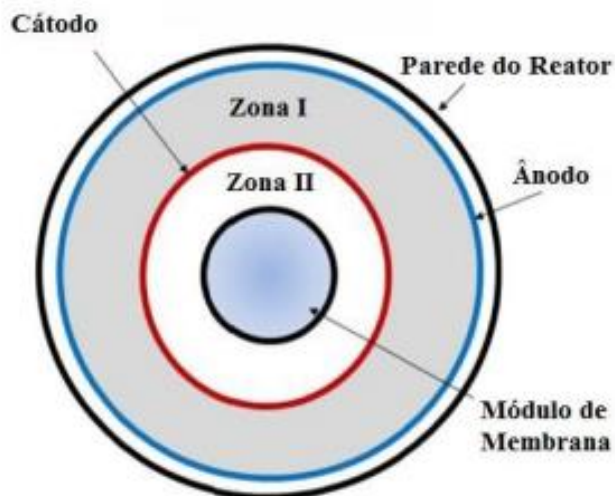
**Figura 6** – EBRM composto pelos eletrodos



Fonte: Ravadelli, 2018.

O sistema pode ser separado em duas zonas (Figura 7), a zona I possuindo intervalo entre a parede interna do reator e o cátodo, onde usualmente ocorrem os processos eletroquímicos e de biodegradação; a zona II é localizada entre o cátodo e o módulo, ocorrendo processos de biodegradação e filtração pela membrana BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2012).

**Figura 7** - Esquematização da vista superior de um EBRM circular



Fonte: Adaptado de Battistelli (2018 apud Bani-Melhem e Elektorowicz, 2011)

Segundo Bani-Melhem e Elektorowicz (2010) alguns aspectos são considerados indispensáveis para o projeto e operação desses sistemas, como o material dos eletrodos; a densidade da corrente aplicada; os intervalos de exposição ao campo elétrico e a garantia da distribuição eficiente da aeração para manter uma mistura completa no reator.

A eletrocoagulação é o principal processo eletroquímico que ocorre nos EBRM, mas além dele, os processos de eletroforese e eletroosmose também podem auxiliar no melhor desempenho. Algumas vantagens desses processos são: melhoria das condições de desidratação do lodo (LIU, J. et al., 2012); capacidade de elevada remoção simultânea de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica sem adição de produtos químicos (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWIC, 2012; ELEKTOROWICZ; ARIAN; IBEID, 2014); maior estabilidade operacional, em decorrência a minimização da colmatação das membranas (LIU et al., 2013; HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014); menor área requerida para construção, já que todos os processos ocorrem em um único tanque (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2010).

Por tratar-se de uma tecnologia nova, alguns aspectos acerca de sua operação precisam ser esclarecidos, principalmente aqueles relacionados a otimização de parâmetros operacionais e efeito dos processos eletroquímicos sobre a atividade e composição da comunidade bacteriana (BATTISTELLI, 2018).

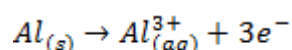
### **2.3.1 Processos eletroquímicos no EBRM**

A eletrocoagulação é um processo que abrange fenômenos físicos e químicos e acontece em três etapas: (i) formação de coagulantes a partir da oxidação eletrolítica do eletrodo; (ii) desestabilização dos contaminantes, partículas em suspensão e quebra de emulsão, e (iii) a aglomeração das fases desestabilizadas em forma de flocos (MOLLAH, 2004).

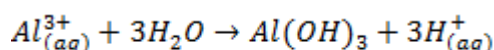
O processo de eletrocoagulação consiste na aplicação de corrente elétrica contínua nos eletrodos, que são constituídos de um cátodo (aço inoxidável ou grafite) e um ânodo de sacrifício (metais como: alumínio; ferro; zinco ou níquel). Ao longo do processo, ocorre a eletrólise da superfície do eletrodo e oxidação do ânodo metálico (Al) para seu cátion ( $Al^{3+}$ ), transformando-se em um agente coagulante *in situ* (Equação 1, 2 e 3) (MORENO-CASILLAS et al., 2007).

Esse agente é capaz de complexar produtos orgânicos coloidais a partir da redução do valor absoluto do potencial zeta em um nível em que as forças de *Van Der Waals* (atração)

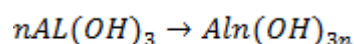
sejam maiores em relação as forças de repulsão entre as cargas negativas dos coloides. Com a formação dos hidróxidos ao longo das reações, eles são capazes de adsorver e capturar partículas, formando flocos que podem ser removidos do meio líquido por processos de separação de fases (MOLLAH et al., 2004).



Equação 1



Equação 2



Equação 3

A aplicação da eletrocoagulação ainda influencia a ocorrência de outros processos eletroquímicos, a eletroforese e a eletrosmose (ENSANO et al., 2016). A eletroforese é um fenômeno onde o movimento de partículas carregadas na solução é induzido pela aplicação de um campo elétrico, logo a aplicação da corrente elétrica possibilita espécies carregadas negativamente de se deslocarem em direção ao eletrodo de carga oposta, diminuindo a atração da superfície da membrana (GIWA; AHMED; HASAN, 2015).

A eletrosmose ocorre devido a aplicação do campo elétrico e consiste no movimento da água ligada na dupla camada dos flocos microbianos em direção ao eletrodo (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013), com isso a estrutura dos flocos pode ser alterada, aumentando sua desidratabilidade e reduzindo a resistência específica à filtração (ENSANO et al., 2016).

## 2.4 ASPECTOS OPERACIONAIS

### 2.4.1 Densidade de corrente aplicada e modo de exposição

A densidade de corrente aplicada e o tempo de exposição são parâmetros operacionais de extrema importância, principalmente quando associados a reatores biológicos, como o caso do EBRM (IBEID; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2013). Para a obtenção do valor da densidade da corrente aplicada, divide-se a corrente aplicada pela área superficial do

ânodo. Os valores empregados mais usualmente estão compreendidos entre 10 e 150 A m<sup>-2</sup> (CHEN, 2004).

A aplicação de correntes elétricas em lodos ativados é um processo minucioso devido aos possíveis efeitos sobre a biomassa (WEI; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWIC, 2011). Porém, quando aplicado em uma faixa limitada e em modo de exposição intermitente, possibilita a ocorrência de um fenômeno descrito como eletroestimulação, que melhora o metabolismo microbiano, aumentando seu crescimento celular (ZEYOUDI et al., 2015; ELNAKER et al., 2018).

#### **2.4.2 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)**

Esse parâmetro é definido como o tempo que o volume de líquido (substrato) permanece no sistema de tratamento (VON SPERLING, 2011). O TDH determina a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e também, a relação alimento/microrganismos (A/M) (PARK; CHANG; LEE, 2015).

Tratando-se de efluentes têxteis, Seshadri, Bishop e Agha (1994) concluíram que a remoção mais acentuada de azo corantes em ambientes anaeróbios (em média 86%) ocorreu com TDH entre 12 e 24 horas. Visualizaram ainda, que as maiores quedas de concentração ocorreram com TDH entre 1 e 2 horas (14% de decaimento com TDH igual a 1h). A alta demanda química de oxigênio (DQO) é responsável pelo aumento da atividade da biomassa e consumo de azo corantes a partir de cometabolismo, sendo utilizado como um substrato secundário. Shaw, Carliell e Wheatley (2002) obtiveram remoções de cor de até 90% em reator anaeróbio através de TDH igual a 18,5 horas. Lourenço, Novais e Pinheiro (2001) também alcançaram essa eficiência de remoção com TDH de 9h e 12 h.

#### **2.4.3 Idade do Lodo ( $\theta_c$ )**

A idade do lodo ( $\theta_c$ ) é conceituada como o tempo de permanência dos microrganismos no interior dos reatores. A retenção total dos sólidos no reator assegura elevada eficiência do processo de tratamento, já que a biomassa possui tempo disponível para mineralização quase completa da matéria orgânica dos efluentes (VON SPERLING, 2011).

Em BRM a idade do lodo possui ampla variação, podendo ser de 10 a 110 dias (MASSÉ; SPERANDIO; CABASSUD, 2006). A aplicação de variadas idades de lodo é

possível principalmente pelo fato da sedimentação não ser necessária para separar os sólidos do licor misto e efluente final (RADJENOVIC et al., 2008).

Apesar das vantagens reportadas, altas concentrações de sólidos em suspensão podem ocasionar alguns problemas operacionais como o aumento da viscosidade do meio, aumento da necessidade de aeração para garantir os sólidos em suspensão e o aumento da colmatação das membranas, segundo Dezzotti, Sant'Anna e Bassin (2011). Contudo, a idade do lodo inferior a 10 dias também pode aumentar a taxa de colmatação (LE-CLECH, 2006), devido a formação de produtos microbianos solúveis (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS) (HUANG, ONG, NG, 2011).

As EPS são liberadas pelas células microbianas em consequência as mudanças no ambiente ou durante a lise celular, enquanto o SMP são substâncias de alta massa molar encontradas nas matrizes constituintes dos flocos microbianos (DEZZOTTI, SANT'ANNA, BASSIN, 2011).

Esse parâmetro foi avaliado em efluentes têxteis em variações de 30 e 60 dias por Yurtsever, Calimlioglu, Sahinkaya (2016). Outros pesquisadores testaram em níveis mais baixos, Çinar et al. (2008) avaliou a remoção de um azo corante com idade do lodo de 10 dias.

#### **2.4.4 Taxa de Aeração (TAM)**

Em processos biológicos aeróbios, incluindo BRM, o sistema de aeração é de suma importância. O oxigênio é disponibilizado aos microrganismos que serão responsáveis pela degradação da matéria orgânica e outros nutrientes. Em caso de uso de módulos de membrana submersos, a aeração também desempenha papel fundamental para atenuação da colmatação (JUDD; JUDD, 2011). Afinal, as bolhas de ar no meio aumentam a tensão de cisalhamento na superfície da membrana, promovendo a remoção parcial de incrustações e diminuindo a deposição de outras partículas. Por esses motivos, usualmente são aplicadas elevadas taxas de aerações nesses sistemas (CHANG, 2011; XIA; LAW; FANE, 2013).

Apesar dos benefícios da aeração, ela deve ser aplicada com atenção, em excesso gera gastos excessivos e pode promover a alteração da estrutura dos flocos biológicos, liberando EPS para o licor misto (BELLI, 2015). Em escala real, os BRM têm sido operados com TAM aproximadas a  $1,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (JUDD, 2016).

