

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CURSO DE ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS E BIOTECNOLOGIA  
CAMPUS DOIS VIZINHOS

GABRIELI CAROLINA ROSSONI

**DEGRADAÇÃO DE CORANTE TÊXTIL UTILIZANDO BIOAUMENTAÇÃO  
PARA ESTABELECIMENTO DE BIOFILME BACTERIANO EM BUCHA  
VEGETAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

DOIS VIZINHOS

2020

GABRIELI CAROLINA ROSSONI

**DEGRADAÇÃO DE CORANTE TÊXTIL UTILIZANDO BIOAUMENTAÇÃO  
PARA ESTABELECIMENTO DE BIOFILME BACTERIANO EM BUCHA  
VEGETAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira de Bioprocessos e Biotecnologia.

Orientadora: Profa. Dra. Naiana Gabiatti.

Coorientadora: Profa. Dra. Marina Celant De Prá.

DOIS VIZINHOS

2020

**GABRIELI CAROLINA ROSSONI**

**DEGRADAÇÃO DE CORANTE TÊXTIL UTILIZANDO BIOAUMENTAÇÃO PARA  
ESTABELECIMENTO DE BIOFILME BACTERIANO EM BUCHA VEGETAL**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado ao  
Curso de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia  
da Universidade Tecnológica Federal do Paraná,  
Câmpus Dois Vizinhos, como requisito para obtenção  
do título de Engenheiro de Bioprocessos e  
Biotecnologia

Data de aprovação: 20 de outubro de 2020

---

Naiana Cristine Gabiatti

Doutorado

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos

---

Andreia Anschau

Doutorado

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos

---

Camila Michels

Doutorado

Universidade Federal de Santa Catarina

**DOIS VIZINHOS**

**2020**

*“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”*

*(Arthur Schopenhauer)*

## RESUMO

ROSSONI, G. C. Degradação de corante têxtil utilizando bioaugmentação para estabelecimento de biofilme bacteriano em bucha vegetal. 2019. 41 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia – Bacharelado), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2020.

A indústria têxtil é um dos setores que mais contribui para a poluição do meio ambiente, em razão da grande quantidade de água utilizada durante seu processo produtivo, bem como o emprego de corantes nocivos. O uso de sistemas biológicos de tratamento é uma das opções mais eficazes para remoção desse tipo de xenobiótico, sendo o processo de bioaugmentação uma alternativa eficiente. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a remoção de cor, matéria orgânica e toxicidade de um efluente sintético contendo corante índigo azul a partir do processo de bioaugmentação em um reator do tipo MBBR (do inglês, *Moving Bed Biofilm Reactor*), além de avaliar o melhor tempo de operação do reator para a melhor remoção, utilizando como suporte alternativo de baixo custo a esponja vegetal. Para isso, foi construído um biorreator de bancada, com volume total de aproximadamente 3 L, e testadas concentrações iniciais de corante de 100, 200, 400 e 800 mg L<sup>-1</sup> utilizando uma razão de preenchimento do suporte de 50% dispostos em cubos de 3 cm<sup>3</sup>. Foram analisados parâmetros de DQO (Demanda Química de Oxigênio), cor e toxicidade para *L. sativa* e *A. salina* ao longo do tratamento. Os tratamentos mostraram-se eficientes para redução de DQO, cor e toxicidade, sendo que, em geral, os melhores resultados foram obtidos para o tratamento utilizando a concentração de corante a 800 mg L<sup>-1</sup> com um tempo de reação de 36 h, atingindo cerca de 95% de eficiência para redução de DQO. Ainda, os resultados de DQO para todos os tratamentos apresentaram valores dentro da legislação vigente no Paraná para este parâmetro. O corante índigo azul, em forma bruta, apresentou toxicidade sobre os organismos-teste utilizados, sendo que, após os tratamentos realizados obteve-se redução de até 88% da mortalidade de *A. salina* para a concentração de 800 mg L<sup>-1</sup> de corante.

**Palavras-chave:** Efluente têxtil. Biodegradação. Suporte vegetal. MBBR.

## ABSTRACT

ROSSONI, G. C. Degradation of textile dye using bioaugmentation to establish bacterial biofilm in vegetable loofah. 2019. 41 p. Final Term Paper, (Bachelor of Bioprocess Engineering and Biotechnology) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2020.

The textile industry is one of the sectors that most contributes to the environment degradation, due to the large amount of water used during its production process, as well as the use of harmful dyes. The use of biological treatment systems is one of the most effective options for removing this type of xenobiotic, with the bioaugmentation process being an efficient alternative. In this context, the aim of this work was to evaluate the removal of color, organic matter and toxicity from a synthetic effluent containing indigo blue dye applying a bioaugmentation process in a MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), in addition to evaluate the best reactor operational time, considering the higher removal efficiency, using a low cost vegetable sponge as an alternative support. For that, a bench bioreactor was built, with a total volume of approximately 3 L, and dye concentrations inputs of 100, 200, 400 and 800 mg L<sup>-1</sup> were tested using a 50% support fill ratio arranged in cubes of 3 cm<sup>3</sup>. COD, color and toxicity parameters were found for *L. sativa* and *A. salina* throughout the treatment. The treatments were efficient to reduce COD (Chemical Demand for Oxygen), color and toxicity, and, in general, the best results were obtained for the treatment using the concentration of dye at 800 mg L<sup>-1</sup> with a reaction time of 36 h, reaching about 95% efficiency for reducing COD. Also, the COD final values for all tests are in accordance with the current legislation in Paraná for this parameter. The raw indigo blue dye showed toxicity on the test organisms used, nevertheless, after the treatments, a reduction of up to 88% in the mortality of *A. salina* for the dye initial concentration of 800 mg L<sup>-1</sup> was obtained.

**Keywords:** Textile effluent; Biodegradation; Plant support; MBBR.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fórmula estrutural do corante índigo.....	18
<b>Figura 2</b> – Etapas de desenvolvimento de biofilme bacteriano .....	24
<b>Figura 3</b> - O princípio do MBBR e a forma do suporte de biofilme .....	25
<b>Figura 4</b> – Cubos de bucha vegetal utilizados como suporte .....	32
<b>Figura 5</b> – Demonstração do sistema experimental.....	33
<b>Figura 6</b> - Fluxograma de operação do reator desde aclimatação até descarte .....	34
<b>Figura 7</b> – Curva Padrão para DQO.....	36
<b>Figura 8</b> - Espectro de absorção do corante azul índigo .....	37
<b>Figura 9</b> - Curva padrão para o corante azul índigo .....	37
<b>Figura 10</b> - Sistema para eclosão dos ovos de <i>Artemia salina</i> .....	40
<b>Figura 11</b> - Sistema Operacional, onde: 1: Reator MBBR; 2: Compressor de ar; 3: Válvula utilizada para a retirada de amostras; 4: Suporte construído para a segurança do reator; 5: Abertura na parte superior do reator para a possível retirada de amostras com volumes maiores .....	42
<b>Figura 12</b> - Antes e após a contaminação das buchas.....	43
<b>Figura 13</b> - Formação de biofilme e degradação da bucha vegetal .....	44
<b>Figura 14</b> - Coloração roseada apresentada pelas buchas .....	44
<b>Figura 15</b> - Biofilme levemente visível.....	45
<b>Figura 16</b> - Biofilme formado.....	45
<b>Figura 17</b> - Aparência das buchas ao longo do processo de tratamento .....	46
<b>Figura 18</b> - Redução da DQO em função do tempo na concentração 100 mg L <sup>-1</sup> .....	47
<b>Figura 19</b> - Redução da DQO em função do tempo na concentração 200 mg L <sup>-1</sup> .....	48
<b>Figura 20</b> - Redução da DQO em função do tempo na concentração 400mg L <sup>-1</sup> .....	48
<b>Figura 21</b> - Redução da DQO em função do tempo na concentração de 800 mg L <sup>-1</sup> ....	49
<b>Figura 22</b> – Redução de cor para a concentração de 800 mg L <sup>-1</sup> do corante azul índigo .....	51
<b>Figura 23</b> – Redução de cor para o tratamento de 800 mg L <sup>-1</sup> de corante azul índigo ..	51
Figura 24 – Descoloração da solução de corante com concentração inicial de 200 mg L <sup>-1</sup> .....	53
<b>Figura 25</b> – Náuplios de <i>Artemia salina</i> .....	53
<b>Figura 26</b> – Mortalidade de <i>A. salina</i> na concentração de 100 mg L <sup>-1</sup> .....	54
<b>Figura 27</b> - Mortalidade de <i>A. salina</i> na concentração de 800 mg L <sup>-1</sup> .....	55

<b>Figura 28</b> – Broto de <i>Lactuca Sativa</i> após incubação de 120 h .....	57
<b>Figura 29</b> – Índice de Germinação da <i>Lactuca sativa</i> à 100 mg L <sup>-1</sup> .....	58
<b>Figura 30</b> – Inibição do Crescimento do Hipocótilo à 100 mg L <sup>-1</sup> .....	59
<b>Figura 31</b> – Inibição do Crescimento da Radícula à 100 mg L <sup>-1</sup> .....	60
<b>Figura 32</b> – Índice de Germinação da <i>Lactuca sativa</i> à 800 mg L <sup>-1</sup> .....	60
<b>Figura 33</b> - Inibição do Crescimento do Hipocótilo à 800 mg L <sup>-1</sup> .....	61
<b>Figura 34</b> - Inibição do Crescimento da Radícula à 800 mg L <sup>-1</sup> .....	61
<b>Figura 35</b> – Sementes de <i>L. sativa</i> após contato com efluente bruto (A) e tratado (B) .	62



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição da solução nutritiva componente do efluente sintético para alimentação do biorreator. (Adaptado de <i>Araújo et al</i> , 2017).....	31
Tabela 2: Descrição do processo de estabilização do biofilme microbiano.....	32
Tabela 3– Eficiências de remoção da DQO .....	49
Tabela 4– Eficiências de remoção de cor.....	50
Tabela 5– Concentração Letal Média (CL <sub>50</sub> ) para <i>A. salina</i> .....	55

## LISTA DE SIGLAS

MBBR – do inglês, *Moving Bed Biofilm Reactor*

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ABIT – Associação Brasileira da Indústria Têxtil

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

ETE's – Estações de Tratamento de Efluentes

LAPRO – Laboratório de Processos

LABEN – Laboratório de Engenharia

PVC – Policloreto de Vinil

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico

ICrH – Inibição do Crescimento do Hipocótilo

ICrR – Inibição do Crescimento da Radícula

GR – Germinação

SGA – Sementes Germinadas na Amostra

SGC – Sementes Germinadas no Controle

CL<sub>50</sub> – Concentração Letal Média para 50% dos indivíduos

CEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
1.1. INDÚSTRIA TÊXTIL .....	15
1.2. EFLUENTE TÊXTIL .....	16
1.2.1. Corantes.....	17
1.3. TRATAMENTO DE EFLUENTES TÊXTEIS.....	19
1.4. REATORES DE BIOFILME .....	22
1.4.1. Biofilme – Formação e características .....	23
1.4.2. Reator de biofilme de leito móvel (MBBR) .....	24
1.4.3. Material suporte.....	26
1.4.3.1. Bucha vegetal .....	27
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>29</b>
2.1. OBJETIVO GERAL.....	29
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	29
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>30</b>
3.1. INÓCULO.....	30
3.2. MEIO SINTÉTICO.....	30
3.3. MONTAGEM E OPERAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	31
3.3.1. Preparação das amostras para MEV.....	34
3.4. MONITORAMENTO ANALÍTICO .....	35
3.4.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	35
3.4.2. pH .....	36
3.4.3. Determinação da cor .....	37
3.5. ENSAIOS DE TOXICIDADE .....	38
3.5.1. Bioensaios com <i>Lactuca Sativa</i> .....	38
3.5.2. Bioensaios com <i>Artemia Salina</i> .....	40
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>42</b>
4.1. SISTEMA OPERACIONAL E ACLIMATAÇÃO .....	42
4.2. REDUÇÃO DA DQO.....	47
4.3. REDUÇÃO DA COR.....	50
4.4. TOXICIDADE .....	53
4.4.1. <i>Artemia Salina</i> .....	53
4.4.2. <i>Lactuca Sativa</i> .....	56

<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>64</b>
<b>6. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento industrial no Brasil surgiu com intenção de desenvolver a economia no país. No entanto, a expansão do setor secundário sem as devidas medidas preventivas e mitigatórias trouxe consequências, como a geração de grandes quantidades de resíduos industriais de diferentes composições (PIZATO *et al.*, 2017).

Segundo Fernandes (2016) um dos setores industriais que mais geram poluentes é a indústria têxtil. O Brasil ocupa a quarta colocação quando se trata de produção mundial de artigos de vestuário, ocupando ainda a quinta posição em manufaturas têxteis, que empregam diretamente em torno de 1,5 milhões de brasileiros e correspondem a pouco mais de 33 mil empresas em território. O mercado têxtil reflete em torno de 16,7% dos empregos gerados e 5,8% da faturação da indústria de transformação nacional. Nesse cenário, o Paraná encontra-se como quarto maior gerador de empregos neste setor, representando 8,3% do total, perdendo apenas para São Paulo, Santa Catarina e Minas Gerais (CNI, 2017)

Os procedimentos empregados durante a produção têxtil, como o tingimento, ocupam grandes volumes de água, gerando efluentes com alta concentração de corantes e carga orgânica, o que resulta em um resíduo de elevado potencial poluidor (YANG *et al.*, 2015). Comparativamente, os corantes apresentam capacidade de poluição maior em relação a outros compostos químicos utilizados durante o processo (ARSLAN-ALATON; GURSOY; SCHMIDT, 2008). Segundo Lalnunhlimi e Krishnaswamy (2016), isso acontece porque a presença destes compostos coloridos dificulta a passagem de luz em camadas mais internas, dificultando a fotossíntese do meio e ocasionando danos à qualidade da água.

Como, em sua maioria, não fazem parte do conjunto de moléculas naturais, os corantes integram um grupo de moléculas orgânicas sintéticas. Estes compostos, ou seus produtos de degradação, podem ser nocivos e/ou mutagênicos aos organismos vivos e ao meio ambiente, sendo capazes de promover a alteração do funcionamento da comunidade biológica. Em razão disso, existe um grande esforço em promover o desenvolvimento de novas tecnologias/biotecnologias para o tratamento de resíduos que contenham compostos considerados xenobióticos (GAYLARDE; BELLINASSO; MANFIO, 2005).

Os procedimentos convencionais empregados para o tratamento desse tipo de efluente envolvem processos físico-químicos e biológicos, como o sistema de lodos ativados, que pode apresentar uma boa eficiência na redução de carga orgânica. No entanto, não são tão eficientes para remoção de corantes, além de gerar uma quantidade excessiva de lodo, necessitando ainda de grandes áreas para a implantação do sistema (SALES, 1999).