#### 2.4.5 Concentração de Sólidos Suspensos

Segundo Yigit et al. (2009), um BRM com melhor eficiência para tratamento de efluente têxtil possuía concentração de sólidos suspensos de 13,9 a 17 g L<sup>-1</sup>. O aumento das concentrações de sólidos suspensos voláteis (SST) pode provocar o aumento da colmatação das membranas, devido ao aumento da viscosidade do licor misto, dificultando a turbulência gerada pela aeração e inferência na remoção dos sólidos depositados na membrana (MENG et al., 2007).

#### 2.4.6 Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo Crítico

A pressão transmembrana (PTM) é a diferença de pressão entre o interior e exterior da membrana, gerada a partir de uma bomba na retirada do permeado. O fluxo de permeado tende a aumentar proporcionalmente ao aumento da PTM até certo período, onde o fluxo acaba tornando-se independente da pressão devido ao processo de colmatação, de acordo com Park, Chang e Lee (2015).

O fluxo crítico é caracterizado como o valor máximo de fluxo do permeado onde não ocorre aumento da PTM com o tempo (FIELD et al., 1995). Logo, em casos de baixa PTM, o fluxo do permeado aumenta de acordo com o aumento da PTM, o que não ocorre em caso de PTM elevada. Esse fenômeno ocorre devido a deposição de partículas na superfície da membrana, deste modo, o fluxo independe da pressão aplicada (PROVENZI, 2005).

### 2.5 REMOÇÃO DE FÓSFORO

A remoção de fósforo do efluente pode ocorrer de duas formas: processo físico-químico (precipitação/adsorção) ou processo biológico por meio da absorção (ZUTHI et al., 2012). Tratando-se do tratamento biológico, pequenas concentrações são removidas por síntese celular, estimada em 1-2% em relação aos sólidos em suspensão (LESJEAN, 2003).

Para ao alcance de remoções satisfatórias desse nutriente, é necessária a criação de condições favoráveis para o processo de remoção biológica aprimorada de fósforo (EBPR - *Enhanced Biological Phosphorus Removal*). Esse processo ocorre por meio de organismos acumuladores de fósforo (PAO - *Phosphorus Accumulating Organisms*) e consiste basicamente na liberação de fosfato em condições anaeróbias e absorção em condições aeróbias (OEHMEN et al., 2007). Desta forma, o fosfato pode ser acumulado pelas PAO e removido pelo descarte do lodo (KELLY; HE, 2014). Contudo, o EBPR está sujeito a

inúmeras falhas, podendo gerar um efluente final com qualidade inferior a desejada (OEHMEN et al., 2007; KIM et al., 2008).

Nessas circunstâncias, a precipitação química é uma alternativa eficiente (DAVIS, 2010). Uma das formas de gerar o processo de precipitação é através da eletrocoagulação, onde a aplicação da corrente elétrica contribui para a dissociação dos eletrodos metálicos no reator, gerando um coagulante *in situ* (MOLLAH, 2001).

A precipitação química é uma forma para promover a remoção de substâncias inorgânicas de fosfato, por meio da adsorção de coagulante químico ocorre a formação de um sal de baixa solubidade a partir da reação desses dois compostos (METCALF; EDDY, 2014).

Quando eletrodos de alumínio são utilizados, o fosfato solúvel possui a tendência de reação com os íons dissociados e complexos catiônicos. Compostos insolúveis podem ser formados a partir dessas reações, como  $AlPO_4$  e o  $(AlOH)_3(PO_4)_2$ . Além disso, podem ser adsorvidos pelo agente de adsorção produzido  $(AlOH)_3$ , segundo Wei, Oleszkiewicz e Elektorowicz (2009).

A eficiência do processo de coagulação em BRM foi avaliada por Song, Kim e Ahn (2008) em esgotos sanitários, onde relataram que os precipitados formados são removidos com facilidade através da filtração por membranas, aumentando notavelmente a remoção do fósforo.

## 2.6 REMOÇÃO DE COR

A cor é um dos principais contaminantes dos efluentes têxteis, geralmente possuem concentrações elevadas, além de ser bastante perceptível no líquido. Possui natureza inorgânica, dificultando a remoção desse contaminante via tratamento biológico (CORREIA; STEPHENSON; JUDD, 1994; JUSTINO, 2016).

Em biorreatores a membrana, a remoção de cor foi observada por Schoeberl et al. (2005), Brik et al. (2006) e Yun et al. (2006) essencialmente pela adsorção das moléculas de corante à biomassa do reator. Isso ocorreu devido as características recalcitrantes do corante.

Nos eletrobiorreatores a membrana, a remoção da cor ocorre a partir da complexação de corante ao alumínio proveniente do processo de eletrocoagulação, em seguida esse complexo é precipitado. Após essa transformação de fase do contaminante, ele passa de dissolvido para sólido, sendo facilmente retido pela filtração (YAN et al; 2012).

O procedimento da separação da eletrocoagulação do processo biológico, tem alcançando até 98% de eficiência na remoção de cor (KUOKKAHEN et al, 2013). Esse alto

valor de eficiência é obtido a partir de altas densidades de correntes aplicadas, aumentando a complexação e a precipitação do composto. Entretanto, altas densidades possuem suas desvantagens como uma maior produção de lodo o que alterna suas características, aumentando a concentração de metais e conseqüentemente torna sua disposição final mais complexa (KUOKKANEN et al., 2013; A PALA, 2002).



### 3 METODOLOGIA

A presente pesquisa foi realizada nas dependências da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Campus Ibirama, no Laboratório de Biorreatores a Membrana para Tratamento de Efluentes - LABIOTRATE, pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária. O ensaio, em escala de bancada, foi baseado na metodologia utilizada por Ibeid, Electorowickz e Oleszkiewicz (2013) para investigação do impacto da corrente elétrica no licor misto.

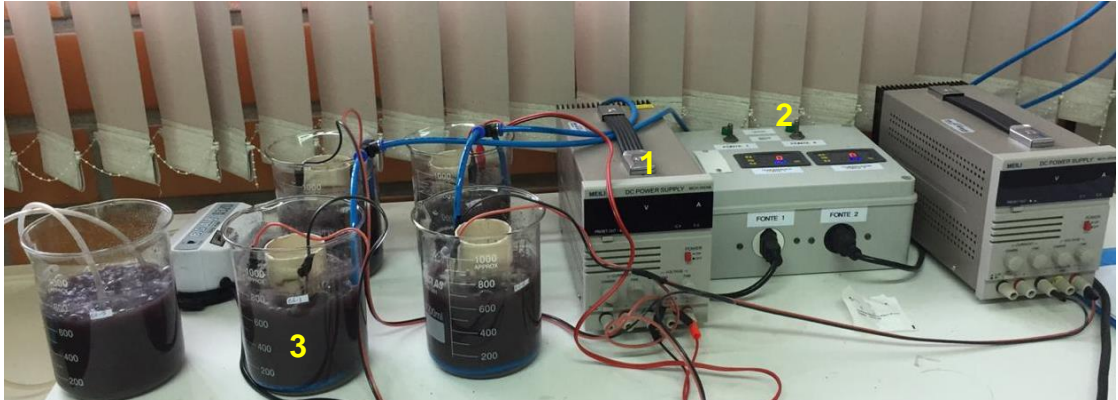
#### 3.1 UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade experimental era composta por quatro eletrobiorreatores em escala de bancada. Cada eletrobiorreator possuía um volume útil de 700 mL e eletrodos com dimensões de 7,3 cm x 9,9 cm, com espaçamento de 5 cm entre si. Paralelamente, um quinto reator foi posicionado junto ao experimento, contudo sem a presença dos eletrodos e sem a aplicação de corrente elétrica, funcionando, portanto, como reator controle.

O ânodo era constituído de placa de alumínio com perfuração de 45% da superfície; já o cátodo, era constituído de tela fina de aço inoxidável. Para fornecimento de oxigênio dissolvido, cada reator possuía difusores de ar na base, estes também mantinham as características de mistura completa através da agitação do licor misto. Uma fonte de alimentação digital ajustável de corrente contínua, modelo MCH-305AB, fornecia a corrente necessária para o processo de eletrocoagulação. O tempo de exposição foi controlado por um painel de controle.

Para a realização das diferentes condições de densidade de corrente em duplicata, o sistema foi composto por dois circuitos independentes onde foram ligados dois eletrobiorreatores em cada. O quinto possuía as mesmas características dos demais, porém sem aplicação da corrente para comparações. Na Figura 8 está apresentada a unidade experimental e na Figura 9 a representação esquemática da mesma.

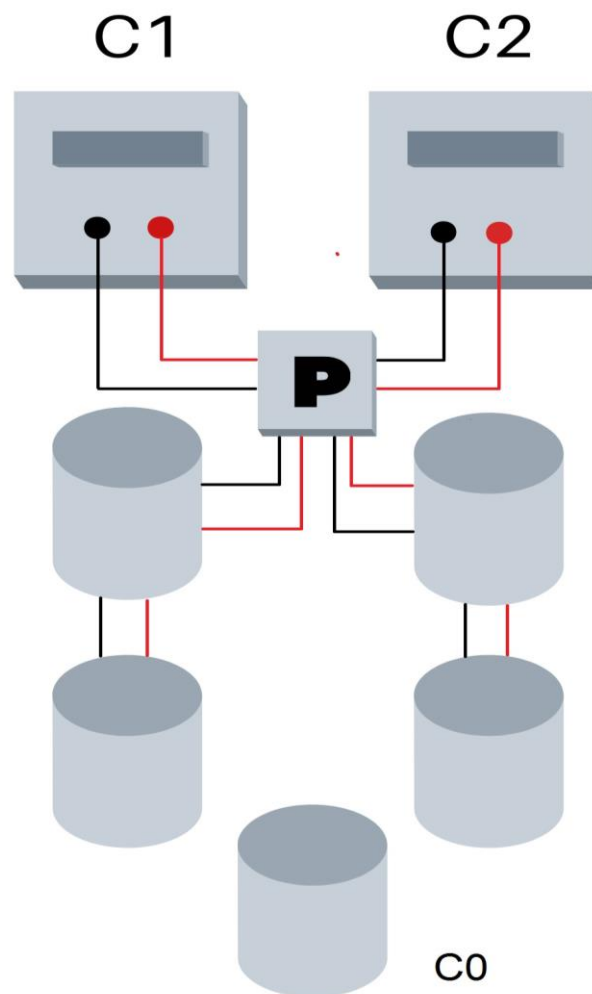
**Figura 8** - Unidade Experimental em escala de bancada<sup>1</sup>



Fonte: Autora, 2019.

Nota<sup>1</sup>: 1) Fonte de alimentação ajustável; 2) painel de controle; 3) eletrobiorreatores.

**Figura 9** - Representação esquemática da unidade experimental<sup>2</sup>



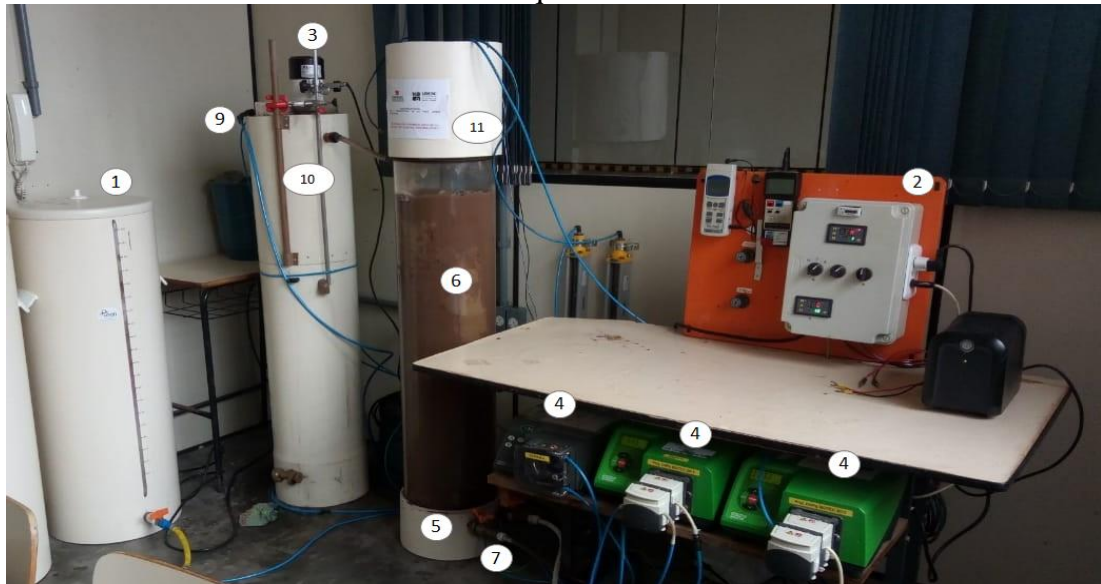
Fonte: Autora, 2019.

Nota<sup>2</sup>: C1) circuito 1; C2) circuito 2; C0) biorreator sem aplicação de corrente elétrica; P: painel de controle de comandos elétricos.

### 3.2 LICOR MISTO

O licor misto utilizado nos eletrobiorreatores, também chamado de inóculo, foi coletado junto a linha de recirculação de lodo de um EBRM, o qual foi construído em escala piloto e que era alimentado com esgoto têxtil sintético. O EBRM foi operado com idade do lodo de 20 dias, tempo de detenção hidráulica (TDH) igual a 19,9 horas, sólidos suspensos totais (SST) próxima a  $15 \text{ gL}^{-1}$ . Neste reator, era utilizada a densidade de corrente elétrica de  $10 \text{ A m}^{-2}$ , com tempo de exposição de 6ON/30OFF. Na Figura 10 está apresentado o EBRM.

**Figura 10** – Eletrobiorreator a membrana de onde foi coletado o licor misto para a realização dos ensaios eletroquímicos de bancada<sup>3</sup>



Fonte: Ravadelli, 2018.

Nota<sup>3</sup>: 1- Reservatório do Afluente; 2- Painel de Controle; 3- Misturador; 4- Bomba peristáltica; 5- Difusores de ar; 6- Módulo de membrana; 7- Linha de descarte de lodo; 8- Reservatório efluente; 9- Linha de recirculação de lodo; 10- Câmara anóxica; 11- Câmara aeróbia.

### 3.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Após a coleta junto ao EBRM, o licor misto foi então acondicionado nos 5 reatores, os quais comportavam 700 mL de volume útil. Deste volume, 350 mL correspondiam ao licor misto e o restante correspondia ao efluente têxtil sintético a ser tratado. O efluente era composto basicamente de fonte de carbono orgânico, macronutrientes e um azo corante (Remazol Violeta Brilhante – 5R). No Quadro 1 estão apresentadas as concentrações dos compostos utilizados na produção do efluente, adaptadas de Çinar et al. (2008).

**Quadro 1** - Composição do efluente sintético

Composto	Fórmula Química	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )
Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> Cl	230
Bicarbonato de Sódio	NaHCO <sub>3</sub>	668
Fosfato Monopotássico	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	47
Azo Corante	RBV-5R	50
Glicose	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	1407
Cloreto de Sódio	NaCl	126

Fonte: Autora, 2019.

Além dos macronutrientes citados no Quadro 1, alguns micro nutrientes também eram adicionados na solução: FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O (1,25 mg L<sup>-1</sup>), MnCl<sub>2</sub>.4H<sub>2</sub>O (0,12 mg L<sup>-1</sup>), ZnCl<sub>2</sub> (0,01258 mg L<sup>-1</sup>), CuCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O (0,0095 mg L<sup>-1</sup>) e CoCl.6H<sub>2</sub>O (0,2516 mg L<sup>-1</sup>).

Após o acondicionamento nos reatores, realizou-se uma caracterização da solução mistura contendo o licor misto e o efluente sintético em termos de sólidos suspensos totais, fósforo e cor. Da mesma forma, avaliou-se a filtrabilidade do licor misto, através do índice de incrustação da membrana (MFI – *membrane fouling index*). Os resultados dos ensaios (E-1 e E-2) são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4** - Valores médios de SST, MFI, Fósforo e Cor das amostras de licor misto padronizado

	SST (mg L <sup>-1</sup> )	MFI (s mL <sup>-1</sup> )	Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	Cor (mg L <sup>-1</sup> )
E-1	8188 ± 287,6	0,32	11,5±1,2	354,6±45,2
E-2	7728 ± 62,6	0,30	9,3±1,3	321,4±46,4

Fonte: Autora (2019)

Os experimentos consistiram na aplicação de quatro diferentes densidades de corrente elétrica (10; 20; 50 e 100 A m<sup>-2</sup>). O modo de exposição permaneceu o mesmo para todos os testes (6 min ligado/30 min desligado). Cada condição foi analisada em forma de duplicata durante 24 h de operação. As temperaturas nos eletrobiorreatores foram mantidas conforme a ambiente, em torno de 17,6 °C.

Durante as 24 h do ensaio, os reatores foram amostrados nos tempos 0, 3, 19, e 24 horas e o licor misto caracterizado quanto à concentração de corante e cor. Já os parâmetros

fósforo, tempo de sucção capilar (CST), atividade microbiana e MFI foram avaliados nos tempos 0 e 24 h, ou seja, no início e após a finalização dos ensaios de eletrocoagulação.

### 3.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

Para a determinação dos parâmetros cor, corante e  $P-PO_4^{3-}$ , procedia-se a filtração do licor misto em membrana de acetato celulose de porosidade de 0,45  $\mu m$ . A determinação da cor era feita por meio de leitura em Espectrofotômetro Hach DR/3900 com comprimento de onda de 455nm. A determinação da concentração de ortofosfato ( $P-PO_4^{3-}$ ) foi realizada a partir do método do ácido molibdovanadofósforico e leitura em espectrofotômetro Hach DR/3900, sob comprimento de onda de 455 nm. A Concentração do corante (RBV-5R) foi determinada em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 560 nm. A concentração de biomassa nos reatores foi estimada através de método gravimétrico, em termos de sólidos suspensos totais (APHA, 2005).

### 3.5 ENSAIOS COM A BIOMASSA

#### 3.5.1 Determinação do consumo de oxigênio por bactérias autotróficas e heterotróficas

Utilizou-se de ensaio respirométrico para avaliar o impacto da corrente elétrica sobre a atividade da biomassa. O ensaio foi conduzido avaliando-se a taxa de consumo de oxigênio via bactérias autotróficas e heterotróficas (OCHOA et al., 2002). A metodologia desse ensaio objetiva avaliar o decaimento do oxigênio no licor misto em diferentes condições: (i) sem adição de substrato, para determinação do consumo de oxigênio mediante respiração endógena ( $TCO_{end\acute{o}gena}$ ); (ii) com adição de substrato para bactérias autotróficas, para posterior determinação do consumo de oxigênio por intermédio de oxidação da amônia por bactérias autotróficas ( $TCO_{autot\acute{o}fica-NH_4}$ ) e (iii) com adição de substrato para bactérias heterotróficas, objetivando determinar o consumo de oxigênio dissolvido por bactérias heterotróficas ( $TCO_{heterot\acute{o}fica}$ ). As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram gravadas a cada 5 segundos com auxílio da sonda YSI ProODO, posteriormente, o cálculo foi realizado a partir do decaimento da contração na ordem de 2,0  $mg L^{-1}$ .

### 3.5.2 Índice de Incrustação da Membrana (MFI)

A filtrabilidade do licor foi mensurada através do Índice de Incrustação da membrana (MFI). Tal ensaio é aplicado em sistemas de filtração por membranas para simular o potencial de incrustação que determinado líquido possui (SCHIPPERS e VERDOUW, 1980).