O processo de biodegradação pode ser acelerado pela utilização de técnicas específicas como a bioaugmentação, na qual são adicionados microrganismos capazes de degradar rapidamente os contaminantes específicos. Inicialmente mais aplicado para biorremediação de solos, o bioaumento tem se destacado no tratamento de efluentes com o surgimento de misturas comerciais de microrganismos, os quais levam à aceleração e aumento da eficiência do processo de tratamento (NZILA; RAZZAK; ZHU, 2016).

O MBBR (do inglês, *Moving Bed Biofilm Reactor*) trata-se de um Biorreator de leito móvel com biofilme, que apresenta propriedades aperfeiçoadas do processo de lodos ativados, isso porque não necessita do reciclo de lodo, além de apresentar facilidade de operação e fazer uso de todo o reator para crescimento da biomassa (RUSTEN *et al.*, 2006). A maioria dos processos utilizando reatores com biofilmes imobilizados fazem uso de suportes porosos insolúveis, como espuma de poliuretano, poliestireno expandido, alginato de cálcio, entre outros. No entanto, o uso desses materiais em larga escala torna-se custoso (PEKDEMIR *et al.*, 2003).

Nesse contexto, um material que pode vir a ser utilizado como suporte alternativo é a bucha vegetal (*Luffa cylindrica*). Estudos anteriores (Liu *et al.*, 1998) demonstraram que este material possui propriedades como elevada porosidade, biodegradabilidade, propriedades físicas estáveis e baixo custo.

Se não tratados os resíduos industriais têxteis pode gerar grandes impactos de cunho ambiental, uma vez que os compostos presentes nestes podem levar ao esgotamento do oxigênio dissolvido se lançados em ambientes aquáticos, promovendo o desequilíbrio do ecossistema e a deterioração da qualidade da água, resultando em efeitos tóxicos para a fauna e flora aquática (LALNUNHLIMI; KRISHNASWAMY, 2016). Por isso, torna-se necessário o aumento da pesquisa e desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento de efluentes provenientes da indústria (PIZATO *et al.*, 2013).

Nesse cenário, este trabalho visa contribuir para o estudo de uma tecnologia eficiente para a biodegradação de corante presente em efluentes provenientes da indústria

têxtil, utilizando um suporte alternativo de baixo custo para o crescimento dos microrganismos que contribuirão para formação do biofilme.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1.1. INDÚSTRIA TÊXTIL

Muito além de artigos de vestuário, os produtos derivados do setor têxtil são fundamentais a toda sociedade, não apenas em uma dimensão social, mas também cultural, econômica e política. Seus produtos estão presentes nos mais variados setores da indústria, como no revestimento de móveis, na área hospitalar, militar, entre outras (FUJITA; JORENTE, 2015). Tratando-se de um dos setores mais tradicionais e complexos, a indústria têxtil, ou parte dela, está presente não somente em países desenvolvidos, mas também, naqueles com desenvolvimento econômico inferior (CNI, 2017).

É possível perceber a grande importância econômica e social deste setor para o Brasil quando se analisa os dados do ano de 2017 da ABIT (Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção), em que o Brasil é considerado o quinto maior parque industrial têxtil e ocupa a quarta posição no cenário mundial quando trata-se de confecção. Além disso, o setor conta com mais de 33 mil empresas em território nacional, sendo que apenas 0,3% deste total é composto por empresas de grande porte, sendo o restante pertencente a micro, pequenas e médias empresas (CNI, 2017).

Produtos têxteis são oriundos do mercado de fibras, sendo que estas podem ter origem natural ou química, podendo esta última ainda ser de origem sintética, quando utilizados polímeros provenientes de produtos petroquímicos de primeira geração, ou artificial, quando obtidas a partir de um polímero natural, como a celulose (CNI, 2017).

A cadeia de produção têxtil é caracterizada por diversas etapas, desde a escolha da matéria prima, que é o ponto de partida do processo, até a industrialização e saída do produto (FERREIRA *et al.*, 2009). Dependendo do artigo final desejado, o sistema de produção têxtil pode variar de indústria para indústria, apesar disso, é possível descrever esse processo em cinco etapas fundamentais, que consistem nas fases de beneficiamento, na qual é feita a elaboração das fibras, seguido da etapa de fiação (produção do fio), tecelagem e malharia, que constituem a formação do tecido, acabamento (tingimento e estamparia) e, por fim, a confecção, que consiste na produção de artigos de vestuário (HASSEMER, 2006).



## 1.2. EFLUENTE TÊXTIL

O setor têxtil necessita de grandes volumes de água na maioria das etapas de seu processo produtivo. Em consequência, promove a descarga de considerável volume de águas residuais, as quais ainda contêm alta carga orgânica e compostos como corantes, contribuindo para a geração de um efluente com alto potencial poluidor (YANG et al., 2015).

Além disso, os efluentes gerados por essa indústria possuem uma grande variação de cargas, pois o processo industrial é variado e, envolve a utilização de compostos como tensoativos e espessantes, além de corantes e produtos químicos diversos (SALES, 1999). Ainda, segundo Nieto (1993), a carga poluidora destes efluentes é basicamente de natureza orgânica, sendo que, Sanin (1997) cita que estudos feitos na Alemanha entre alguns efluentes têxteis apresentaram uma DQO média de 1700 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, valor três vezes superior ao encontrado em águas residuárias comuns.

Vajnhandl e Valh (2014) citam que, apenas na etapa de tingimento, são utilizados cerca de 100 L de água para cada kg de tecido processado. Segundo Baban *et al.*, (2010), essa relação pode variar dependendo das técnicas e mecanismos empregados durante as etapas de produção.

A etapa de tingimento é responsável pela utilização de corantes, os quais têm a função de adulterar a cor original do substrato têxtil. É uma etapa fundamental para o resultado final do produto, já que oferece a padronagem e a beleza da cor, além de proporcionar ao consumidor alta fixação no tecido, antes e após a lavagem (ALCÂNTARA; DALTIM, 1996). Nesse processo nem todo o corante é fixado nas fibras existentes, sendo que essa porção é transferida, a partir do processo de lavagem, para o efluente gerado (HASSEMER, 2006).

Mesmo em baixas concentrações, como 1 mg L<sup>-1</sup>, os corantes são detectáveis a olho nu, provocando a mudança da coloração de rios quando recebem o lançamento destes efluentes, ainda que em pequenas quantidades. Isso pode ser vantajoso do ponto de vista fiscal, já que pode ser facilmente detectado (GUARATINI; ZANONI, 2000).

O processo de tingimento de tecidos teve início há muitos anos, permitindo que a disponibilidade de corantes se tornasse comercialmente alta (GUARATINI, 2000).

Segundo Safariková (2005) o setor têxtil representa 2/3 do mercado total de corantes, uma vez que, mais de 700.000 toneladas desses compostos são produzidas anualmente para uso em indústrias têxteis (BURKINSHAW; SALIHU, 2013), sendo esta

responsável pela maior parte da produção, uso e descarte de efluentes contendo esses compostos (DILARRI et al., 2016).

### **1.2.1. Corantes**

Corantes podem ser definidos como moléculas orgânicas, geralmente recalcitrantes e de origem sintética, compondo uma classe conhecida como xenobióticos (GAYLARDE; BELLINASSO; MANFIO, 2005). Em sua maioria, os corantes orgânicos possuem dois grupos em sua composição: uma parte não estruturada, chamada de cromóforo, junto a um grupo doador ou aceitador de elétrons, e os auxocromos, que em parceria com o cromóforo, promovem a cor intensa da molécula. Geralmente para produtos têxteis, os cromóforos são cadeias aromáticas ou grupos azóicos (LADCHUMANANANDASIVAM, 2008).

Esses compostos, presentes em águas residuais provenientes da indústria têxtil, provocam alterações no sistema aquático reduzindo a penetração de luz nas camadas mais internas, alterando a atividade fotossintética do meio, além de apresentar alta toxicidade em relação à flora e fauna aquática. Além do mais, estes ou seus produtos de degradação, podem ser também tóxicos, carcinogênicos e mutagênicos à seres humanos (LALNUNHLIMI; VEENAGAYATHRI, 2016).

Dentre as etapas do processo de tingimento, a fixação é responsável pela reação entre corante e tecido (ALCÂNTARA; DALTIM, 1996). A maneira como a molécula de corante se liga ao tecido pode envolver alguns tipos de interações, como ligações de Van der Waals, de hidrogênio, iônicas e covalentes, sendo que o modo de fixação do corante ao tecido pode ser utilizado para classificar estes compostos, além de sua estrutura química (GUARATINI; ZANONI, 2000).

Dessa forma, a classificação de corantes pode ser feita de acordo com o modo de fixação, como: corantes básicos, azóicos, diretos, mordentes, corantes à tina, corantes de enxofre, dispersos e reativos (LADCHUMANANANDASIVAM, 2008). Também é possível classificá-los conforme sua estrutura química, como: corantes azo, antraquinonas, metalizados, ftalocianinas, indigoides, metinas e polimetinas, di e triarilmetanos, nitro e nitrosos, além de sulfurosos (ZANONI; YAMANAKA, 2016).

Corantes à tina possuem alta solidez, o que significa que são mais resistentes quando expostos a agentes variados, como a própria confecção e posterior uso consecutivo. Esse tipo de corante é insolúvel em água em seu estado normal, por isso

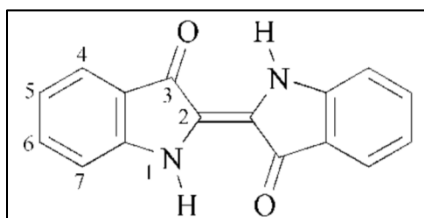
necessitam ser reduzidos em meio alcalino. Um corante à tina muito antigo é o índigo azul, tendo sua origem na forma vegetal e sendo posteriormente sintetizado (LADCHUMANANANDASIVAM, 2008).

No século XIX, o Brasil era um dos principais produtores de *Indigofera Tinctoria*, arbusto do qual o índigo natural era extraído (FALZONI, 1995). Este corante ainda pode ser classificado, conforme sua estrutura química, como indigoide, sendo o mais importante desta categoria, responsável por atribuir a popular cor azul à jeans.

Essa é uma das classes mais remotas de corantes conhecida, utilizados durante anos para o tingimento de lã, linho e algodão. Um fato interessante destas moléculas é sua cor azul característica, isso porque apresentam um tamanho pequeno em função da cor que manifestam, sendo que geralmente para a produção de corantes azuis é necessário vários grupos doadores e aceitadores eficazes, como, por exemplo, corantes azo e antraquinonas. (HUNGER, 2004).

Segundo Hunger (2004), o índigo ainda pode ser chamado de indigotina, tendo seu nome sistemático como: 2-(1,3-di-hidro-3-oxo-2H-indol-2-ilideno) -1,2-di-hidro-3H-indol-3-ona. Sua fórmula molecular é  $C_{16}H_{10}N_2O_2$  (LIMA e FERREIRA, 2001) e sua fórmula estrutural pode ser vista na Figura 1.

**Figura 1** - Fórmula estrutural do corante índigo



Fonte: Hunger (2000, p. 206).

A estrutura acima é caracterizada pela presença de dois anéis aromáticos, contendo uma ligação dupla meio aos carbonos localizados na parte central da molécula, o que confere a esta alta estabilidade química e difícil degradação (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015).

Os riscos apresentados pelos corantes, sejam eles toxicológicos ou ecológicos, envolvem desde grau de estrutura e solubilidade até rota metabólica e relação entre risco, custo e benefício (GUARATINI e ZANONI, 2000). Segundo Lehman-Mckeeman (2008) a disposição de um xenobiótico, que agrega ações de sua absorção, distribuição,

biotransformação e eliminação, é um fator determinante para seu potencial de toxicidade, sendo a dose um elemento crucial para a indicação dos níveis tóxicos de uma substância.

No Brasil, os limites estabelecidos para as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos são regidos pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), sendo alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011, sendo ainda complementada pela Resolução nº 393, de 2009. Ainda na Resolução 357, seção II, Artigo 14, trata de águas doces de classe 1, destinadas ao consumo humano após tratamento simplificado, onde a presença de corantes de fontes antrópicas deve ser virtualmente ausente. Já no Artigo 15, a presença de corantes não é permitida quando estes não podem ser removidos por processos convencionais, como coagulação, sedimentação e filtração, isso para águas doces de classe 2, destinadas ao consumo humano após tratamento convencional.

No artigo 16, que trata de água doce de classe 3, destinada ao consumo humano após tratamento convencional ou avançado, a presença de corantes segue a mesma linha do artigo 15. O nível de cor natural do corpo d'água deve ter até  $75 \text{ mg PtL}^{-1}$  para todas as 3 classes (CONAMA, 2005).

Estudos feitos por Lima *et al.* (2007) identificaram a presença de corantes têxteis no Rio Cristais (São Paulo, Brasil), fonte de água potável, sendo estes identificados como responsáveis por atividades carcinogênicas, aumentando o número de lesões neoplásicas em cólon de ratos. Os dados obtidos no estudo mostram ainda possíveis riscos à humanos submetidos ao consumo habitual de água proveniente de fontes acometidas com a presença de corantes têxteis.

Levando em consideração o crescimento da industrialização e da população mundial, o consumo de água tende a aumentar significativamente. Tendo em vista os grandes volumes utilizados pela indústria têxtil, torna-se necessário o desenvolvimento de estratégias e técnicas que busquem a sustentabilidade deste setor (BABAN; YEDILER; CILIZ, 2010).

### **1.3. TRATAMENTO DE EFLUENTES TÊXTEIS**

Como já exposto, o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) estabelece as diretrizes ambientais a serem seguidas quando se trata de lançamento de

efluentes, existindo um limite para cada composto que possa estar presente nestas águas residuais. Segundo Külzer e Rodrigues (2016), certas práticas devem ser adotadas para atender a legislação vigente, como o desenvolvimento de processos que promovam o tratamento destes efluentes e permitam seu lançamento em águas superficiais, sem que causem danos ao meio ambiente.

Em função da diversidade de compostos distintos encontrados em diferentes processos têxteis, não é possível determinar um tratamento que seja eficiente para todos os casos (WANG *et al.*, 2006). Estes efluentes variam quanto à concentração de DBO, DQO, corantes e produtos químicos variados, possuindo diferentes características de biodegradação (SALES, 1999).

De acordo com Giordano (2004) os processos aplicados ao tratamento de águas residuais deste setor visam reduzir a toxicidade ligada ao montante de produtos químicos utilizados, como também promover a redução de cor e carga orgânica. Os tratamentos mais utilizados envolvem processos físico-químicos e biológicos convencionais, como, por exemplo, o sistema de lodos ativados e a coagulação química (HASSEMER, 2006). Ainda, segundo Giordano (2004), normalmente para efluentes têxteis, o processo de lodos ativados ocorre posteriormente à coagulação química e floculação.

O processo de coagulação química consiste na desestabilização de colóides pelo processo de coagulação, seja por meio de calor, agitação, uso de agentes químicos ou eletrocoagulação, com posterior floculação e sedimentação, para separação das fases (GIORDANO, 2004). Os complexos inorgânicos formados a partir do processo de coagulação não são eficazes na remoção de algumas classes de corantes, além de que, esse processo exige o uso de uma grande parcela de produtos químicos, tornando o processo custoso, promovendo ainda a geração de uma considerável quantia de lodo.

O sistema de lodos ativados tem como princípio a biodegradação da matéria orgânica por meio de microrganismos a partir da aeração do sistema, possibilitando a conversão da mesma em gás carbônico, água e partículas formadas a partir do processo bioquímico, que serão posteriormente sedimentadas (GIORDANO, 2004). Apesar da eficiência de remoção de carga orgânica, existem algumas desvantagens ligadas ao processo, como a geração de quantidades excessivas de lodo e a necessidade de áreas extensas para estabelecimento do sistema (SALES, 1999).

Além disso, existem outros meios para remoção de cor em efluentes têxteis, envolvendo métodos como ozonização, tratamentos com membranas, adsorção com carvão ativado, radiação ultravioleta, dentre outros (HASSEMER, 2006).

A utilização do método de adsorção com carvão ativado para remoção de corantes se dá em grande escala, isso para corantes reativos, ácidos e básicos, não sendo muito eficaz para corantes à tina, por exemplo (HASSEMER, 2006). A utilização dessa técnica pode apresentar algumas desvantagens, como custo elevado, forma lenta de adsorção, quando utilizado o carvão na forma granular, além de necessitar de pré-tratamento, dependendo da concentração de sólidos existente na água residual (SANIN, 1997).

A ozonização consiste na utilização de ozônio para oxidação direta ou indireta da molécula, onde há o rompimento de ligações duplas contidas nos cromóforos a partir do emprego do ozônio, formando moléculas menores e diminuindo a coloração do efluente (HASSEMER, 2006). Embora a técnica de ozonização traga sucesso na remoção de cor, existem alguns obstáculos enfrentados durante sua utilização, como a oxidação incompleta da molécula de corante, gerando subprodutos de reação (MASCOLO *et al.*, 2002), além do alto custo do processo, inviabilizando, muitas vezes, sua aplicação (HASSEMER, 2006). Kunz *et al.* (2002) afirmam ainda que a degradação com ozônio pode promover o aumento da toxicidade de alguns intermediários de reação.

Em geral, os processos de tratamento de águas residuais convencionais não são capazes de degradar a maioria dos corantes devido a certas características que estes apresentam, como alta estabilidade perante a luz solar, resistência à temperatura e à degradação biológica (MARTÍNEZ-HUITLE; BRILLAS, 2009).

A utilização da biodegradação para remoção de corantes é motivada pela busca constante de organismos versáteis que possuam capacidade degradativa para uma série de compostos contaminantes, fazendo isso de maneira eficiente e sem exigir altos custos de operação. Todavia, na presença de substâncias nocivas e inibidoras de microrganismos, este processo torna-se frágil (HASSEMER, 2006), necessitando de alternativas mais eficientes, como o uso da bioaugmentação, que consiste na adição de microrganismos com alta capacidade de degradação de moléculas recalcitrantes, podendo ser ajustada para poluentes específicos contidos no meio (NZILA; RAZZAK; ZHU, 2016). Essa técnica envolve a utilização de uma ou mais cepas de microrganismos, que combinadas, resultem em melhores efeitos em relação à utilização de cepas individuais (JONES, 2008).

A bioaugmentação proporciona não apenas a introdução de microrganismos no ambiente reacional, mas também, por meio da adição contínua de determinadas populações, pode levar a um novo equilíbrio do mix populacional dentro do reator. O objetivo dessa técnica está justamente em ampliar a porção de microrganismos desejáveis

no meio, minimizando os demais. Além disso, a partir da utilização de organismos específicos para degradação de compostos indesejados é possível a obtenção de menores níveis de compostos aromáticos clorados e hidrocarbonetos, diminuindo ainda odores provenientes de ETE's (Estações de Tratamento de Efluentes), devido a maior eficácia de degradação de compostos orgânicos fornecida pela biota estabelecida (JONES, 2008).

A tendência é que nas grandes cidades, as estações de tratamento de efluentes adotem uma arquitetura que favoreça plantas compactas, diminuindo consequências ambientais, incluindo odores, ruídos e impacto visual, além da necessidade de operação estável. Com isso, a exigência de alta remoção de carga orgânica, com baixa geração de lodo em sistemas biológicos de tratamento, ocupando ainda menor espaço deve aumentar de forma significativa (REIS, 2007).

#### 1.4. REATORES DE BIOFILME

O interesse na utilização de sistemas de reatores de biofilme para tratamento de efluentes tem aumentado significativamente, em razão das inúmeras vantagens que possuem em comparação a sistemas de lodos ativados, como por exemplo, menor espaço ocupado, com resultados finais menos dependentes do processo de separação de biomassa, já que a concentração a ser separada é, pelo menos, 10 vezes menor para este processo e, produção de uma biomassa com maior concentração de organismos mais expressivos, já que não há recirculação de lodo (ØDEGAARD, 1999).

A classificação de biorreatores pode ser feita levando em consideração a forma de disposição dos microrganismos no meio. Quando estão dispostos livremente em flocos, os reatores são considerados de biomassa em suspensão e, quando aderidos a um meio suporte, formando biofilmes, são chamados de reatores de biomassa fixa (MELLO, 2007).

Reatores de biofilme podem ainda ser classificados como reatores de leito fixo e reatores de leito móvel. Aqueles que possuem o suporte em constante movimento dentro do meio reacional, tendo força motriz de origem hidráulica ou mecânica são considerados reatores de leito móvel e, aqueles que possuem um biofilme desenvolvido em meio estático, são considerados reatores de leito fixo (CHENG; DEMIRCI; CATCHMARK, 2010).

Lazarova e Manem (1994) desenvolveram uma nova possibilidade de classificar os reatores de biomassa fixa, baseada na forma de fixação. Nesse sentido, surgem os reatores híbridos, que consistem na presença de biomassa fixa e biomassa em suspensão no mesmo reator (CHERNICARO, 2001). Estes sistemas híbridos têm sido empregados para a recuperação de antigas estações de tratamentos de efluentes sobrecarregadas, isso porque a carga orgânica existente no processo pode ser até três vezes maior do que nos processos convencionais (LESSEL, 1994).

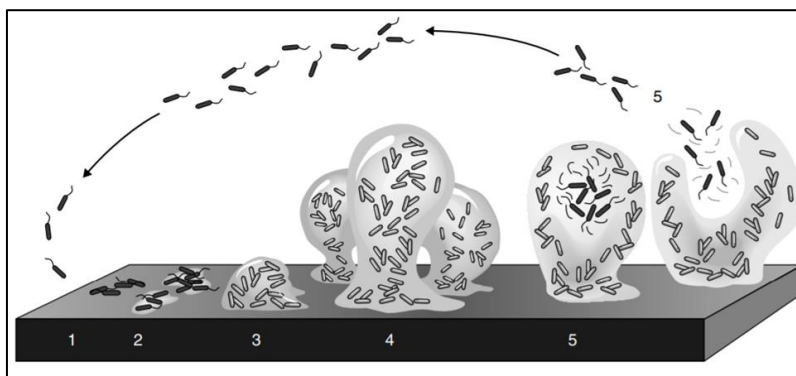
#### **1.4.1. Biofilme – Formação e características**

Biofilmes são agregados celulares de microrganismos que ocorrem naturalmente no meio, ligando-se às superfícies sólidas orgânicas ou inorgânicas. Estes são incorporados por uma matriz exopolissacarídica produzida pelos próprios microrganismos, onde seu peso úmido é formado 90% por água e, o peso seco, 70% pelos chamados EPS (substâncias poliméricas extracelulares), que englobam polissacarídeos e glicoproteínas. A espessura destes biofilmes pode variar de acordo com a espécie do microrganismo, disponibilidade de nutrientes no meio e o estresse causado pelas forças de cisalhamento, podendo variar de poucos micrômetros até alguns centímetros (CHENG; DEMIRCI; CATCHMARK, 2010).

As etapas de desenvolvimento de um biofilme bacteriano podem ser encontradas na Figura 2. No estágio 1 as células ligam-se de maneira reversível à superfície do suporte. No estágio 2, a partir da mediação de compostos exopoliméricos, as células se ligam de maneira irreversível ao suporte e alcançam a primeira fase de maturação no estágio 3, dando início à formação da arquitetura do biofilme. A segunda fase de maturação é atingida no estágio 4, onde o biofilme já se encontra completamente maduro, com arquitetura complexa. Por fim, no estágio 5, ocorre a dispersão das células do biofilme, retornando ao processo inicial (SAUER, 2003).



**Figura 2** – Etapas de desenvolvimento de biofilme bacteriano



Fonte: Sauer (2003, p. 219.2).

A difusão dos compostos através do biofilme representa um fator fundamental para o processo de reator de leito móvel. Em função disso, um parâmetro de grande relevância é a espessura do biofilme, que, para ser considerado ideal para o processo de MBBR, deve ser fino e estar uniformemente distribuído sobre toda a superfície do suporte utilizado. Para obter tal uniformidade, a turbulência proporcionada ao reator deve garantir o transporte dos substratos presentes no meio para o biofilme formado, mantendo ainda, por meio das forças de cisalhamento, uma breve espessura do biofilme (RUSTEN, 2006).

#### 1.4.2. Reator de biofilme de leito móvel (MBBR)

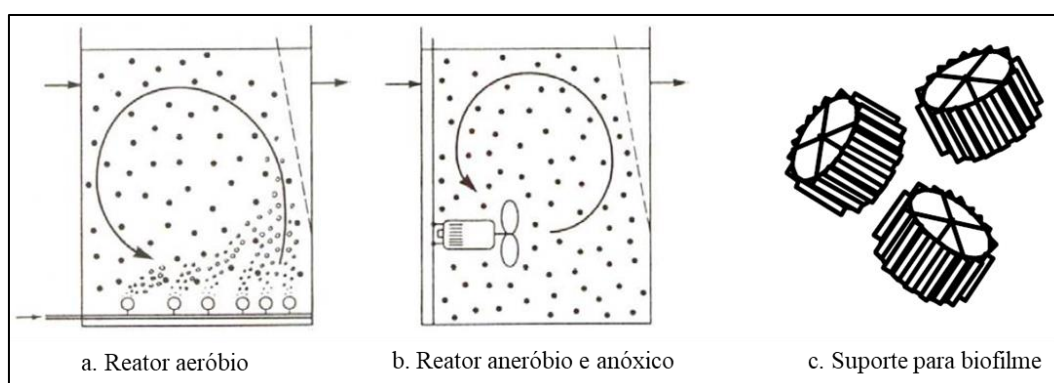
Reatores que utilizam biofilmes, como filtros de gotejamento, reatores biológicos rotativos, reatores de leito fluidizado, biofiltros de meios granulares, entre outros, têm sido utilizados para o tratamento biológico de água. No entanto, estes sistemas podem vir a apresentar desvantagens em seu processo, como a operação descontínua dos biofiltros granulares devido à necessidade de retrolavagem, instabilidade em reatores de leito fluidizado e insuficiência em volume, no caso dos filtros de gotejamento (RUSTEN *et al.*, 2006).

Em função disso, no início dos anos 90, desenvolveu-se na Noruega o MBBR, que teve como princípio adotar as melhores características dos processos de lodos ativados e biofiltros, sem carregar consigo as desvantagens inerentes a estes processos (RUSTEN, 2006). Além de se mostrar uma tecnologia compacta para o tratamento de águas residuais, o processo utilizando MBBR têm se mostrado simples, flexível e robusto, possibilitando o tratamento dos efluentes em ampla faixa (WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2011).

O reator de biofilme de leito móvel, ao contrário da maioria dos reatores que empregam biofilme, faz uso do volume completo do tanque para o crescimento da comunidade biológica, não necessitando de reciclagem de lodo, o que faz com que somente o excesso de biomassa seja separado, uma vantagem considerável em comparação com o processo de lodo ativado, por exemplo. Isso é possível a partir da utilização de suportes que são dispostos de forma livre em todo o volume do reator (ØDEGAARD, 1999), viabilizando o crescimento de um biofilme dinâmico e adaptado às condições desejadas, o que atribui a este reator uma eficiência volumétrica elevada. Estes suportes são mantidos no meio reacional a partir da utilização de técnicas como recirculação de líquido, sistemas de aeração ou agitadores mecânicos, permitindo a presença de microrganismos tanto em suspensão, quanto aderidos aos suportes (WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2011).

O processo de MBBR pode ser utilizado tanto para sistemas anaeróbios e anóxicos, quanto para processos aeróbios. No caso de processos aeróbios o suporte sofre agitação através da presença de ar no meio, ao passo que em processos anaeróbios e anóxicos essa agitação se dá pela presença de um misturador. Em sistemas convencionais, os suportes são de polietileno de alta densidade, com estrutura cilíndrica e formato de cruz em seu interior, com aletas na parte exterior, permitindo maior área de contato com o meio. A Figura 3 mostra o princípio de funcionamento do reator de biofilme de leito móvel, bem como as formas de agitação para diferentes sistemas e a configuração do suporte de polietileno mencionado anteriormente (ØDEGAARD, 1999).

**Figura 3** - O princípio do MBBR e a forma do suporte de biofilme



Fonte: Adaptado de Ødegaard (1999, p. 2).

Esse tipo de biorreator ainda possui alta versatilidade, o que possibilita seu uso em diversas aplicações (WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2011). Estes

sistemas podem ser compostos por um único reator ou por uma série de reatores, contendo em seu meio os suportes para crescimento do biofilme e ainda, peneiras que farão a retenção destes suportes (FUJII, 2011).

Incorporando as melhores características dos sistemas de biomassa em suspensão e fixa, este processo tem demonstrado ser muito eficiente no tratamento de efluentes, isso porque é capaz de manter uma maior quantidade de biomassa no reator em função da presença de suportes contidos no meio (PARK *et al.* 2010). A remoção de carga orgânica apresenta-se mais efetiva do que em processos convencionais, isso devido à alta atividade biológica constante no meio, com a presença de microrganismos aeróbios e anóxicos (RODGERS; ZHAN; CASEY, 2004).

Este processo ainda apresenta estabilidade a choques de temperatura e toxicidade, devido à resistência à difusão no biofilme. Quando se trata de toxicidade, os níveis mais internos do biofilme são pouco afetados, uma vez que o gradiente de concentração por meio do biofilme é responsável pela diminuição do impacto de compostos tóxicos à biomassa (CHERNICARO *et al.*, 2001).

Soler e Xavier (2016) utilizaram o MBBR para o tratamento de efluente têxtil, concluindo que esse sistema apresentou capacidade de degradação 30% maior que o sistema de lodos ativados, utilizado pela indústria onde o efluente fora coletado. Concluíram ainda, que comparado ao sistema de lagoas, este processo consegue reduzir o tempo de tratamento em 200% e aumentar a capacidade de degradação em 20%, sendo uma tecnologia promissora para o tratamento destes efluentes com capacidade de implantação sem necessidade de novas construções, podendo ainda ser estabelecida em conjunto com outras tecnologias já presentes na estação de tratamento.