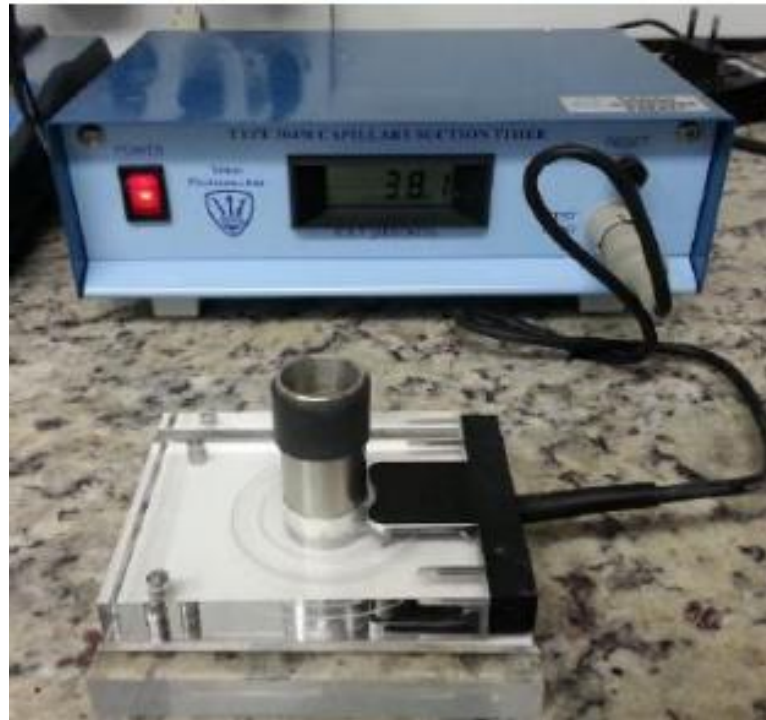
Uma amostra de 250 mL foi filtrada em um sistema sob vácuo de 50 kPa e papel filtro de acetato celulose com porosidade de 0,2  $\mu\text{m}$  com área superficial de 0,001  $\text{m}^2$ . Ao longo da filtração, a cada 30 segundos registrava-se o volume (V) filtrado e coletado sobre uma balança analítica ao longo do tempo (t) de 20 minutos. A partir da inclinação t/V no eixo Y e V no eixo X foi possível obter o valor de MFI.

Os ensaios foram realizados com amostras de licor misto e também de sobrenadante, centrifugados a aproximadamente 2500 RPM, visando avaliar o potencial de incrustação na presença e ausência de sólidos.

### 3.5.3 Tempo de Sucção Capilar (CST)

Com a finalidade de avaliar a capacidade de desidratação do lodo e ainda o potencial de filtração do licor misto, foram realizados ensaios para determinação do Tempo de Sucção Capilar (*capillary suction time* – CST) (ROSENBERGER et al., 2005; LAERA et al., 2009). O CST foi determinado utilizando o aparelho Triton Electronics Limited modelo 304M CST (Figura 11), onde uma amostra com cerca de 20 mL é acondicionada em um cilindro sobre um papel filtro, ambos pertencentes ao aparelho. O tempo para a água percorrer uma distância fixa entre os eletrodos que estão dispostos em cima do papel filtro é o valor de CST (APHA, 2005). Para aproximar-se a realidade do licor misto, o CST foi normalizado a partir do teor de sólidos da amostra e designado como CST<sub>n</sub> (NG; TAN; ONG, 2006).

**Figura 11** – Aparelho utilizado para a determinação do CST



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO

#### 4.1.1 Cor

Os valores do parâmetro de cor verdadeira no licor misto dos reatores para cada densidade de corrente elétrica são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5** - Concentrações de cor verdadeira (mg PtCo.L<sup>-1</sup>) em diferentes tempos e densidades de corrente elétrica

Densidade (Am <sup>-2</sup> )	0	10	20	0	50	100
Ensaio	E-1	E-1	E-1	E-2	E-2	E-2
Tempo (h)						
0	305	342,0±36,8	392,0±35,4	288	298,5±57,3	361,0±5,7
3	316	360,0±5,7	371,5±21,9	328	362,0±5,7	349±2,8
19	270	239,5±0,7	244,0±5,7	225	172,0±1,4	169,5±2,1
24	265	231,5±16,3	221,0±5,7	232	186,5±2,1	168,5±0,5

Nota-se que as densidades de corrente de 50 e 100 A m<sup>-2</sup> foram aquelas que resultaram em menores valores de cor ao final das 24 horas de ensaio. É possível observar também um aumento da concentração de cor nas três primeiras horas para alguns dos ensaios realizados. Tal comportamento pode estar associado a condição aeróbia em que os ensaios foram realizados, o que seria prejudicial a sua remoção, dado que a clivagem das ligações azo (-N=N-) do corante ocorre sob condições anaeróbias (ZEE; VILLAVERDE, 2005). Assim, o aumento do oxigênio dissolvido no reator afetaria a remoção do corante e automaticamente, a remoção da cor. A concentração do corante é reduzida em ausência de oxigênio (ÇINAR et al., 2009). Kouba e Ping (1994) observaram que a eficiência da remoção da cor pelo tratamento aeróbio depende essencialmente do corante utilizado, apresentando eficiências significativas para corantes metálicos, ácidos e reativos.

No decorrer do ensaio, a liberação de íons alumínio no licor misto se intensifica, gerando maiores condições para o corante ser removido quimicamente via precipitação. De fato, após as primeiras 3 h, observa-se uma redução nos valores de cor, indicando que a remoção se sobrepôs ao processo de liberação de cor anteriormente observado. Na Tabela 6



estão apresentadas as eficiências de remoção (%) com as diferentes densidades de corrente elétrica aplicadas.

**Tabela 6** - Eficiência de remoção da cor

<b>Ensaio</b>	<b>Densidade da Corrente (A m<sup>-2</sup>)</b>	<b>% Remoção</b>
E-1	0	13,1
E-1	10	31,7±12,1
E-1	20	43,5±3,7
E-2	0	19,4
E-2	50	36,4±11,5
E-2	100	53,3±0,9

Como esperado, as eficiências de remoção sem a eletrocoagulação foram as mais baixas 13,1% no ensaio 1 e 19,4% no ensaio 2. Isso ocorre devido à elevada concentração de cor nos efluentes têxteis, esse composto geralmente é de natureza inorgânica, impossibilitando sua remoção por tratamento biológico (CORREIA; STEPHENSON; JUDD, 1994; JUSTINO, 2016).

O aumento da densidade da corrente elétrica é proporcional à concentração de alumínio no meio, e sucessivamente, espera-se um aumento no processo de coagulação. A Pala (2002) apresentou uma relação direta entre o aumento da concentração de coagulante e remoção da cor em efluentes têxteis.

Os corantes, que conferem cor ao efluente têxtil, são compostos orgânicos de difícil biodegradabilidade, sendo assim sua remoção através do tratamento biológico é limitada. Com a eletrocoagulação, houve um aumento na remoção de cor devido a complexação das moléculas a partir do alumínio liberado pelo processo. As substâncias dissolvidas que representam a concentração de cor verdadeira passam pelo processo de coagulação e tornam-se insolúveis, particuladas, agregando-se em flocos, possibilitando, assim, sua remoção via processo físico (YAN et al, 2012).

#### **4.1.2 Fósforo**

Na Tabela 7, apresentam-se as concentrações e resultados da remoção de fósforo nas diferentes densidades de corrente elétrica aplicadas.

**Tabela 7** - Concentração Inicial e Final de fósforo em  $\text{mg L}^{-1}$ , além da porcentagem de remoção

Ensaio	Densidade da Corrente ( $\text{Am}^{-2}$ )	Concentração Inicial ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Concentração Final ( $\text{mg L}^{-1}$ )	% Remoção
E-1	0	10,14	5,25±0	48,2
E-1	10	11,0±0,4	4,0±0,3	15,7±4,3
E-1	20	12,5±1,1	4,4±0,4	17,0±0,1
E-2	0	8,28	7,02±0	15,2
E-2	50	8,7±1,6	5,5±0,1	21,0±12,5
E-2	100	10,5±0,5	4,7±0,6	40,3±7,9

Em relação à remoção do fósforo sem a aplicação de corrente elétrica, espera-se que seja baixa considerando que a remoção ocorre apenas por síntese celular, representando apenas 1 a 2 % em função da massa de SST (LESJEAN, 2003). Observou-se uma remoção considerável do composto sem a aplicação da corrente elétrica em ambos os ensaios, 48,2 % no ensaio 1 e 15,2% no ensaio 2. Esse fato deve-se provavelmente pelo alumínio remanescente no licor misto proveniente do EBRM. Tal situação pode então ter favorecido a interação entre o  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e os íons metálicos de  $\text{Al}^{3+}$ , conduzindo a precipitação do fósforo junto ao lodo. Nas eficiências de remoção posteriores, descontou-se o que foi removido sem a aplicação da corrente elétrica a fim de desconsiderar o alumínio remanescente e realmente avaliar a eficiência da eletrocoagulação sob diferentes densidades de corrente elétrica.

Para as densidades de corrente de 10 e 20  $\text{A m}^{-2}$ , foram observadas as eficiências de remoções de 15,7 e 17,0% respectivamente, enquanto que para as densidades de 50 e 100  $\text{A m}^{-2}$  a remoção obtida foi de 21,0 e 40,3%. Verificou-se um aumento na remoção do fósforo com a aplicação da corrente elétrica, devido à remoção via precipitação, pelo processo químico que ocorre no meio. Essa remoção pode ocorrer a partir de duas rotas: (1) precipitação do fósforo mediante sua reação com o hidróxido de alumínio, tornando-o insolúvel e facilitando sua remoção; e (2) o fósforo pode depositar-se no cátodo, separando-se do licor misto (BANI-MELHEM e ELEKTOROWICZ, 2011).

Segundo Ibeid; Elektorowicz; Oleszkiewicz (2013) a densidade da corrente elétrica possui influência direta na precipitação do fósforo, já que corresponde linearmente a liberação do alumínio no processo da eletrocoagulação. Em função dos resultados obtidos, observou-se que houve um aumento proporcional na remoção de fósforo com a densidade de corrente

elétrica. Ou seja, nas densidades máximas, as remoções também foram máximas (21 e 40,3% de eficiência de remoção).

### 4.1.3 Corante

As concentrações de azo corante Remazol Violeta Brilhante – 5R ao longo do ensaio com as diferentes densidades de corrente elétrica estão apresentadas na Tabela 8.