### **1.4.3. Material suporte**

Os materiais utilizados como suporte para colonização bacteriana devem atender alguns requisitos, como não apresentar toxicidade, não serem reativos, possuírem baixo custo, alta estabilidade à longo prazo, serem mecanicamente resistentes e, preferencialmente, biodegradáveis, evitando futuros descasos ambientais após seu uso (LIU, Y.; SEKI, M.; TANAKA, H.; FURUSAKI, 1998).

A maioria dos processos utilizando reatores com biofilmes imobilizados por ligações físicas ou físico-químicas fazem uso de suportes porosos insolúveis, como por exemplo, alginato de cálcio, PVC, espuma de poliuretano, polietileno, entre outros. Estes

tipos de materiais podem apresentar custos elevados quando utilizados em escala comercial (PEKDEMIR *et al.*, 2003), além de que, meios plásticos geralmente utilizados, não têm apresentado grande aderência para que haja colonização dos organismos biológicos (SOUSA, 2009). Outra limitação na utilização destes materiais plásticos é o fato de que a maioria destes são derivados de uma fonte não renovável, o petróleo, em função disso não são biodegradáveis e, apesar de serem usados por longo prazo, no momento de serem descartados, representam um passivo ambiental (PIATTI, 2005).

Características como rugosidade, porosidade e forma são fundamentais para o desempenho da colonização bacteriana na superfície do suporte (WOLFF; PAUL; COSTA, 2010). Em um estudo realizado por Huysman *et al.* (1983), constatou-se que o grau de porosidade e o tamanho dos poros são fatores cruciais no suporte para a colonização bacteriana, além do mais, a velocidade em que as bactérias ocupam esta estrutura é influenciada pelo tamanho em que o suporte é disponibilizado no meio, como em forma de cubos, quando utilizados materiais como esponjas, por exemplo.

#### **1.4.3.1. Bucha vegetal**

Com o intuito de melhorar a produtividade e diminuir os custos de produção, novos suportes para imobilização de células vêm sendo estudados (OGBONNA; TOMIYAMA; TANAKA, 1996). Nesse sentido, um material alternativo que pode vir a ser utilizado como suporte para o crescimento de microrganismos é a bucha vegetal (*Luffa cylindrica*), pois segundo Liu *et al.* (1998), possui propriedades como elevada porosidade, biodegradabilidade, propriedades físicas estáveis e baixo custo.

Popularmente chamada de bucha, é um material composto por uma rede de fibras obtida da fruta madura e seca de *Luffa cylindrica* (OGBONNA *et al.*, 1997), pertencente à família *Cucurbitaceae* e ao gênero *Luffa*, sendo esta a mais cultivada. É encontrada em todos os estados brasileiros devido à sua adaptabilidade ao clima e solo (BARROSO *et al.*, 2014). Possivelmente originária da Ásia, essa planta é considerada uma trepadeira herbácea e alta, possuindo várias aplicações, como uso medicinal e alimentício, quando em estágio jovem. É utilizada como recurso na medicina chinesa desde o século XVI, isso devido a suas propriedades popularmente conhecidas, sendo alvo de estudos científicos principalmente na área bioquímica (VIANNA, 2002).

Estas buchas são materiais leves, de forma cilíndrica e apresentam alta potencialidade como suporte para crescimento celular, possuem estruturas de redes de pequenas seções transversais interconectadas, formando um suporte adequado para o crescimento de matriz celular, possuindo ainda alta porosidade (OGBONNA *et al.*, 1994). Segundo Ogbonna *et al.* (1996) este material possui aminoácidos, ácidos orgânicos, xilona, xilose, sacarídeos, ferro, entre outros.

Alguns trabalhos já revelaram as vantagens em utilizar esse material como suporte para crescimento de organismos biológicos. Sousa *et al.* (2009) conseguiram 90% de remoção de DQO e eficientes resultados na remoção de sólidos suspensos voláteis e nitrificação em esgoto tratado utilizando a bucha vegetal como suporte para colonização bacteriana, resultados estes superiores aos encontrados em outros trabalhos fazendo uso de suportes como PET, por exemplo. Ogbonna *et al.* (1996) concluíram em seu trabalho que a bucha vegetal é um suporte eficaz na imobilização de células, apresentando simplicidade e baixo custo de operação em relação aos suportes comumente utilizados.

Os mesmos autores, em 1997 conseguiram ainda aumentar a produtividade de etanol em mais de 60% utilizando a bucha como suporte em um biorreator de coluna.

Além disso, segundo o trabalho realizado por Jacobs *et al.* (2015), a bucha vegetal apresentou um número maior de organismos aderidos em relação à espuma de poliuretano, o que demonstra o favorecimento deste material à aderência dos microrganismos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a biodegradação de corante têxtil sintético em um biorreator de biofilme de leito móvel, utilizando-se como material suporte bucha vegetal (*Luffa Cylindrica*), e aplicando-se um consórcio de bactérias comerciais para dar partida ao reator.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Construir um biorreator em escala de bancada para desenvolvimento do processo proposto;
- Estabelecer, através da bioaugmentação, um biofilme bacteriano estável no suporte vegetal;
- Avaliar a remoção de cor, carga orgânica e toxicidade a partir de diferentes concentrações iniciais do corante azul índigo no efluente sintético;
- Determinar o tempo de processo para a máxima eficiência na redução dos parâmetros observados.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Engenharia de Bioprocessos (LAPRO), Laboratório de Engenharia (LABEN) e Laboratório de Biologia Molecular, todos localizados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Câmpus Dois Vizinhos, Paraná, Brasil. Em função do uso da bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) nos estudos propostos, fora devidamente realizado o cadastro no SisGen - Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e dos Conhecimentos Tradicionais Associados, em atenção à Lei da Biodiversidade 13.123/2015 e Decreto Regulamentador 8.772/2016, os quais regulamentam o acesso aos recursos genéticos, proteção e conhecimento tradicional associado e a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade.

#### 3.1. INÓCULO

Para dar partida ao biorreator, foi utilizado um produto da marca Enzilimp® específico para biorremediação e bioaugmentação. Este biorremediador é composto por um consórcio microbiano comercial, voltado para efluentes industriais, fornecido pela empresa Millenium Tecnologia Ambiental Ltda, Porto Alegre – Rio Grande do Sul. Segundo o fabricante, a mistura microbiana contém cerca de  $2 \times 10^8$  UFC g<sup>-1</sup> e incorpora cepas capazes de degradar ácidos graxos, surfactantes, hidrocarbonetos, compostos fenólicos, cetonas e substâncias orgânicas recalcitrantes.

A fim de promover a ativação do consórcio microbiano, já que os microrganismos se encontravam em estado de dormência, foi realizada uma mistura inicial, onde o produto, depois de pesado, foi dissolvido em uma mistura contendo água destilada e meio sintético, onde permaneceu por cerca de 30 minutos. Após este período, a mistura foi filtrada com auxílio de um papel filtro, diluída de acordo com o volume final desejado no reator e inserida no mesmo.

#### 3.2. MEIO SINTÉTICO

O meio sintético fora composto por uma solução nutritiva, a fim de garantir o desenvolvimento dos microrganismos, cuja composição é exposta na Tabela 1,

acrescida do corante orgânico comercial azul índigo, marca Tupy®, já que não possui venda restrita, sendo de fácil obtenção no comércio. Foram adotadas diferentes concentrações iniciais de 100 mg L<sup>-1</sup>, 200 mg L<sup>-1</sup>, 400 mg L<sup>-1</sup> e 800 mg L<sup>-1</sup>. A escolha da concentração mínima se deu baseada no fato de que esta é a concentração de corante índigo usualmente encontrada em efluentes têxteis que fazem uso deste corante.

Tabela 1: Composição da solução nutritiva componente do efluente sintético para alimentação do biorreator. (Adaptado de *Araújo et al*, 2017).

Componente	Concentração
Glicose	1,0 g L <sup>-1</sup>
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,42 g L <sup>-1</sup>
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,84 g L <sup>-1</sup>
MgSO <sub>4</sub>	0,84 g L <sup>-1</sup>
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,84 g L <sup>-1</sup>
Solução micronutrientes*	4 mL L <sup>-1</sup>
NaHCO <sub>3</sub>	0,8 g L <sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

\*Composição da solução de micronutrientes (g.L<sup>-1</sup>): CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O (0,082), CuSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (0,01), H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> (0,1), CoCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O (0,1), ZnSO<sub>4</sub>. H<sub>2</sub>O (0,1), Fe<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. H<sub>2</sub>O (0,1), MnSO<sub>4</sub>.H<sub>2</sub>O (0,5), NaCl (1,0), MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (3,0).

O efluente fora preparado ao início de cada processo e, quando não utilizado imediatamente, mantido em ambiente refrigerado.

### 3.3. MONTAGEM E OPERAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Almejando alcançar um volume útil total de aproximadamente 3 L no biorreator de bancada, considerando que este volume possibilita a retirada de alíquotas para análise sem comprometer o volume total, o mesmo foi confeccionado em policloreto de vinil (PVC) com as seguintes dimensões: 11 cm de diâmetro externo, conforme tubo comercial de série normal em PVC e 33 cm de altura.

Baseando-se no trabalho de Jacobs *et al.* (2015), cerca de 50% do volume interno foi preenchido com o material suporte, bucha vegetal, em cubos de cerca de 3 cm<sup>3</sup>, representados na Figura 4. Segundo Fujii (2011), a área disponível para crescimento do biofilme é determinada pela razão entre o volume do reator e do meio suporte ( $V_S/V_R$ ), devendo ser de 25 a 70%, considerando que as razões de



preenchimento normalmente empregadas variam de 50 a 65%. O sistema experimental encontra-se esquematizado na Figura 5.

**Figura 4** – Cubos de bucha vegetal utilizados como suporte



Fonte: Do autor.

O inóculo feito a partir do biorremediador foi aplicado durante os 15 dias iniciais de operação do reator, até o estabelecimento do biofilme microbiano que, conseqüentemente, permitia a estabilização do processo. Foram adotadas algumas diluições iniciais do meio nutritivo, descritas na Tabela 2, para a familiarização dos microrganismos com o mesmo.

Tabela 2: Descrição do processo de estabilização do biofilme microbiano

<b>Dia</b>	<b>Água destilada (%)</b>	<b>Meio nutritivo (%)</b>	<b>Inóculo (g)</b>	<b>Volume final do reator (L)</b>
1	50	50	10	2
3	50	50	10	3
5	25	75	10	3
7	0	100	10	3
9	0	100	10	3
11	0	100	10	3
14	0	100	10	3
15	0	100	10	3

Fonte: Do autor.

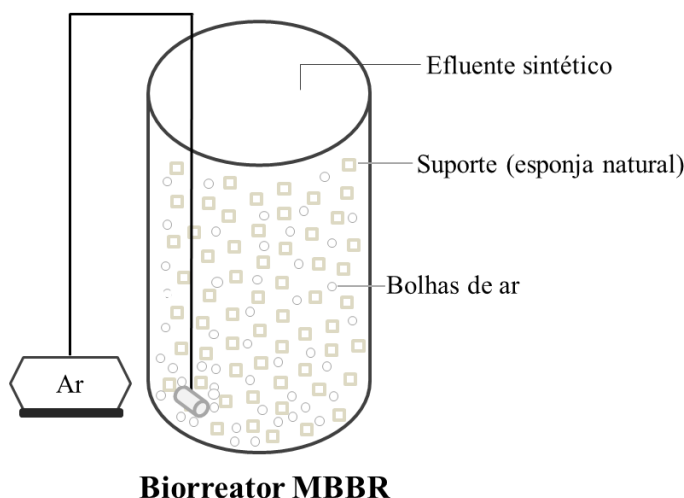
A cada troca de meio nutritivo, feita nos dias descritos na tabela à cima, eram retirados 1000 mL de solução contida no reator e inseridos mais 1000 mL com a concentração indicada, a fim de promover a renovação do meio e, conseqüentemente,

dos nutrientes necessários para a sobrevivência e crescimento dos microrganismos.

Passados os 15 dias de aclimação dos microrganismos, deu-se início à aclimação destes com o corante azul índigo, com o intuito de evitar possíveis danos ao biofilme formado. Então, iniciou-se o procedimento com uma concentração de  $0,01 \text{ g L}^{-1}$  de corante no dia 16, aumentando esta para  $0,05 \text{ g L}^{-1}$  no dia 18 e  $0,1 \text{ g L}^{-1}$  no dia 20, ressaltando que a cada aumento de concentração do corante, o meio foi renovado 100%.

O modo de operação se deu por meio de bateladas sequenciais, temperatura ambiente e com aeração constante, usando um compressor de ar com difusor de pedra porosa. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) do meio permaneceu acima de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  durante o processo, já que, de acordo com Metcalf e Eddy (2001), processos aeróbios utilizando biofilme demandam OD mais elevado em relação a processos com biomassa em suspensão.

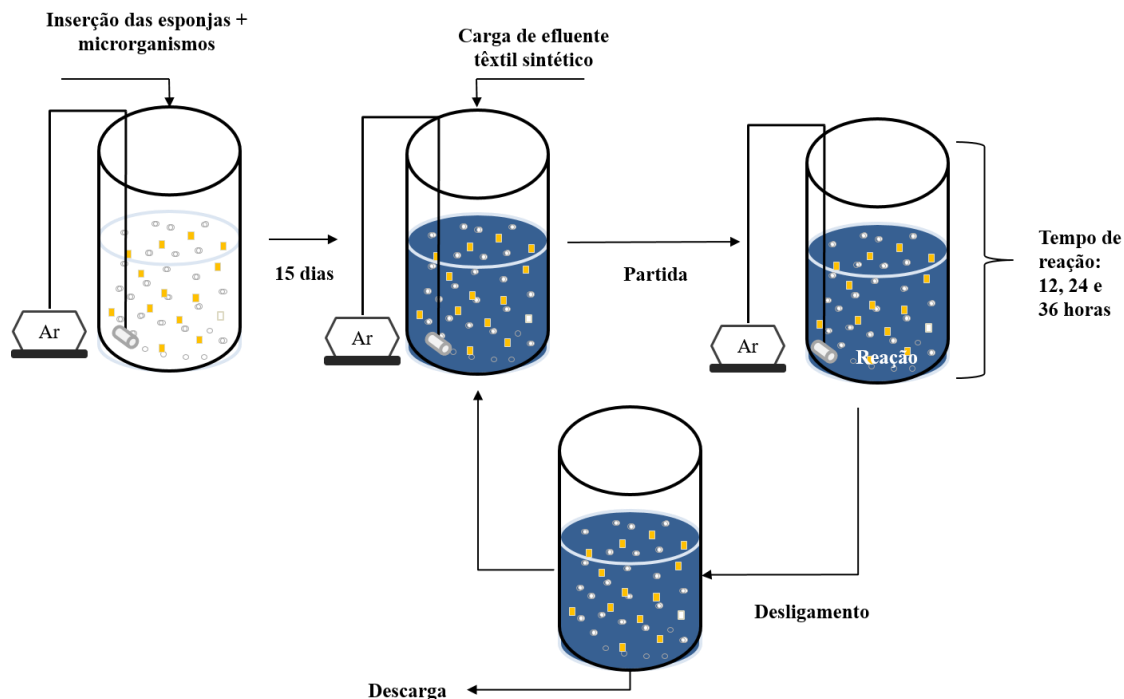
**Figura 5 – Demonstração do sistema experimental**



Fonte: Do autor.