**Tabela 8** - Concentrações de corante em diferentes tempos e densidades de corrente elétrica em  $\text{mg L}^{-1}$

Densidade da Corrente ( $\text{Am}^{-2}$ )	0	10	20	0	50	100
<b>Tempo (h)</b>						
0	12,46	11,2±0,6	13,5±0,5	7,35	7,3±0,8	8,2±0,02
3	14,78	16,3±2,5	16,7±0,2	11,65	12,3±0,5	11,9±0,0
19	17,95	15,1±1,7	16,0±0,4	12,33	9,7±0,1	9,7±0,3
24	18,66	15,7±1,6	15,5±0,2	12,44	10,9±0,1	9,8±0,3

O aumento da concentração do corante ao longo do tempo foi perceptível, principalmente nas três primeiras horas de ensaio. Após isso, o aumento não foi significativo, mas a remoção não foi satisfatória em nenhum caso. No reator sem aplicação da corrente elétrica a concentração iniciou em  $12,46 \text{ mg L}^{-1}$  no E-1 e  $7,35 \text{ mg L}^{-1}$  no E-2, terminando  $18,66$  e  $12,44 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. sendo estes os maiores aumentos apresentados. Os reatores com aplicação da corrente tiveram comportamentos semelhantes até a terceira hora, a partir da qual iniciou-se uma ligeira remoção do corante, seguida de uma instabilidade na última hora do ensaio (24 h).

Esse comportamento explica-se pela presença do oxigênio dissolvido em altas concentrações nos reatores, dificultando a remoção do corante e promovendo o acúmulo do mesmo, tal como anteriormente explicado para o parâmetro cor. A remoção do azo corante ocorre através de uma reação de oxirredução, onde o corante atua como receptor de elétrons e a matéria orgânica como doadora de elétrons. Logo, em altas concentrações de oxigênio dissolvido, o azo corante deixa de ser utilizado como receptor e também não é reduzido, pois o oxigênio desempenha essa função por ser mais efetivo (CHANG et al, 2001). Em condições aeróbias o oxigênio torna-se um competidor frente ao azo corante por ser mais favoravelmente reduzido (PEARCE et al., 2003).

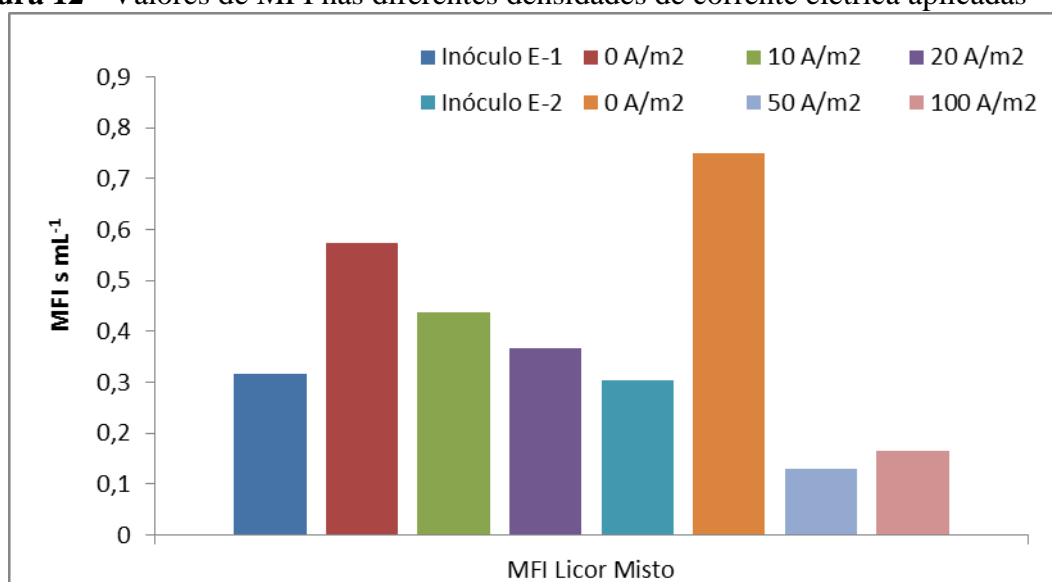
Segundo Ferraz et al. (2011) e Amaral et al. (2014), o arranjo do processo anaeróbio com o aeróbio vem mostrando-se uma alternativa para o alcance de remoções satisfatórias de azo corantes em efluentes têxteis.

## 4.2 FILTRABILIDADE DO LICOR MISTO E COMPORTAMENTO DA BIOMASSA

### 4.2.1 Índice de Incrustação da Membrana (MFI)

A Figura 12 reporta os valores do índice de incrustação da membrana (MFI) nas diferentes densidades de corrente elétrica aplicadas.

**Figura 12** - Valores de MFI nas diferentes densidades de corrente elétrica aplicadas



Fonte: Autora, 2019.

Para o primeiro teste de MFI (pós a coleta do licor misto do EBRM), foi observado o valor de  $0,32 \text{ s mL}^{-1}$ . Após as 24 horas de ensaio e para o reator sem aplicação da corrente elétrica (reator controle), o valor do MFI aumentou para  $0,57 \text{ s mL}^{-1}$ . Tais valores indicam que a filtrabilidade do licor misto piorou ao longo das 24 h quando o processo de eletrocoagulação não era realizado. Por outro lado, nos reatores com aplicação de corrente elétrica de 10 e  $20 \text{ A m}^{-2}$ , foram observados os valores de MFI de 0,44 e  $0,37 \text{ s mL}^{-1}$ , respectivamente, indicando uma condição de melhoria da filtrabilidade quando comparado ao reator controle ( $0 \text{ A m}^{-2}$ ).

Já para a sequência de ensaio envolvendo as densidades de 50 e 100 A m<sup>-2</sup>, o MFI do reator controle (0 A m<sup>-2</sup>) foi de 0,75 s mL<sup>-1</sup>, enquanto que para os reatores sob densidade de 50 e 100 A m<sup>-2</sup> os valores foram 0,13 e 0,16 s mL<sup>-1</sup>, respectivamente.

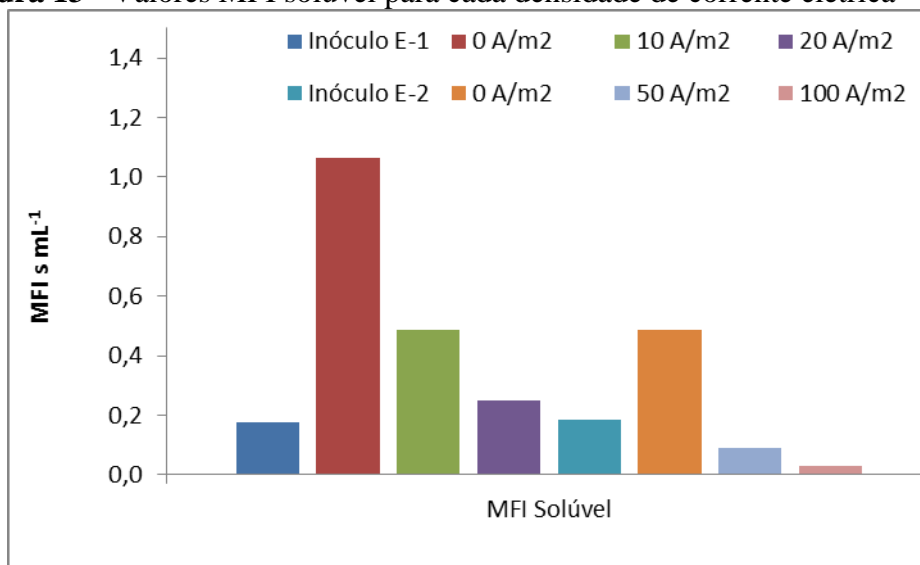
Nota-se melhora no valor de MFI nas maiores densidades de corrente aplicada. Não foi possível observar grandes variações no ensaio com baixas densidades de corrente. Quando comparado a um BRM, os valores reportados por Belli (2015) em tratamento de efluente doméstico, mantiveram-se entre 2 s mL<sup>-1</sup>, com a idade do lodo mantida em 20 dias.

Em um estudo de EBRM aplicado a tratamento de efluentes domésticos com idade do lodo igual a 30 dias e densidade de corrente elétrica de 10 A m<sup>-2</sup>, Cecato (2015) apresentou valores próximos a 0,33 s mL<sup>-1</sup>, este bastante semelhante aos valores do inóculo. Visto isso, observa-se a boa filtrabilidade do licor misto proveniente de um EBRM.

Schlegel (2017) obteve em estudo de um EBRM para o tratamento de efluente têxtil com idade do lodo de 30 dias, valores médios de 0,58 s mL<sup>-1</sup> e 0,19 s mL<sup>-1</sup> para densidade de corrente elétrica de 10 e 15 A m<sup>-2</sup>, respectivamente. Sem a aplicação da eletrocoagulação, os valores mantiveram-se próximos a 0,8 s mL<sup>-1</sup>, demonstrando a melhora da filtrabilidade do licor misto após o início do processo.

Também foram analisados valores de MFI centrifugado, ou seja, sem sólidos em suspensão. Na Figura 13 estão apresentados os valores MFI solúvel para cada densidade de corrente elétrica.

**Figura 13** - Valores MFI solúvel para cada densidade de corrente elétrica



Fonte: Autora, 2019.

Os valores de MFI do E-1 não apresentaram melhora, diferentemente do E-2, onde apresentaram melhora considerável. O valor de MFI que iniciou em  $0,19 \text{ s mL}^{-1}$  no E-2, apresentou valores de  $0,09$  e  $0,003 \text{ s mL}^{-1}$  para as densidade de  $50$  e  $100 \text{ A m}^{-2}$ .

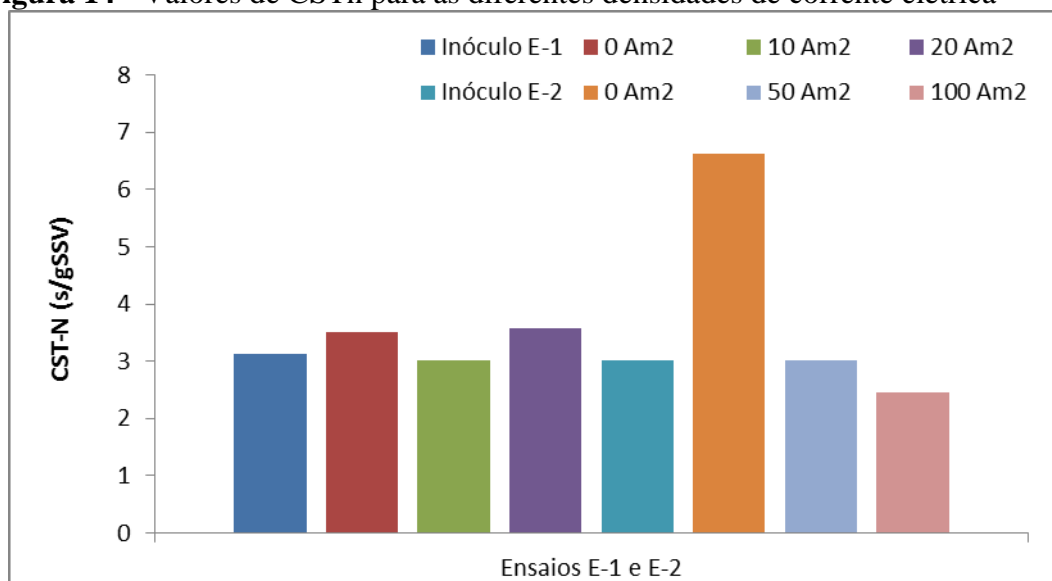
Schlegel (2017) obteve em tratamento de efluente têxtil valores de  $0,1 \text{ s mL}^{-1}$  e valores próximos a  $0 \text{ s mL}^{-1}$  para densidades de corrente de  $10$  e  $15 \text{ A m}^{-2}$ , respectivamente, valores estes, semelhantes aos obtidos no segundo ensaio, porém, com densidades superiores. A melhora na filtrabilidade do sobrenadante sugere que houve a remoção de substâncias solúveis, que podem intensificar o processo de colmatação da membrana, devido a aplicação de eletrocoagulação.

#### **4.2.2 Tempo de Sucção Capilar Normalizado (CSTn)**

O CSTn é um indicador de desidratabilidade do lodo, podendo ser relacionado a sua capacidade de filtração. Nesse caso, maiores valores de CSTn sugerem piores condições de filtrabilidade (SCHOLES; VERHEYEN; BROOK-CARTER, 2016).

Para os ensaios relativos ao ensaio E-1 ( $0$ ,  $10$  e  $20 \text{ A m}^{-2}$ ), os valores de CSTn não apresentaram alterações, variando entre  $3,1 \text{ sL mg}^{-1}$  a  $3,37 \pm 0,3 \text{ sL. mg}^{-1}$ . Battistelli (2018) observou valores de  $3,9 \pm 0,3 \text{ sL mg}^{-1}$  em EBRM tratando esgoto sanitário e aplicando densidade de corrente elétrica de  $10 \text{ A m}^{-2}$ .

Para os ensaios relativos ao ensaio E-2 ( $0$ ,  $50$  e  $100 \text{ A m}^{-2}$ ), o licor misto inoculante apresentou valor de CSTn de  $3,0 \text{ sL mg}^{-1}$ . Para a densidade de corrente máxima ( $100 \text{ A m}^{-2}$ ), o CSTn atingiu o valor de  $2,4 \text{ sL mg}^{-1}$ , sendo este o menor valor entre todos ensaios avaliados (Figura 14). Tal resultado indica que o valor máximo de densidade da corrente elétrica propiciou um licor misto de melhor desidratabilidade em termos de CSTn.

**Figura 14 - Valores de CSTn para as diferentes densidades de corrente elétrica**

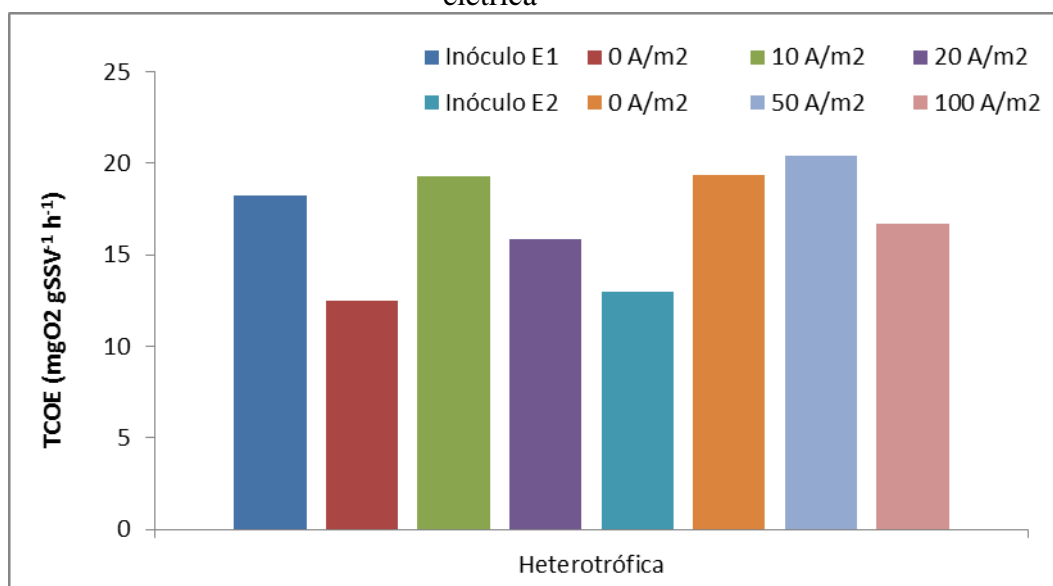
Fonte: Autora, 2019.

Battistelli (2018) em seu estudo para tratamento de efluente doméstico, comparou BRM e EBRM, obtendo valores médios de  $9,2 \pm 2,6$  sL mg<sup>-1</sup> sem a aplicação da corrente elétrica. Ressalta-se que os valores de CSTn do inóculo já representavam uma boa filtrabilidade por ser proveniente de um EBRM.

#### 4.2.3 Efeitos da aplicação da corrente elétrica na biomassa

Na figura 15 estão apresentados os valores de Taxa de Consumo de Oxigênio Específica Heterotrófica (TCOE<sub>HET</sub>) ao longo dos ensaios.

**Figura 15** – Valores de  $\text{TCOE}_{\text{HET}}$  ao longo dos ensaios em diferentes condições de corrente elétrica



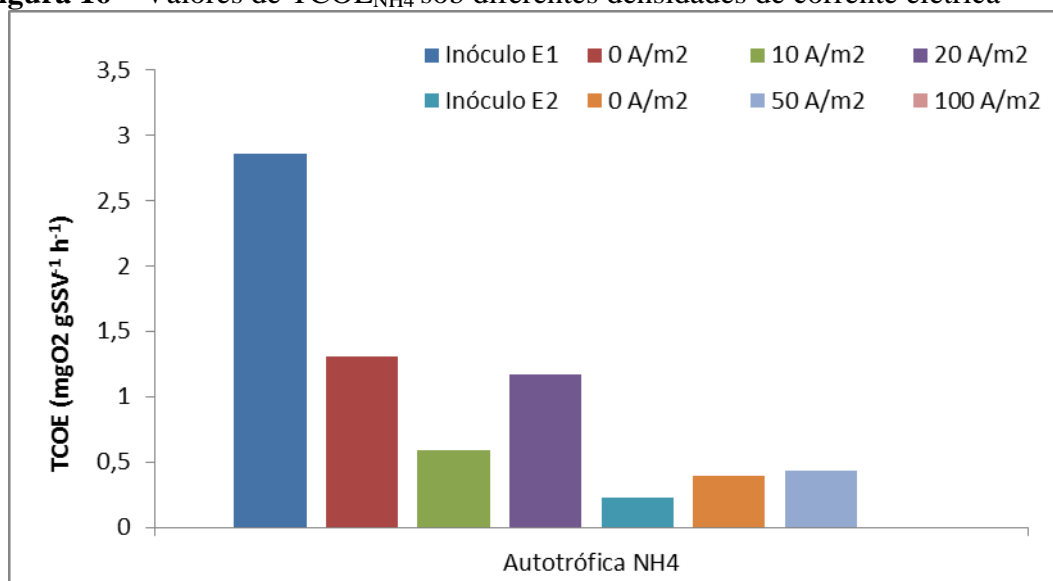
Fonte: Autora, 2019.

Não foi possível notar grandes variações na  $\text{TCOE}_{\text{HET}}$  após a aplicação dos processos eletroquímicos. Após a aplicação de densidade igual  $10 \text{ A m}^{-2}$  houve um acréscimo no valor, de 18,22 para 19,31  $\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Esse comportamento pode ser explicado pelo efeito da eletroestimulação, onde ocorre a melhoria da capacidade de transporte dos elétrons no interior dos microrganismos quando expostos a corrente elétrica de baixa tensão (ZEYOUNDI et al., 2015).

Na segunda sequência de ensaios ( $0, 50$  e  $100 \text{ A m}^{-2}$ ), tal comportamento foi observado para a densidade de  $50$  e  $100 \text{ A m}^{-2}$ , em que o valor aumentou de 13,01 para 20,39 e 16,72  $\text{mgO}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente. Portanto, pode-se utilizar uma ampla variação de densidades de corrente elétrica sem que haja interferência negativa na atividade biológica de bactérias heterotróficas. A intermitência também é um fator importante, considerando que durante as 24 horas de ensaio somente 4 horas e 48 minutos a eletrocoagulação permaneceu ligada.

A Figura 16 reporta acerca dos valores de Taxa de Consumo de Oxigênio Específica de Amônia ( $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ ) sob aplicação das diferentes densidades de corrente elétrica.



**Figura 16** – Valores de  $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$  sob diferentes densidades de corrente elétrica

Fonte: Autora, 2019.

Diferentemente da atividade heterotrófica, a atividade autotrófica da biomassa apresentou uma queda durante o ensaio E-1 em relação ao reator controle. Para as condições experimentais de 0, 10 e 20 A m<sup>-2</sup>, os valores da  $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ , foram de 2,9, 0,5 e 1,17 mgO<sub>2</sub> gSSV<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, respectivamente. Já para o ensaio E-2, os valores da  $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$ , foram de 0,23, 0,43 e 0,0 mgO<sub>2</sub> gSSV<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, respectivamente.

Observou-se que nas densidades de corrente elétrica de 10, 20 e 50 A m<sup>-2</sup> as variações não foram significativas e que os valores de  $\text{TCOE}_{\text{NH}_4}$  mantiveram-se próximos. Já na densidade de 100 A m<sup>-2</sup>, a atividade que era baixa, passou a ser nula, indicando que essa alta densidade de corrente, mesmo que de maneira intermitente, impactou negativamente a atividade dos microrganismos autotróficos.