A Figura 6 apresenta o fluxograma do processo, desde o processo de aclimação dos microrganismos até o descarte do efluente tratado e nova reação, utilizando as concentrações de  $100 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $200 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $400 \text{ mg L}^{-1}$  e  $800 \text{ mg L}^{-1}$ , previamente estabelecidas.

**Figura 6** - Fluxograma de operação do reator desde aclimação até descarte



Fonte: Do autor.

O melhor tempo de tratamento foi explorado ao longo do experimento, sendo testados os tempos de 12 h, 24 h e 36 h para as diferentes concentrações.

### 3.3.1. Preparação das amostras para Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV)

As amostras de biofilme foram retiradas em 3 momentos, a primeira, após os 15 dias iniciais da operação do reator, a fim de avaliar o estabelecimento do biofilme, a segunda após aclimação com corante e, a última, após as bateladas iniciais, com objetivo de verificar o desenvolvimento do biofilme. Estas foram tratadas seguindo a metodologia utilizada por Mendes (2015). Iniciou-se com a lavagem das amostras em solução salina, seguida de fixação em glutaraldeído a 2,5 % em tampão fosfato 0,1 M, por cerca de 15 horas. Posteriormente, foi feita a desidratação em série das amostras com soluções de etanol de diferentes concentrações (15, 30, 50, 75, 95 e 100%, v/v), sendo mantidas por 15 minutos em cada solução.

Para tentar garantir a manutenção da estrutura do biofilme o mais próximo possível da condição real, a etapa de secagem das amostras se deu por três vias, a

primeira utilizando a estufa à aproximadamente 35° C por 24 horas, como segunda opção foi feito uso do rotaevaporador por um período de aproximadamente 30 minutos e, ainda, como terceira via, o liofilizador, por um período de 24 horas.

### 3.4. MONITORAMENTO ANALÍTICO

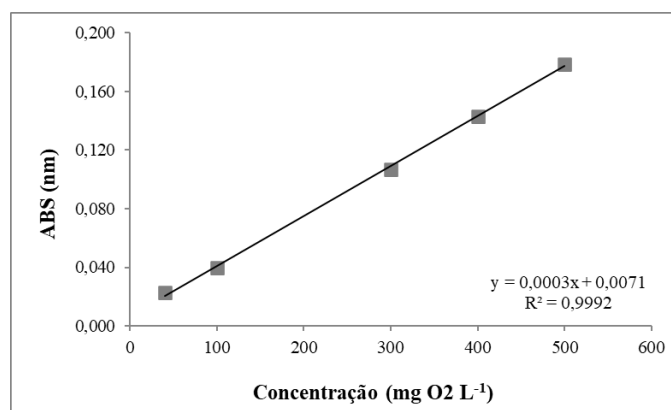
A operação do biorreator foi acompanhada de coleta periódica de amostras, sendo que, durante as 3 primeiras horas a amostragem foi realizada em intervalos de cerca de 30 min e, até atingir 6 horas, a cada 1 hora, sendo monitorada, posteriormente, a cada 3 horas até atingir o tempo estipulado de processo.

#### 3.4.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise de Demanda Química de Oxigênio foi feita utilizando o método de refluxo fechado colorimétrico em espectrofotômetro, a 600 nm, conforme metodologia 5220D proposta no *Standard Methods* (APHA, 2017). O princípio da técnica consiste na oxidação das amostras em meio fortemente ácido, onde há a presença de dicromato em excesso, que quando oxidado, apresenta coloração laranja e depois de reduzido, passa a apresentar coloração verde, estas sendo absorvidas na região visível do espectro e podendo ser medidas em um espectrofotômetro.

##### 3.4.1.1. Curva padrão

Para avaliação do parâmetro de Carga Orgânica foi construída uma curva padrão utilizando os reagentes preparados conforme o item 3.4.1. A Figura 7 mostra a plotação dos dados obtidos, onde atingiu-se um  $R^2$  de 0,9992.

**Figura 7 – Curva Padrão para DQO**

Fonte: O autor.

#### 3.4.1.2. Análise das amostras

Utilizando tubos de ensaio de 10 mL, foram adicionados 1,5 mL da solução de digestão já preparada anteriormente, seguido de 2,5 mL de amostra do efluente sintético nas devidas diluições e 3,5 mL do reagente de ácido sulfúrico, fechando e agitando o tubo várias vezes para homogeneização do meio. Em seguida, os tubos foram dispostos no bloco digestor em uma temperatura de 150 °C por um período de 2 horas.

Após este intervalo, os tubos foram retirados do bloco digestor, resfriados e agitados. A leitura no espectrofotômetro foi feita em comprimento de onda de 600 nm, sendo este anteriormente zerado com uma prova em “branco”, onde foi utilizada a solução não digerida como amostra. O valor da absorvância dado pelo equipamento foi transformado em unidades de mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> através da equação gerada pela curva padrão previamente determinada, apresentada abaixo.

$$y = 0,0003x + 0,0071 \quad (1)$$

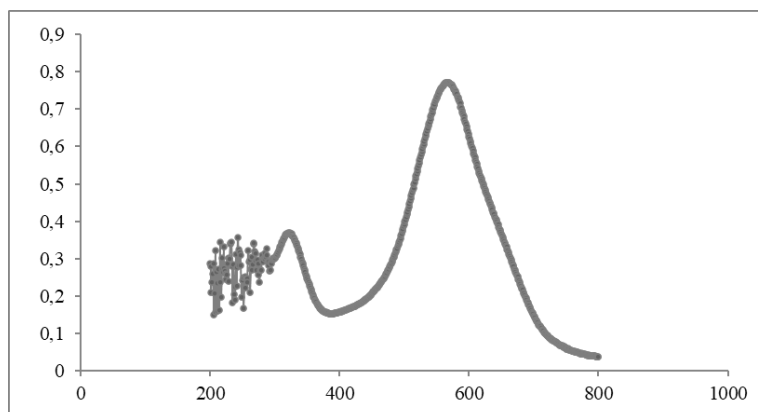
#### 3.4.2. pH

O monitoramento do pH foi realizado por meio de medição em pHmetro digital, modelo AT-315, marca Alfakit®, previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0, conforme indicado pelo *Standard Methods*, método 4500-H<sup>+</sup> B. (APHA, 2017). Após o processo de calibração, foram realizadas as medições dos valores de pH inserindo o eletrodo nas amostras, estas sob agitação, até a obtenção de um valor estável.

### 3.4.3. Determinação da cor

Para análise de cor utilizou-se a metodologia de Absorbância, por meio de um espectrofotômetro UV/VIS, modelo Genesys 10s., marca Thermo Scientific®, onde foi feita a varredura para identificar o espectro de absorção do corante azul índigo, o qual encontra-se exposto na Figura 8, atingindo pico máximo em 565 nm.

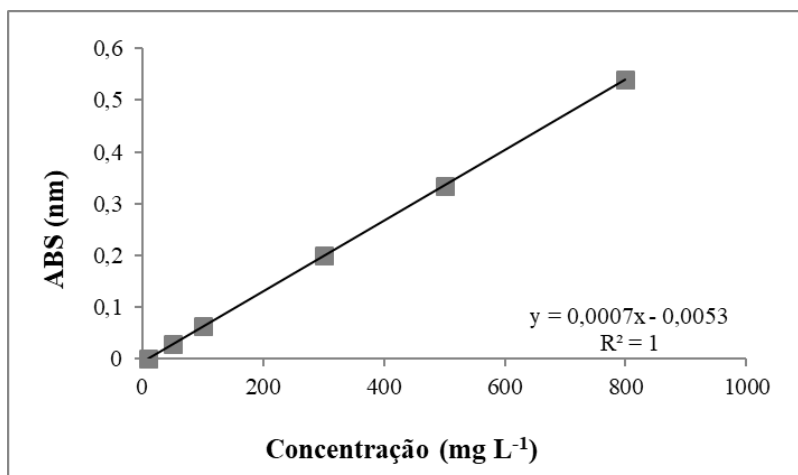
**Figura 8** - Espectro de absorção do corante azul índigo



Fonte: Do autor.

Também construída a curva padrão para o corante azul índigo, representada na Figura 9, com concentrações de 10 mg L<sup>-1</sup> até 800 mg L<sup>-1</sup>, visando abranger todas as concentrações, bem como feita a varredura para obtenção do comprimento de onda a ser utilizado nas leituras, o qual encontra-se no item 4.3.

**Figura 9** - Curva padrão para o corante azul índigo



### 3.5. ENSAIOS DE TOXICIDADE

Para os ensaios de toxicidade, foram coletadas alíquotas no início e fim do processo de tratamento para todas as bateladas, a fim de observar a redução da mesma. Foi seguida a metodologia proposta por Sobrero e Ronco (2004) para a alface (*Lactuca sativa*) e a metodologia de Garcia *et al.* (2013) para micro-crustáceos (*Artemia salina*) como organismos-teste.

#### 3.5.1. Bioensaios com *Lactuca Sativa*

Segundo Žaltauskaitė & Čypaitė (2008), a *Lactuca sativa* é um dos organismos-teste mais utilizados para avaliar a fitotoxicidade quando se trata de efluentes domésticos e industriais. Além disso, segundo Priac (2017), utilizar sementes para realizar testes de toxicidade traz algumas vantagens, como germinação rápida, longo tempo de viabilidade, autossuficiência das sementes e simplicidade do método.

Os testes para fitotoxicidade do corante índigo azul foram adaptados da metodologia proposta por Sobrero & Ronco (2004). Para isso, foram utilizadas sementes de *Lactuca Sativa Aurélia* que apresentavam um percentual de germinação de 90%. As amostras, tanto de efluente bruto sintético, quanto do efluente tratado, foram diluídas utilizando-se água mineral (APHA, 2005), com percentuais de efluente de 1, 3, 10, 30 e 100%, conforme recomendado. A água mineral ainda foi utilizada como controle negativo de toxicidade.

Foram utilizadas placas de Petry contendo papel filtro para a disposição de 20 sementes de alface, sendo posteriormente umedecidas com aproximadamente 5 mL de cada diluição preparada anteriormente, em duplicata. Feito isso, a fim de evitar a perda de umidade, as placas foram dispostas em sacos plásticos e posteriormente levadas a um local com temperatura aproximada de 22 °C durante um período de 120 horas (5 dias).

Passado o período de incubação, foi quantificado o número de sementes germinadas e medido, com auxílio de um papel milimetrado, o comprimento dos hipocótilos e radículas, já que estes são considerados indicadores representativos no que diz respeito à capacidade de desenvolvimento da planta.

Inicialmente foi calculada a média e o desvio padrão da radícula e alongamento

do hipocótilo correspondente a cada repetição. Feito isso, foi calculada a porcentagem de inibição do crescimento da radícula (Equação 1) e hipocótilo (Equação 2) comparando a média encontrada para cada diluição com a média obtida no controle negativo. Para o cálculo da porcentagem de germinação foi utilizada a Equação 3, baseando-se no proposto por Palácio *et al.* (2012).

$$\%ICr = \frac{MCrC - MCrA}{MCrC} * 100 \quad (2)$$

$$\%Ich = \frac{MChC - MChA}{MChC} * 100 \quad (3)$$

$$\%GR = \frac{N^{\circ} SGA}{N^{\circ} SGC} * 100 \quad (4)$$

Em que:

ICr: Inibição do Crescimento da Radícula;

MCrC: Média do Crescimento da Radícula no Controle;

MCrA: Média do Crescimento da Radícula na Amostra;

Ich: Inibição do Crescimento do Hipocótilo;

MChC: Média do Crescimento do Hipocótilo no Controle;

MChA: Média do Crescimento do Hipocótilo na Amostra;

GR: Porcentagem de Germinação;

SGA: Sementes Germinadas na Amostra;

SGC: Sementes Germinadas no Controle;

Após a obtenção dos dados pelas equações acima descritas, foi elaborado um gráfico de dose-resposta, com valores de inibição de crescimento das plantas correspondente a cada concentração de corante à qual a planta foi submetida.

Para cada amostra foi calculada a CL<sub>50</sub>, que corresponde à concentração que produz 50% de inibição no crescimento das plantas.



### 3.5.2. Bioensaios com *Artemia Salina*

O bioensaio utilizando ovos de *Artemia Salina* é um método de baixo custo, simples, rápido e confiável. Isso em função da fácil aquisição dos ovos, no comércio, geralmente em lojas de animais, visto que muitas vezes são utilizados como alimento para peixes (MEYER *et al.*, 1982). A metodologia foi realizada com base no proposto por Garcia *et al.* (2013), onde a eclosão dos ovos ocorreu em uma solução salina, contendo 1 L de água destilada e 23 g de NaCl, sendo feito o ajuste do pH entre 8,0 e 9,0 por meio da adição de NaOH ( $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ). Nas primeiras 24 horas, a solução salina foi mantida em aeração constante para total dissolução do sal. Após este período, foram inseridos os ovos de *Artemia salina*, sob aeração e iluminação constante. A eclosão ocorreu dentro de 24 horas. O sistema experimental utilizado para eclosão dos ovos é composto por um recipiente de acrílico, uma fonte de iluminação (lâmpada LED) e um aerador, podendo ser visto na Figura 10.

**Figura 10** - Sistema para eclosão dos ovos de *Artemia salina*



Fonte: Do autor.

Após a eclosão dos ovos e obtenção dos náuplios, as amostras, tanto de efluente bruto sintético, quanto as coletadas após o período de tratamento, foram diluídas em solução salina baseando-se nas proporções de 15, 35, 50, 75 e 100% de efluente, em triplicata, chegando a um volume final de 2 mL por tubo. Foram inseridos 10 náuplios de *Artemia salina* em cada tubo de ensaio contendo a diluição correspondente, sendo

utilizada a solução salina como controle negativo.

Posteriormente, estes tubos foram incubados, com a presença de luz e em temperatura ambiente por 24 horas. Passado o tempo de incubação, foram contados os organismos vivos e calculada a  $CL_{50}$  (Concentração Letal Média para 50% dos organismos) das amostras, que diz respeito à concentração letal média de amostra que causa a morte de 50% dos organismos no tempo e condições de exposição (COSTA, 2008).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. SISTEMA OPERACIONAL E ACLIMATAÇÃO

A Figura 11 mostra a montagem do sistema operacional.

**Figura 11** - Sistema Operacional, onde: 1: Reator MBBR; 2: Compressor de ar; 3: Válvula utilizada para a retirada de amostras; 4: Suporte construído para a segurança do reator; 5: Abertura na parte superior do reator para a possível retirada de amostras com volumes maiores



Fonte: Do autor.