## 5 CONCLUSÕES

Segundo os resultados obtidos pelo ensaio de bancada, conclui-se:

- A remoção de fósforo teve aumento com a densidade da corrente elétrica, devido à remoção via precipitação.
- As eficiências de remoção da cor foram: 31,7% na densidade de 10 A m<sup>-2</sup>, 43,5% em 20 A m<sup>-2</sup>, 36,4% em 50 A m<sup>-2</sup> e 53,3% em 100 A m<sup>-2</sup>. A remoção não foi proporcional a intensidade da corrente elétrica devido a características do inóculo de EBRM.
- O corante não apresentou remoções satisfatórias, uma vez que a remoção do azo corante ocorre através de uma reação de oxirredução e o ambiente aeróbio não favorece esse processo.
- O valor de MFI do licor misto e solúvel apresentou melhora nas densidades de corrente de 50 e 100 A m<sup>-2</sup>.
- O valor de CSTn teve melhora significativa na densidade de 100 A m<sup>-2</sup>.
- A atividade heterotrófica da biomassa foi beneficiada ao passo que a autotrófica, para a maioria dos ensaios, foi prejudicada com a aplicação da corrente elétrica.

De modo geral, o estudo colaborou para evidenciar a capacidade da aplicação de maiores variações de densidades de corrente elétrica em EBRM, considerando melhorias significativas em remoção de cor, fósforo e na filtrabilidade do lodo. Contudo, considera-se a necessidade de maiores investigações acerca do tema para aplicação no tratamento de efluentes têxteis.

Para trabalhos futuros, recomendam-se testes sem a aeração do meio, ou seja, sem oxigênio dissolvido, visando a melhora na remoção de contaminantes como a cor e o corante. Além disso, a repetição dos ensaios para verificação do real comportamento.



## REFERÊNCIAS

ABIT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. **Indústria têxtil e de confecção brasileira: Cenários, Desafios, Perspectivas e Demandas.** Brasília: ABIT, 2013. Disponível em: <www.abit.org.br>. Acesso em: 09 de Setembro de 2019.

AKAMATSU, K.; LU, W.; SUGAWARA, T.; NAKAO, S. I. Development of a novel fouling suppression system in membrane bioreactors using an intermittent electric field. **Water research**, v. 44, n. 3, p. 825-830, 2010.

Amaral, F. M., Kato, M. T., Florencio, L., Gavazza, S. Color, Organic Matter and Sulfate Removal from Textile Effluents by Anaerobic and Aerobic Processes. **Bioresource Technology**, v. 163, p. 364–369, 2014

A PALA,. Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives. **Water Research**, [s.l.], v. 36, n. 11, p.2920-2925, jun. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00529-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00529-2).

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21ed., Washington, 2005.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Development of a novel submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR): performance for fouling reduction. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 9, p. 3298-3304, 2010.

BANI-MELHEM, K.; ELEKTOROWICZ, M. Performance of the submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) with iron electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal of Membrane Science**, v. 379, n. 1–2, p. 434–439, 2011.

BATTISTELLI, André Aguiar. **Eletrobiorreator a membrana aplicado ao tratamento de efluentes sanitários objetivando a remoção de nutrientes e controle da colmatação.** 2018. 224 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2018.

BELLI, Tiago José. **Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatação das membranas e estratégias de otimização.** 2011. 275 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2011.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes do esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatção das membranas e estratégias de otimização.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.

BNDES – BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Panorama da cadeia produtiva têxtil e de confecções e a questão da inovação.** Brasília: BNDES, 2009. Disponível em <<http://www.bndes.gov.br/bibliotecadigital>>. Acesso em: 10 de setembro de 2019.

Brik, M., Schoeberl, P., Chamam, B., Braun, R., Fuchs, W., 2006. Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor. **Process Biochem.** 41, 1751–1757.

CECATO, Leonardo Dalri. **Avaliação da filtrabilidade e do potencial de incrustação do licor misto de um eletrobiorreator a membrana.** 2015. 74 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015

CHANG, I. S.; LE CLECH, P.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal of environmental engineering*, v. 128, n. 11, p. 1018-1029, 2002.

CHANG, S. Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: Filtration principles, operation, and membrane fouling. **Desalination**, v. 283, p. 31-39, 2011.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004.

CHEN, J. P.; YANG, C. Z.; ZHOU, J. H.; WANG, X. Y. Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2, p. 177-180, 2007.

ÇINAR, Özer et al. Effect of cycle time on biodegradation of azo dye in sequencing batch reactor. **Process Safety And Environmental Protection**, [s.l.], v. 86, n. 6, p.455-460, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2008.03.001>.

ÇINAR, Özer et al. The Effect of Oxygen on Anaerobic Color Removal of Azo Dye in a Sequencing Batch Reactor. **Clean - Soil, Air, Water**, [s.l.], v. 37, n. 8, p.657-662, ago. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.200900095>.

CISNEROS, R. L.; ESPINOZA, A. G.; LITTER, M. I. photo degradation of an azo dye of the textile industry. **Chemosphere**, v. 48, p. 393, 2002.

CORREIA, Venceslau M.; STEPHENSON, Tom; JUDD, Simon J.. Characterisation of textile wastewaters - a review. **Environmental Technology**, [s.l.], v. 15, n. 10, p.917-929, out. 1994. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593339409385500>.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília: 2011.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 18 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. Brasília: 2005.

CORREIA, V.M., STEPHENSON, T., Judd, S.J., 1994. **Characterisation of textile wastewaters - a review**. **Environ. Technol.** (United Kingdom) 15, 917–929. <https://doi.org/10.1080/09593339409385500>.

DAVIS, M. Water and Wastewater Engineering. 1296 p. Mc.Graw-Hill, 2010.

DEZOTTI, Márcia; SANT'ANNA JUNIOR, Geraldo Lippel; BASSIN, João Paulo. **Processos Biológicos Avançados**: Para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors Characterisation, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science**, v. 363, n. 1–2, p. 1–28, 2010.

ELEKTOROWICZ, M.; ARIAN, Z.; IBEID, S. Submerged membrane electro-bioreactor for water recovery. **Monographs of the Environmental Engineering Committee**, v. 119, p. 93-98, 2014.

ELNAKER, N. A.; YOUSEF, A. F.; HASAN, S. W. Effect of hydraulic retention time on microbial community structure in wastewater treatment electro-bioreactors. **Microbiology Open**, 2018.

ENSANO, B.; BOREA, L.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V.; DE LUNA, M. D.; BALLESTEROS JR, F. C. Combination of electrochemical processes with membrane bioreactors for wastewater treatment and fouling control: a review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, n. 57, 2016.

ESSAWY, A.A.; EI-HAG Ali, A.; ABDEL-MOTTALEB, M.S.A.; Application of novel copolymer-TiO<sub>2</sub> membranes for some textile dyes adsorptive removal from aqueous solution and photocatalytic decolorization, **Journal of Hazardous Materials**, 157, 547, 2008.

Ferraz, A. D. N., Kato, M. T., Florencio, L., Gavazza, S. Textile Effluent Treatment in a UASB Reactor Followed by Submerged Aerated Biofiltration. **Water Science and Technology**, v. 64, p. 1581-1589, 2011.

FIELD, R. W.; WU, D.; HOWELL, J. A.; GUPTA, B. B. **Critical Flux Concept for Microfiltration Fouling**. *Journal of Membrane Science*, v. 100, n. 3, p. 259-272, 1995.

FREITAS, Kátya Regina de. **Caracterização e reuso de efluentes do processo de beneficiamento da indústria têxtil**. 2002. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

GENG, J.; DAI, Y.; QIAN H. F.; WANG, N.; HUANG, W. 2-Amino-4-chloro5-formylthiophene-3-carbonitrile derived azo dyes. **Dyes and Pigments**, v. 117, p. 133-140, 2015.

GIWA, A.; AHMED, I.; HASAN, S. W. Enhanced sludge properties and distribution study of sludge components in electrically-enhanced membrane bioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 78–85, 2015.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. Corantes têxteis. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p. 71-77, 2000.

HAI, F. I.; YAMAMOTO, K.; LEE, C. H. **Membrane biological reactors**. Iwa Publishing, 2014.

HASAN, S. W.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Startup period investigation of pilot-scale submerged membrane electrobioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 97, p. 71–77, 2014.

HASAN, S.W.; ELEKTOROWICZ, M; OLESZKIEWICZ, J. A. Correlations between trans-membrane pressure (TMP) and sludge properties in submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) and conventional membrane bioreactor (MBR). **Bioresource technology**, v. 120, p. 199-205, 2012.

HASSEMER, Maria Eliza Nagel. **Oxidação fotoquímica - uv/h<sub>2</sub>o<sub>2</sub> - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 175 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

HEMA, M.; ARIVOLI, S.; Comparative study on the adsorption kinetics and thermodynamics of dyes onto acid activated low cost carbon, **International Journal of Physical Sciences**, 2, 10, 2007.

HUANG, Z.; ONG, S.L.; NG, H.Y. **Submerged anaerobic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling**. *Water Res.* 45 (2011), 705-713.

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Modification of activated sludge properties caused by application of continuous and intermittent current. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 903- 910, 2013.

JAGANNADH, S. Nadh; MURALIDHARA, H. S. Electrokinetics methods to control membrane fouling. **Industrial & engineering chemistry research**, v. 35, n. 4, p. 1133-1140, 1996.

JUDD, S. J. (2016). The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 305, p. 37-45.

JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment**. 2<sup>a</sup> ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK, 2011.

JUSTINO, Naiara Mottim. **Processo Foto-Fenton Solar Mediado Por Ferrioxalato (Feox/H<sub>2</sub>o<sub>2</sub>/Uv) Aplicado Ao Tratamento De Efluente Têxtil**. 2016. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

KARCI, A. Degradation of chlorophenols and alkylphenoethoxylates, two representative textile chemicals, in water by advanced oxidation processes: The state of the art on transformation products and toxicity. **Chemosphere**, v. 99, p. 1-18, 2014.



KIM, H. G.; JANG, H. N.; KIM, H. M.; LEE, D. S.; CHUNG, T. H. Effect of an electro phosphorous removal process on phosphorous removal and membrane permeability in a pilot-scale MBR. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 629-633, 2010.

KIM, J.; DENG, Q.; BENJAMIN, M. M. Simultaneous removal of phosphorus and foulants in a hybrid coagulation/membrane filtration system. **Water research**, v. 42, n. 8, p. 2017-2024, 2008.

KOOTENAEI, G. F.; AMINIRAD, H. Membrane biological reactors (MBR) and their applications for water reuse. **International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research**, v. 2, n. 7, p. 2208-2216, 2014.