Segundo Rubino et al. (2003), a utilização do processo de bateladas sequenciais possui vantagens como a flexibilidade de ajuste no tempo de ciclo e condições de operação, bem como a utilização de apenas um tanque para reação, descartando necessidade de reciclo de lodo e minimização do arraste dos microrganismos do reator, onde acontece o crescimento mais lento das bactérias autotróficas. Se o processo fosse comparado à um fluxo contínuo, utilizando-se a mesma vazão, talvez, haveria necessidade de utilização de mais tanques para suprir a demanda de vazão e equalização.

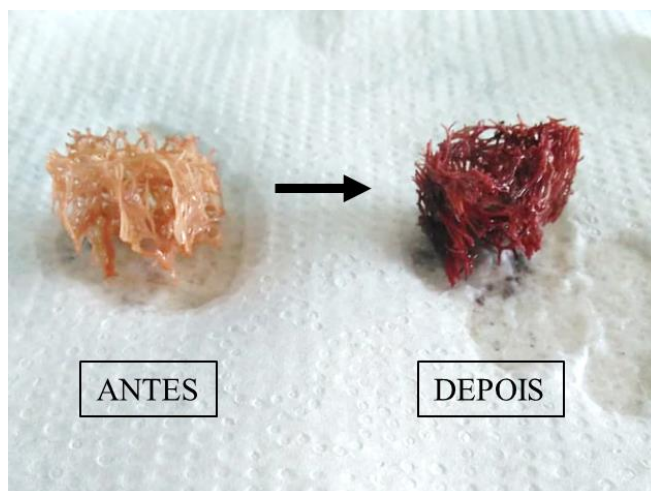
Durante o procedimento inicial de aclimatação dos microrganismos, após 12 dias, notou-se uma coloração roxa na borda do reator, que encontrava-se com um pH levemente

ácido, de aproximadamente 5,1. Na intenção de promover o aumento do pH do meio, adicionou-se cerca de 4 mL de NaOH e inseriu-se posteriormente, 100 mL de uma solução tampão (composta de uma mistura de carbonato de sódio,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , e bicarbonato de sódio,  $\text{NaHCO}_3$ ) com pH aproximado de 9,75.

Passados 4 dias após a neutralização do meio, notou-se uma leve degradação das esponjas, as mesmas encontravam-se deterioradas e com pedaços na borda do reator, tendo a maioria, decantado. Notou-se ainda a formação de um biofilme com coloração levemente roxa ao redor das esponjas, apresentando, nesta etapa, um pH de 6,32. Apesar do aumento do pH, as esponjas estavam deterioradas e impróprias para uso como suporte.

Desta forma, optou-se por não dar continuidade ao processo e sim, iniciar a partida do reator novamente. Logo, o reator foi lavado para início de um novo estabelecimento e operação. Acredita-se que a falta do tamponamento do meio tenha permitido a queda do pH, tornando-o atrativo para fungos e ocasionado a contaminação do reator. Por isso, durante o novo procedimento, o meio foi devidamente tamponado, utilizando-se bicarbonato de sódio. A Figura 12 mostra o suporte antes e no momento que verificou-se o desequilíbrio no processo.

**Figura 12** - Antes e após a contaminação das buchas



Fonte: Do autor.

Ainda, na Figura 13, no primeiro quadrante, pode-se observar de forma mais detalhada o biofilme formado ao redor das buchas, com uma coloração roxa, e, no segundo quadrante, após 48 horas em relação a imagem ao lado, as mesmas em processo de degradação.

**Figura 13** - Formação de biofilme e degradação da bucha vegetal



Fonte: Do autor.

No novo processo de aclimação dos microrganismos, após os primeiros dias transcorrerem com uma aparente normalidade na formação do biofilme, no dia 6, o material suporte começou a apresentar novamente uma coloração roseada, representada na Figura 14, a mesma permaneceu até o dia 9, sem indícios de aumento, desaparecendo a partir desta data.

**Figura 14** - Coloração roseada apresentada pelas buchas



Fonte: Do autor

Este fenômeno já foi observado em outras ocasiões, Jacobs (2013), que também utilizou a bucha vegetal como meio suporte, relatou o aparecimento de uma colônia de coloração roxa nos primeiros dias de operação, justificando sua presença devido ao possível favorecimento do meio para seu crescimento.

A Figura 15 apresenta o biofilme levemente visível, com pequenas porções entre os vários poros apresentados pelas buchas.

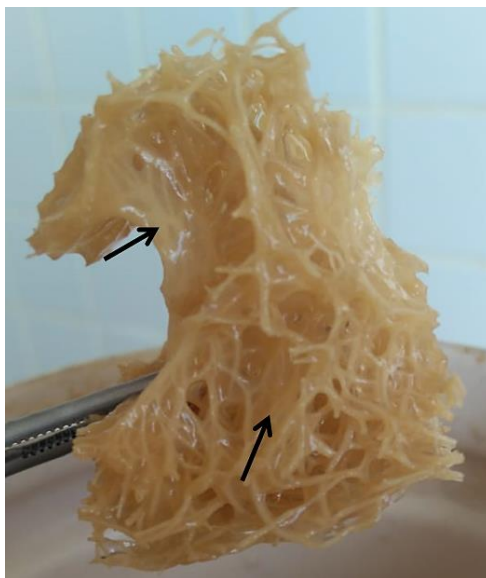
**Figura 15** - Biofilme levemente visível



Fonte: Do autor

Passados os 15 dias de aclimatação, o biofilme formado já estava bem visível (Figura 16), com uma comunidade microbiana aparentemente estável e, portanto, pronto para dar início à entrada de corante.

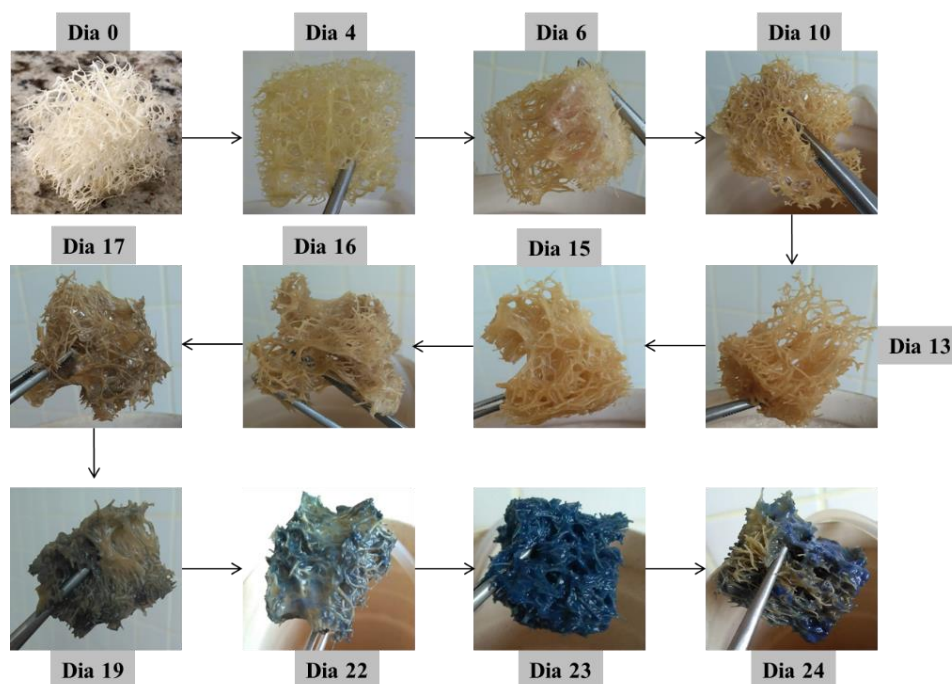
**Figura 16** - Biofilme formado



Fonte: Do autor.

A Figura 17 mostra a evolução das buchas ao longo dos 24 dias no biorreator, desde a partida e aclimatação até serem expostas ao corante em diferentes concentrações e ao consórcio de microrganismos. Pode-se perceber que a partir do dia 17, as mesmas começaram a apresentar uma coloração azul, característica do corante utilizado no tratamento, indicando que houve um processo de adsorção.

**Figura 17** - Aparência das buchas ao longo do processo de tratamento



Fonte: Do autor.

É clara a participação da bucha vegetal no processo de adsorção que ocorreu durante o tratamento, no entanto, segundo Gaspar (2013), o adsorvente (bucha vegetal), retém o adsorvato (corante), até que este chegue a seu ponto de saturação, logo, depois da promoção dos ensaios iniciais é natural que esta chegue à sua saturação, fazendo com que o processo de adsorção se torne pouco significativo, garantindo que as reduções na cor, toxicidade e DQO sejam resultado da ação dos microrganismos.

Além disso, nota-se que no dia 24 a bucha não está completamente corada, como no dia anterior, o que indica que o corante adsorvido pode ter se desprendido nos últimos tratamentos. Ainda, perto do 24º dia de tratamento, a esponja começou a desintegrar-se, indicando sua degradação.

Antunes et al. (2016) investigaram a capacidade de adsorção da bucha vegetal para corantes presentes em efluentes aquosos, em especial o corante azul marinho, concluindo que este material possui uma boa eficiência de adsorção, podendo ser utilizado na remoção de corantes. Outro estudo feito por Vicentin (2017) demonstrou, a partir de taxas de remoção, que a bucha vegetal é um adsorvente eficiente e rápido para o tratamento de efluentes têxteis.

Jacobs (2013) que também utilizou a bucha vegetal como material suporte para formação de biofilme utilizando um RBS (Reator em Batelada Sequencial) observou que,

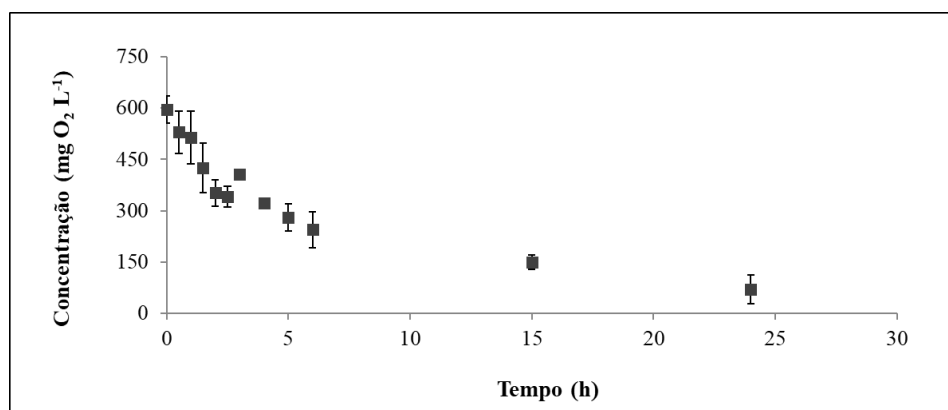
ao longo do tempo de operação, a bucha vegetal teve uma tendência de crescimento da biomassa aderida, indicando boa formação de biofilme, porém, posteriormente, apresentou uma tendência de redução. Ele associa essa redução com a biodegradação da bucha, que foi visivelmente perceptível a partir do 21º dia de operação, relatando ainda que a retirada de uma unidade inteira de bucha do interior do reator tornou-se complicada, sendo que, ao pinçar ela desagregava. A partir do exposto por Jacobs (2013) e dos resultados alcançados no presente trabalho, pode-se dizer que a bucha vegetal possui um tempo de vida de, em média, 23 dias.

#### 4.2. REDUÇÃO DA DQO

Além da redução de cor, outro fator de grande importância para identificar a remoção do corante no meio é a carga orgânica, uma vez que, segundo Nieto (1993), a carga poluidora destes efluentes é basicamente de natureza orgânica. A escolha da DQO para analisar a carga orgânica está relacionada à natureza do composto, já que, segundo Silva (2012), o corante residual contribui para o aumento da demanda química de oxigênio, além de que, no processo têxtil, a adição de produtos auxiliares durante o processo de tingimento também contribui para o aumento da DQO.

As Figuras 18, 19, 20 e 21 mostram a redução da DQO conforme o tempo de tratamento utilizado. Para a menor concentração, onde utilizou-se  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de corante azul índigo, representada na Figura 18, houve uma redução de  $595,0 \text{ mg L}^{-1}$  para  $70,0 \text{ mg L}^{-1}$  após 24 horas de tratamento.

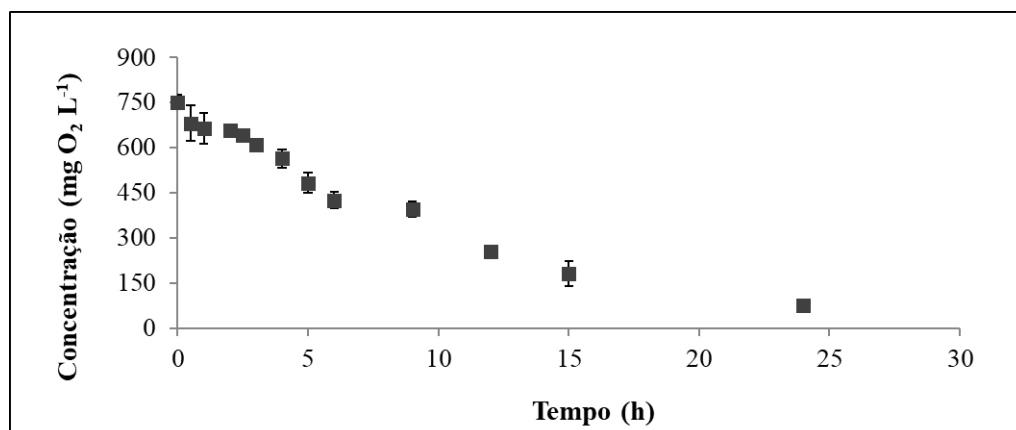
**Figura 18** - Redução da DQO em função do tempo na concentração  $100 \text{ mg L}^{-1}$



Fonte: Do autor



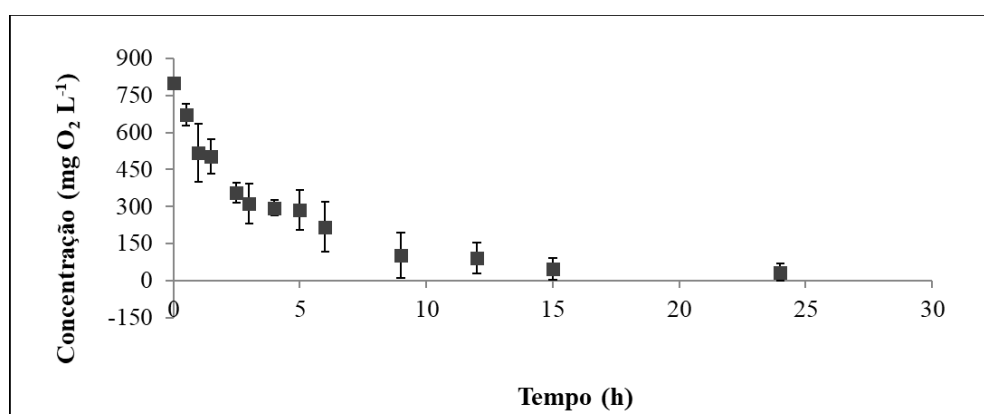
**Figura 19** - Redução da DQO em função do tempo na concentração 200 mg L<sup>-1</sup>



Fonte: Do autor.