KOUBA, J. F.; PING, Z. (1994). Color Removal for Textiles dyeing Wastewater. **Fluid/Particle Separation Journal**. Vol. 7, n° 3: 87-90.

KUOKKANEN, Ville et al. Recent Applications of Electrocoagulation in Treatment of Water and Wastewater - A Review. **Green And Sustainable Chemistry**, [s.l.], v. 03, n. 02, p.89-121, 2013. Scientific Research Publishing, Inc., <http://dx.doi.org/10.4236/gsc.2013.32013>.

LAERA, G., POLLICE, A., SATURNO, D., GIORDANO, C., & SANDULLI, R. Influence of sludge retention time on biomass characteristics and cleaning requirements in a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Desalination**, v. 236, n. 1, p. 104-110, 2009.

LEDAKOWICZ, S.; SOLECKA, M.; ZYLLA, R. Biodegradation, decolourization and detoxification of textile wastewater enhanced by advanced oxidation processes. **Journal of Biotechnology**, v. 89, p. 175-184, 2001.

LE-CLECH, P.; CHEN, V. e FANE, A.G.T. **Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment**. *Journal of Membrane Science*, v. 284, p. 17-53, 2006.

LE-CLECH, P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 88, n. 6, p. 1253-1260, 2010.

LESJEAN, B. et al. Enhanced biological phosphorus removal process implemented in membrane bioreactors to improve phosphorous recovery and recycling. *Water Science and Technology* 48 (2003), 87-94.

LIN, H.; ZHANG, M.; WANG, F.; MENG, F.; LIAO, B. Q.; HONG, H.; GAO, W. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. **Journal of Membrane Science**, v. 460, p. 110-125, 2014.

LIU, J.; LIU, L.; GAO, B.; YANG, F. Cathode membrane fouling reduction and sludge property in membrane bioreactor integrating electrocoagulation and electrostatic repulsion. **Separation and Purification Technology**, v. 100, p. 44-50, 2012.

LIU, L.; LIU, J.; BO, G.; YANG, F.; CRITTENDEN, J.; CHEN, Y. Conductive and hydrophilic polypyrrole modified membrane cathodes and fouling reduction in MBR. **Journal of Membrane Science**, v. 429, p. 252-258, 2013.

LOURENÇO, N.D., NOVAIS, J.M., PINHEIRO, H.M., 2001. **Reactive textile dye colour removal in a sequencing batch reactor**. *Water Sci. Technol.* 42 (5–6), 321–328.

MANNINA, G.; COSENZA, A. The fouling phenomenon in membrane bioreactors: assessment of different strategies for energy saving. **Journal of Membrane Science**, v. 444, p. 332-344, 2013.

MASSÉ, A.; SPERANDIO, M.; CABASSUD, C. **Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time**. *Water Research* 40 (2006) 2405 – 2415.

MENG, F; SHI, B; YANG, F; ZHANG, H. **Effect of hydraulic retention time on membrane fouling and biomass characteristics in submerged membrane bioreactors**. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 30 (2007) 359-367.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering - Treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill (2003).

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering - Treatment and reuse**. 5<sup>a</sup> ed. Boston: McGraw-Hill, 2014.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: Amgh Editora Ltda., 2016.

MISHIMA, I.; NAKAJIMA, J. Control of membrane fouling in membrane bioreactor process by coagulant addition. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 7, p. 1255-1262, 2009.

MOLLAH, M. Y.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, M. Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.

MORENO-CASILLAS, H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, J. A.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J. R.; PETERSON, E. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

NG, H. Y.; TAN, T. W.; ONG, S. L. Membrane fouling of submerged membrane bioreactors: impact of mean cell residence time and the contributing factors. **Environmental science & technology**, v. 40, n. 8, p. 2706-2713, 2006.

OCHOA, J. C.; COLPRIM, J.; PALACIOS, B.; PAUL, E.; CHATELLIER, P. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p. 397 LP-404, 2002. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/content/46/1-2/397.abstract>>.

OEHMEN, A.; LEMOS, P. C.; CARVALHO, G.; YUAN, Z.; KELLER, J., BLACKALL, L. L.; REIS, M. A. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water research**, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, 2007.

PARK, H.; CHANG, I.; LEE, K. **Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment**, Taylor & Francis Group, 2015.

PEARCE, C. The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. **Dyes And Pigments**, [s.l.], v. 58, n. 3, p.179-196, set. 2003. Elsevier B.V.. DOI: 10.1016/s0143-7208(03)00064-0. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143720803000640?via%3Dihub>> . Acesso em: 30 Out. 2019.

PROVENZI, G. **Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle de colmatação**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC, 2005. 154 p.

RADJENOVIC, J; MATOSIC, M; MIJATOVIC, I; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. **Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology.** *Environmental Chemistry*, Vol. 5, (2008): 37–101.

RAVADELLI, M. **Tratamento de efluente têxtil em biorreator a membrana precedido de tanque anóxico.** 2018, 74f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Ibirama, 2018.

ROSENBERGER, S.; EVENBLIJ, H.; TE POELE, S.; WINTGENS, T.; LAABS, C. The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes—six case studies of different European research groups. **Journal of Membrane Science**, v. 263, n. 1, 113-126, 2005.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 4, p. 2397-2413, 2014.

SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. **Desalination**, v. 273, n. 1, p. 148–154, 2011.

SHALABY, A.; NASSEF, E.; MUBARK, A.; HUSSEIN, M. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium electrodes. **American Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 5, n.1, p. 90-98, 2014.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reúso.** 1ª ed. São Paulo: ABES, 2001.

SCHOEBERL, P., Brik, M., Bertoni, M., Braun, R., Fuchs, W., 2005. Optimization of operational parameters for a submerged membrane bioreactor treating dyehouse wastewater. **Sep. Purif. Technol.** 44, 61–68.

SESHADRI, Sanjay; BISHOP, Paul L.; AGHA, Amjad Mourad. Anaerobic/aerobic treatment of selected azo dyes in wastewater. **Waste Management**, [s.l.], v. 14, n. 2, p.127-137, jan. 1994. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0956-053x\(94\)90005-1](http://dx.doi.org/10.1016/0956-053x(94)90005-1).

SHAW, C.b; CARLIELL, C.m; WHEATLEY, A.d. Anaerobic/aerobic treatment of coloured textile effluents using sequencing batch reactors. **Water Research**, [s.l.], v. 36, n. 8, p.1993-2001, abr. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00392-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00392-x).

SCHIPPERS, J. C.; VERDOUW, J. The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, v. 32, p. 137-148, 1980.

SCHLEGEL, A. E. **Eletrobiorreator a membrana aplicado ao tratamento de efluente da indústria têxtil**. 2017, 83f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Ibirama, 2017.

SONG, K.G.; KIM, Y.; AHN, K.H. Effect of coagulant addition on membrane fouling and nutrient removal in a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, v. 221, n. 1, p. 467-474, 2008.

SPAGNI, Alessandro et al. Treatment of a simulated textile wastewater containing the azo-dye reactive orange 16 in an anaerobic-biofilm anoxic-aerobic membrane bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v. 64, n. 7, p.676-681, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.08.004>.

VASQUES, A. R.; **Caracterização e Aplicação de Adsorvente para Remoção de Corantes de Efluentes Têxteis em Batelada e Colunas de Leito Fixo**. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Florianópolis – SC. Dissertação (mestrado), 2008.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: VON SPERLING, M (Org.). **Princípios do tratamento biológico de águas karciresiduais**, v. 1. 3. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. 456p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas Residuais**, v.1. 4.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2011.p.317

WANG, H.; ZHANG, L., LI, Y.; HU, C. Influence of Filtration Aids on Continuous Filtration in Membrane Bioreactors. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 53, n. 17, p. 7202-7208, 2014.

WEI, V.; OLESZKIEWICZ, J. A.; ELEKTOROWICZ, M. Nutrient removal in an electrically enhanced membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 12, p. 3159–3163, 2009.

WEI, V.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Influence of electric current on bacterial viability in wastewater treatment. **Water research**, v. 45, n. 16, p. 5058-5062, 2011.

WEI, V.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Electrically enhanced MBR system for total nutrient removal in remote northern applications. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 4, p. 737-742, 2012.

XIA, L.; LAW, A. W. K.; FANE, A. G. Hydrodynamic effects of air sparging on hollow fiber membranes in a bubble column reactor. **Water research**, v. 47, n. 11, p. 3762-3772, 2013.

YAN, Z.S., WANG, S.H., KANG, X.K., MA, Y., 2012. Enhanced removal of organics and phosphorus in a hybrid coagulation/membrane bioreactor (HCMBR) for real textile dyeing wastewater treatment. **Desalination Water Treat.** 47 (1–3), 249–257.

YIGIT, N.O. et al. Treatment of a denim producing textile industry wastewater using pilot-scale membrane bioreactor. **Desalination**, [s.l.], v. 240, n. 1-3, p.143-150, mai. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.071>.

YUN, M.A., YEON, K.M., PARK, J.S., LEE, C.H., CHUN, J., LIM, D.J., 2006. Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment. **Water Res.** 40, 45–52.

YURTSEVER, Adem; CALIMLIOGLU, Beste; SAHINKAYA, Erkan. Impact of SRT on the efficiency and microbial community of sequential anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of textile industry wastewater. **Chemical Engineering Journal**, p.378-387, nov. 2016.

ZANONI, M.V.; CARNEIRO, P.A.; O descarte dos corantes têxteis. **Ciência Hoje**, 29, 61, 2001.

ZEE, FRANK P. van Der; VILLAVERDE, Santiago. Combined anaerobic–aerobic treatment of azo dyes—A short review of bioreactor studies. **Water Research**, [s.l.], v. 39, n. 8, p.1425-1440, abr. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.007>.

ZEYOUDI, M.; ALTENAIJI, E.; OZER, L. Y.; AHMED, I.; YOUSEF, A. F; AND HASAN, S. W. Impact of continuous and intermittent supply of electric field on the function and microbial community of wastewater treatment electro-bioreactors. **Electrochimica Acta**, v. 181, p. 271-279, 2015.

ZUTHI, M. F. R.; et al. A Mini Review of Biological Phosphorus Removal and its Mathematical Modelling for Activated Sludge and Membrane Bioreactor Processes in Wastewater Treatment. **Water Research** (2012).