Pizato et al. (2017), caracterizou um efluente têxtil, encontrando valores aproximados para a DQO, cerca de 659,0 mg L<sup>-1</sup>. Isso mostra que, apesar da utilização de um efluente sintético, os valores encontrados aproximam-se de um efluente real.

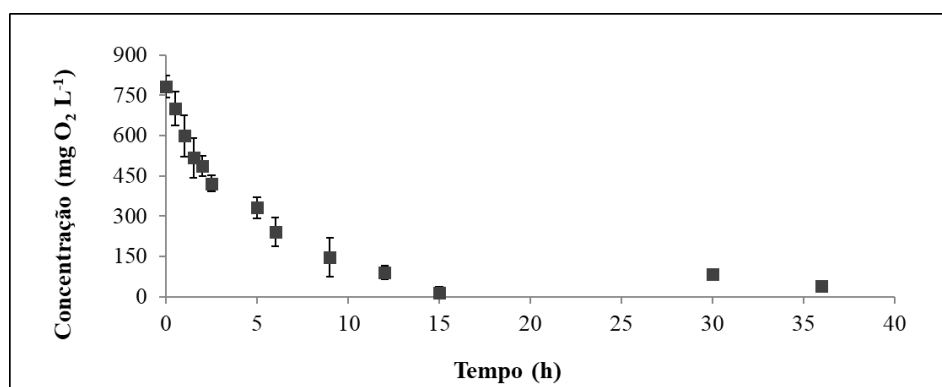
**Figura 20** - Redução da DQO em função do tempo na concentração 400mg L<sup>-1</sup>



Fonte: Do autor.

Para a concentração de 200 mg L<sup>-1</sup>, a solução continha, inicialmente, uma DQO de 751,3 mg L<sup>-1</sup>, chegando a atingir 77,1 mg L<sup>-1</sup> em 24 horas de tratamento.

Para o ensaio contendo 800 mg L<sup>-1</sup> de corante, optou-se em estender o tempo de tratamento, tendo em vista a maior concentração deste composto na solução. Apesar disso, os microrganismos parecem ter se adaptado ao meio, pois houve uma redução significativa, principalmente no início do tratamento, reduzindo de 783,0 mg L<sup>-1</sup> para 39,0 mg L<sup>-1</sup> em 36 horas de tratamento., atingindo uma eficiência média de 95,3%.

**Figura 21** - Redução da DQO em função do tempo na concentração de 800 mg L<sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

Sob o aspecto legal, os valores de DQO encontrados para o efluente sintético, em todas as concentrações, estão em desacordo com os padrões de lançamento de efluentes líquidos industriais, uma vez que, segundo a resolução CEMA (Conselho Estadual de Meio Ambiente) 070/09 – Anexo 7, o limite para a DQO em efluentes industriais é de 200 mg L<sup>-1</sup>. Observando este valor, pode-se concluir que, a partir dos dados obtidos e, de um posto de vista legal, todos os tratamentos foram eficientes e atingiram valores para DQO que se encaixam dentro dos padrões para o lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores.

Tabela 3– Eficiências de remoção da DQO

Concentração de Corante (mg L <sup>-1</sup> )	EFICIÊNCIA (%)		
	12 h	24 h	36 h
100	60,2 ± 5,5	88,7 ± 4,4	-
200	65,9 ± 7,5	89,8 ± 9,8	-
400	72,0 ± 0,1	89,6 ± 7,4	-
800	88,3 ± 5,6	94,8 ± 7,3	95,3 ± 6,6

Fonte: Do Autor.

As maiores eficiências encontram-se nos tratamentos mais prolongados, pode-se perceber que nas concentrações de 100 mg L<sup>-1</sup>, 200 mg L<sup>-1</sup> e 400 mg L<sup>-1</sup>, houve maior remoção de carga orgânica nos tratamentos após 24 h, já para a concentração de 800 mg L<sup>-1</sup> optou-se por estender o tempo de tratamento devido à maior concentração de corante e, realmente, houve maior remoção para o tratamento após 36 h.

Soler (2013) conseguiu atingir uma eficiência máxima de 67% operando um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR) com TDH (Tempo de Detenção Hidráulico) de 14,4 h, utilizando uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de 1,2gDQO/L.d.

Matsumoto et al. (2016), avaliou a redução da DQO para um Sistema de Recirculação em Aquicultura (SRA) utilizando um Decantador de Coluna (DC) associado a um reator aeróbico de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos (BAS-CT), obtendo resultados um pouco inferiores ao presente estudo, chegando a atingir uma média de remoção de 64,9% para um TRH de 0,55 h e 0,20 h. No entanto, o trabalho não traz resultados referentes a toxicidade, que é um fator de extrema importância quando se trata de tratamento de águas residuais.

Chagas (2009) avaliou a biodegradabilidade anaeróbia de um efluente proveniente de uma indústria têxtil utilizando reatores de bancada. Durante o procedimento também foi utilizada uma solução de micronutrientes e bicarbonato de sódio para a manutenção do pH, assim como no presente trabalho. A eficiência média alcançada para Chagas, foi de 50% para a redução da DQO, não atingindo os valores necessários para atender aos padrões exigidos pela legislação.

#### 4.3. REDUÇÃO DA COR

A redução de cor é um parâmetro de grande importância para o trabalho, uma vez que, quando se trata de efluente têxtil, essa é uma das principais características do mesmo, isso devido a utilização dos corantes durante o processo de tingimento dos tecidos, onde, segundo Ghazi Mokri et al. (2015), cerca de 10% destes corantes são descartados em efluentes.

A tabela 04 mostra as eficiências de remoção de cor alcançadas em todos os tratamentos.

Tabela 4 – Eficiências de remoção de cor

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR (%)			
Concentração de Corante (mg L <sup>-1</sup> )	12 h	24 h	36 h
100	30,67 ± 16	36,17 ± 19	-
200	56,10 ± 7	58,41 ± 6	-
400	66,87 ± 10	63,47 ± 13	-
800	84,13 ± 1	84,92 ± 0,4	85,16 ± 1

Fonte: Do autor.

Durante o procedimento foi visível a redução da cor no meio, isso pode ser visto a partir da Figura 22, que mostra o percurso de redução ao longo do tratamento para a concentração de  $800 \text{ mg L}^{-1}$ .

**Figura 22** – Redução de cor para a concentração de  $800 \text{ mg L}^{-1}$  do corante azul índigo



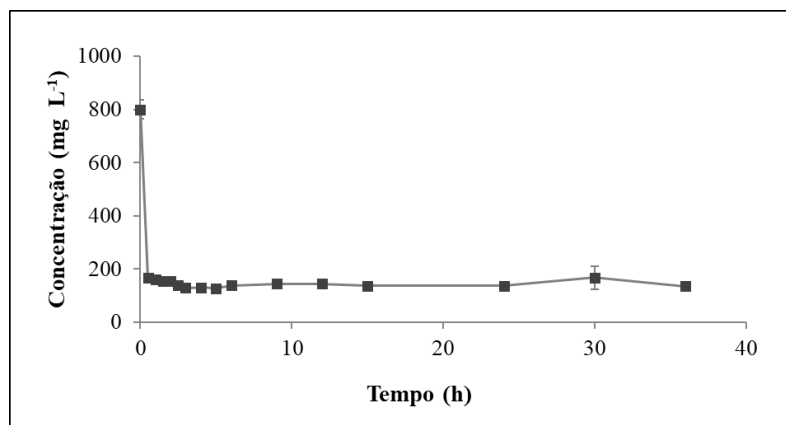
Fonte: Do autor.

\*B: Efluente Bruto; T<sub>0</sub>: 0 h.; T<sub>1</sub>: 0,5 h. T<sub>2</sub>: 1,0 h.; T<sub>3</sub>: 1,5 h.; T<sub>4</sub>: 2,0 h.; T<sub>5</sub>: 2,5 h.; T<sub>6</sub>: 3,0 h.; T<sub>7</sub>: 4,0 h.; T<sub>8</sub>: 5,0 h.; T<sub>9</sub>: 6,0 h.; T<sub>10</sub>: 9,0 h.; T<sub>11</sub>: 12,0 h.; T<sub>12</sub>: 15 h.; T<sub>13</sub>: 24,0 h.; T<sub>14</sub>: 30 h.; T<sub>15</sub>: 36h.

Após a análise de cor para as amostras contendo efluente sintético bruto e tratado conforme os tempos identificados na imagem, os dados não mostraram uma redução gradual na concentração do corante, mas sim, uma grande queda no início do tratamento e estabilização dos valores, com alguns pequenos aumentos na concentração conforme o tempo de tratamento.

Esse fenômeno pode ser visto na Figura 23, que mostra a redução de cor também para o tratamento na concentração de  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de corante, já que este apresentou-se mais eficiente.

**Figura 23** – Redução de cor para o tratamento de  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de corante azul índigo



Fonte: Do autor.

A partir do gráfico, pode-se perceber que houve redução significativa dos valores logo na entrada da solução no reator, tendo atingido a eficiência de cerca de 80% logo na primeira hora de tratamento e, estabilizando os valores posteriormente.

Uma alternativa para a estabilização dos valores logo após a inserção da solução no reator, pode ter sido alguma influência dos microrganismos no meio dificultando a leitura da absorbância, pois, segundo Lima (2016), a multiplicação dos microrganismos gera partículas maiores no meio, dificultando a passagem de luz e turvando a solução, uma vez que, suspensões celulares mais densas exigem comprimentos de onda mais longos, pois nesse caso é gerada menor dispersão de luz.

Lima (2016), ainda apresentou dificuldades na leitura de absorbância após 24 de teste utilizando o sistema fluxo-batelada para verificar a resistência da bactéria *Z. mobilis* frente ao uso da cisplatina.

Costa (2008) conseguiu atingir cerca de 90% de descoloração em um efluente de lavanderia e tinturaria, com uma concentração de 1,25% v/v de consórcio bacteriano e agitação de 50 rpm. Para diferentes concentrações e agitações os resultados não foram tão satisfatórios, o que indica que estes fatores influenciam para a eficiência da remoção.

Ainda, na Figura 24, pode-se ver a descoloração da solução de corante índigo à uma concentração de 200 mg L<sup>-1</sup>, onde, no primeiro frasco, continha o efluente bruto, e, no segundo, a solução tratada após 24 horas de operação, sendo visível a redução de cor.

**Figura 24** – Descoloração da solução de corante com concentração inicial de 200 mg L<sup>-1</sup>



Fonte: Do autor.

#### 4.4. TOXICIDADE

##### 4.4.1. *Artemia Salina*

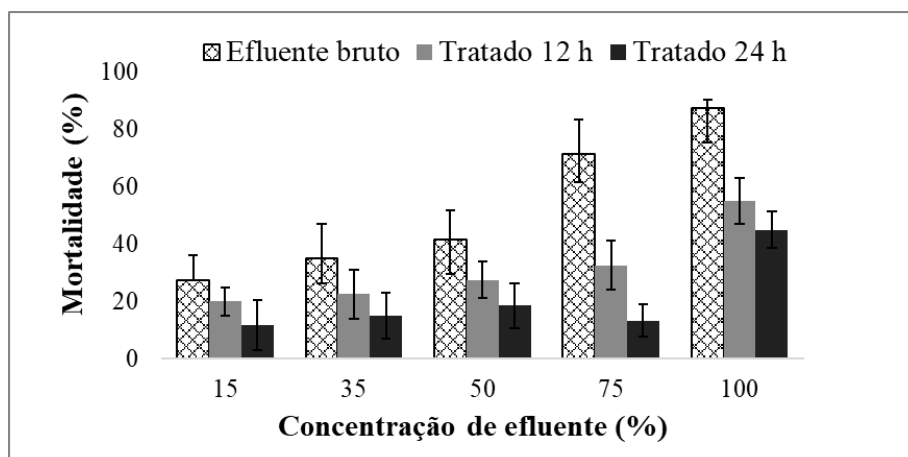
Para todos os ensaios do controle negativo, onde a solução salina foi utilizada, houve 100% de sobrevivência dos organismos-teste. A Figura 25 mostra os náuplios obtidos a partir da eclosão dos ovos.

**Figura 25** – Náuplios de *Artemia salina*



Fonte: Do autor

A toxicidade do efluente para a *A. salina* foi diminuindo conforme o tempo de tratamento, sendo que, apresentou a menor porcentagem de mortalidade para o tratamento de 24 horas, em todos os casos e, o efluente bruto, apresentou a maior toxicidade para o micro-crustáceo, também em todos os casos, indicando a alta toxicidade deste para o organismo-teste e a eficiência do tratamento para a redução da toxicidade.

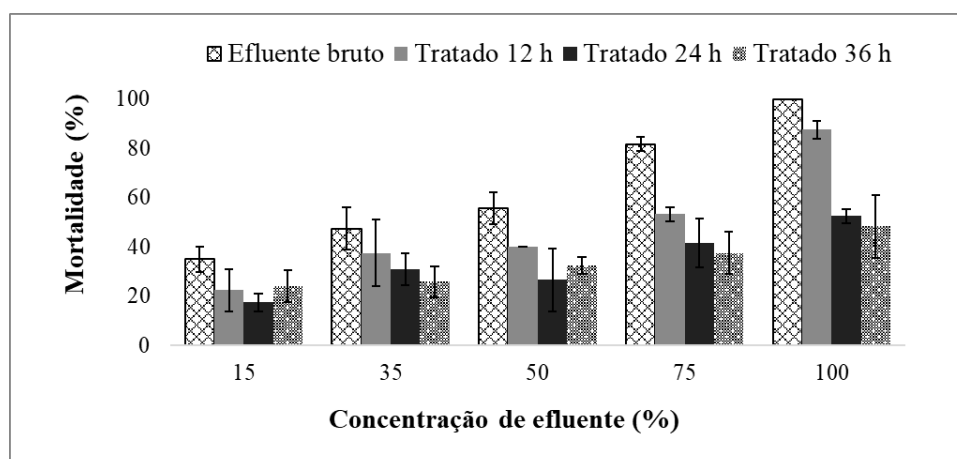
**Figura 26** – Mortalidade de *A. salina* na concentração de 100 mg L<sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

Para a concentração de 800 mg L<sup>-1</sup> os resultados estão expressos na Figura 27. É visível a superioridade da toxicidade do efluente bruto em relação aos demais, uma vez que, para todas as concentrações, demonstrou resultados superiores.

Nas concentrações de 15% e 50% do efluente tratado por 36 h, houve maior mortalidade se comparado ao de 24 h, o que pode ser explicado por algum evento ambiental que possa ter acontecido em tubos específicos onde os organismos-teste ficaram acomodados, uma vez que a posição de cada tubo pode influenciar na sobrevivência dos mesmos, isso devido a maior ou menor exposição a luz e a outros parâmetros que possam influenciar no desenvolvimento dos mesmos, incluindo a qualidade dos ovos utilizados.

Para as demais concentrações, a toxicidade diminuiu conforme o tempo de tratamento, indicando que os tratamentos mais prolongados realmente possuem um percentual de redução maior, o que pode ser visto na concentração total de cada tratamento, exposta na figura abaixo, na concentração de 100%, onde realmente os tratamentos de 24 h e 36 h apresentam percentuais de mortalidade bem menores em relação aos demais, apresentando 53% e 48%, respectivamente.

**Figura 27** - Mortalidade de *A. salina* na concentração de 800 mg L<sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

Verificou-se relação entre aumento da concentração de corante tratado e redução da mortalidade, uma vez que para as maiores concentrações os resultados de redução foram melhores, onde, para as concentrações de 100 mg L<sup>-1</sup>, 200 mg L<sup>-1</sup>, 400 mg L<sup>-1</sup> e 800 mg L<sup>-1</sup> obteve-se percentuais de 43%, 55%, 66 e 88%, respectivamente.

Segundo Magalhães e Filho (2008), CL<sub>50</sub> é um parâmetro que indica a toxicidade da substância testada, sendo que, quanto menor a CL<sub>50</sub>, maior a toxicidade da amostra, logo, analisando os dados da Tabela 05, é possível perceber resultados paralelos de concentração e CL<sub>50</sub>, uma vez que, conforme a concentração aumentou, houve o aumento também da CL<sub>50</sub>, mostrando que, para todos os tratamentos, houve redução de toxicidade e, existe um comportamento concentração-tempo dependentes, onde a redução é maior para os maiores tempos.

Tabela 5 – Concentração Letal Média (CL<sub>50</sub>) para *A. salina*

Concentração de Corante (mg L <sup>-1</sup> )	CL <sub>50</sub> (mg L <sup>-1</sup> )			
	Bruto	12 h	24 h	36 h
100	39,94	140,09	437,22	-
200	30,40	48,01	145,94	-
400	29,25	291,41	785,96	-
800	28,51	46,01	110,18	166,27

Fonte: Do autor.

Pizato et al. (2017) avaliou a capacidade de remoção de cor de um efluente têxtil utilizando o fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI, obtendo resultados relacionados a



toxicidade do mesmo antes e após tratamento. Os resultados mostram uma  $CL_{50}$  para o efluente bruto de 14,72% e para o efluente tratado de 4,98%, indicando um aumento da toxicidade após o tratamento, com 100% de mortalidade dos micro-crustáceos para concentrações acima de 25%.

Fernandes (2018), avaliando a ecotoxicidade do corante têxtil DR343 por Fenton e Fenton-like, obteve resultados relativamente parecidos ao presente trabalho, uma vez que, quanto maior o tempo de exposição, melhores são os efeitos observados, independente da concentração.

Analisando os resultados obtidos, pode-se dizer que o corante azul índigo apresenta alto potencial de toxicidade sobre os organismos testados, uma vez que com concentrações próximas de  $28 \text{ mg L}^{-1}$ , são capazes de causar a morte de 50% da população testada.

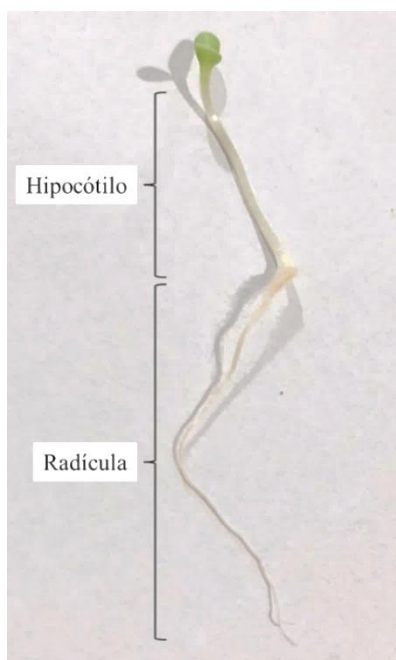
Apenas as análises químicas não possibilitam uma avaliação completa do potencial de risco ambiental dos contaminantes, por isso, existe uma grande relevância em utilizar os testes de toxicidade, uma vez que estes refletem o potencial de uma substância em causar um efeito nocivo a um organismo vivo (Olivi & Espindola, 2008).

Inclusive, análises de toxicidade já vindo sendo exigidas em leis ambientais no Brasil, como no capítulo IV da Resolução nº. 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que diz respeito às condições e padrões de lançamento de efluentes, onde, nos § 1 e 2 do artigo 18, é estabelecido que o efluente não deverá ser capaz de provocar ou possuir potencial que venha a causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor e, os critérios de toxicidade devem ser baseados em resultados obtidos a partir de ensaios ecotoxicológicos padronizados fazendo uso de organismos aquáticos.

#### **4.4.2. *Lactuca Sativa***

A Figura 28 apresenta uma semente germinada após o tempo de incubação e os respectivos locais onde foi feita a medição referente ao crescimento do hipocótilo e da radícula.

**Figura 28** – Broto de *Lactuca Sativa* após incubação de 120 h



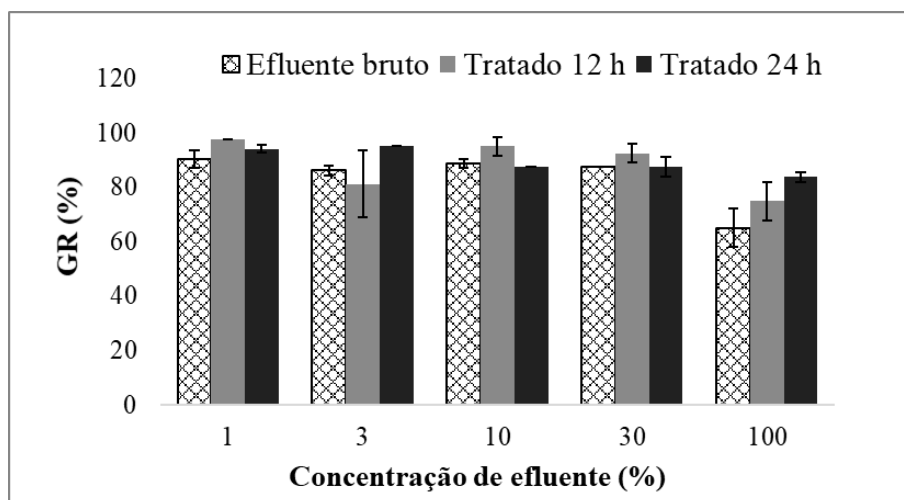
Fonte: Do autor.

Para todos os ensaios realizados, o controle negativo, usando água mineral, apresentou 0,00% de mortalidade dos indivíduos. Os experimentos foram feitos em duplicata.

Em geral, o corante azul índigo apresentou fitotoxicidade para a espécie *Lactuca sativa*, uma vez que, além de manifestar efeitos letais, com a inibição da germinação, apresentou também efeitos sub-letais, que diz respeito ao crescimento da radícula e do hipocótilo, dois indicadores imprescindíveis para a análise da fitotoxicidade, sendo que, contaminantes em baixas concentrações não seriam capazes de inibir a germinação, causando apenas um retardo no crescimento da planta (Sobrero & Ronco, 2008).

Para a concentração de corante à  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , temos os resultados representados nas figuras 29, 30 e 31, onde podemos analisar a Taxa de Germinação (GR), a Inibição do Crescimento do Hipocótilo (ICrH) e a Inibição do Crescimento da Radícula (ICrR), respectivamente.

**Figura 29** – Índice de Germinação da *Lactuca sativa* à 100 mg L<sup>-1</sup>

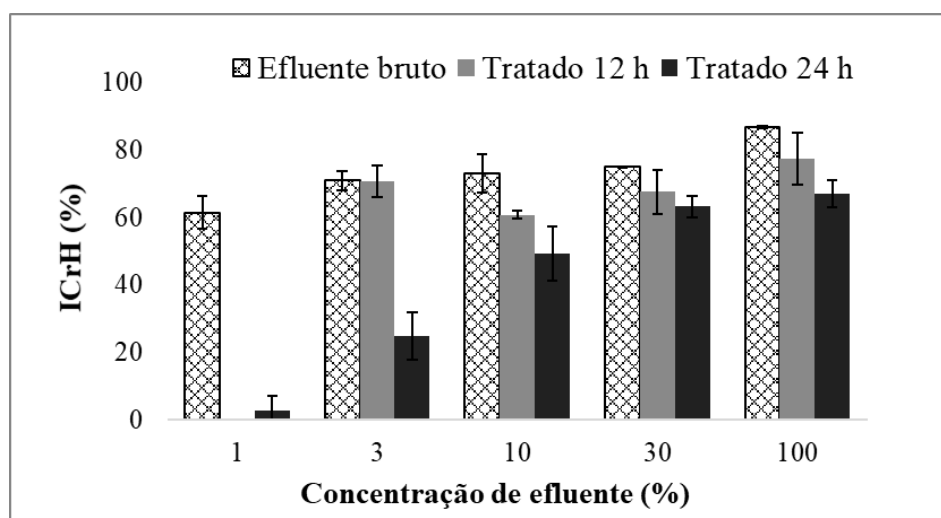


A taxa de germinação referente à concentração de corante de 100 mg L<sup>-1</sup>, para os ensaios contendo apenas o controle negativo, apresentaram 100% de germinação. Pode-se analisar, a partir da Figura 29, que a taxa de germinação varia de acordo com a concentração do efluente, tanto bruto, quanto tratado.

A germinação mostrou-se maior para o tratamento de 12 horas, como na concentração de 1, 10 e 30%, uma vez que, segundo exposto por Sobrero & Ronco (2008), as pequenas concentrações não influenciam diretamente na germinação, mas sim, no crescimento e desenvolvimento da planta, que diz respeito à indicadores sub-letais, como o hipocótilo e a raiz. Além disso, parâmetros ambientais, como temperatura do local de germinação e condição da semente, devem ser levados em consideração.

Para 100% de efluente, a germinação foi maior para o tratamento após 24 horas, com um percentual de 84%, enquanto para o bruto e o tratado após 12 horas, obtiveram-se percentuais de 65% e 75%, respectivamente.

Para os indicadores sub-letais, que comportam o crescimento da radícula e o hipocótilo, as diferenças mostram-se maiores. Os maiores valores, tanto para a ICrH, quanto para a ICrR, concentram-se no efluente bruto, mostrando a toxicidade do corante.

**Figura 30** – Inibição do Crescimento do Hipocótilo à  $100 \text{ mg L}^{-1}$ 

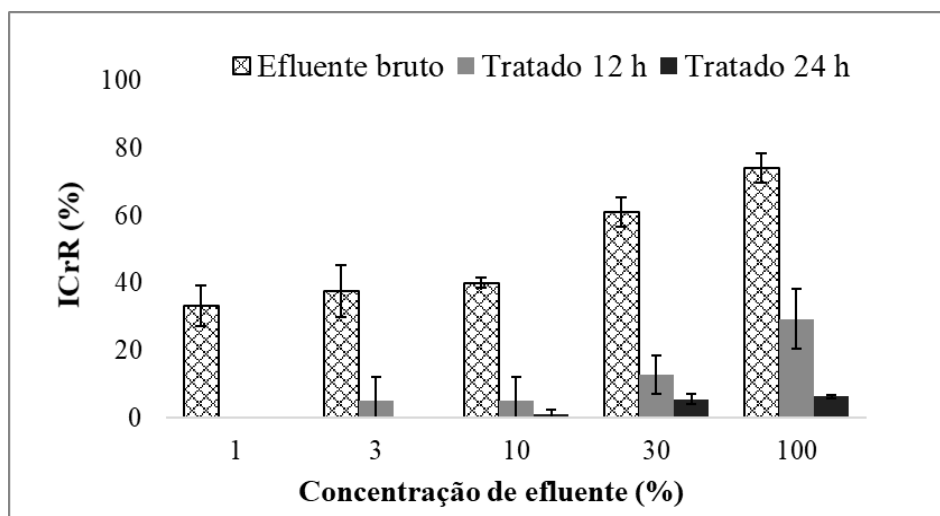
Fonte: Do autor.

A partir da Figura 30, verifica-se maior inibição do ICrH nas maiores concentrações, sendo que, para o efluente bruto, a porcentagem de inibição mostrou-se alta. Exceto pela concentração de efluente de 1%, onde houve uma pequena inibição para o tratamento de 24 horas, para o restante das concentrações, este tratamento mostrou-se melhor, uma vez que apresenta as menores inibições.

Para a ICrR, o tratamento de 24h mostrou-se melhor, uma vez que nas concentrações mais baixas não houve inibição do crescimento, aparecendo apenas nas concentrações mais altas, de 30% e 100%.

Houve maior desenvolvimento do alongamento da radícula se comparado ao hipocótilo, enquanto a inibição do hipocótilo chegou a valores de até 87%, a inibição da radícula não passou dos 75%.

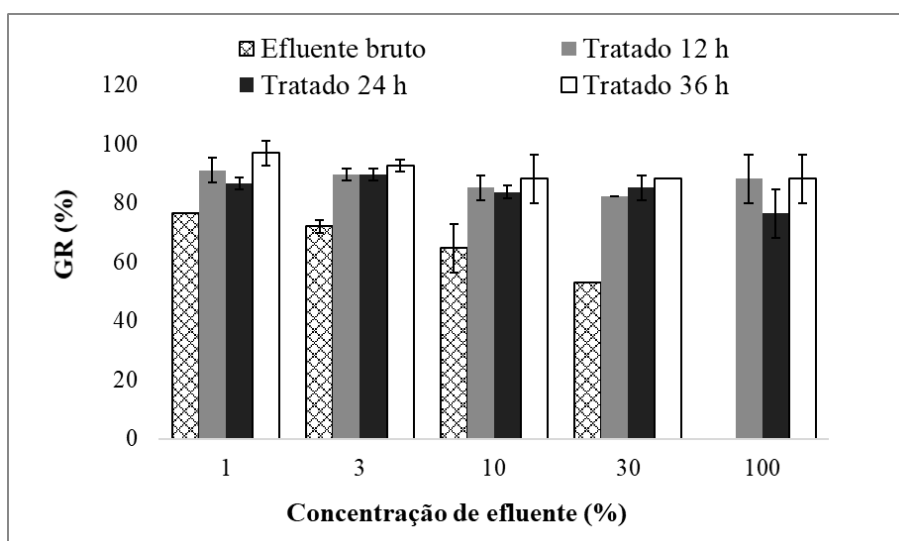
Segundo Sobrero & Ronco, o maior desenvolvimento de uma das partes não deve ser considerado um efeito favorável. Conforme Costa et al. (2019) o hipocótilo é responsável pela sustentação e condução de nutrientes oriundos do tecido de reserva, logo, a inibição do seu desenvolvimento, pode acarretar sérios danos à planta.

**Figura 31** – Inibição do Crescimento da Radícula à 100 mg L<sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

Para a maior concentração de corante submetida ao reator, de 800 mg L<sup>-1</sup>, os resultados de germinação, demonstrados na Figura 32, são relativamente altos, uma vez que a concentração é 8 vezes maior do que a geralmente encontrada em efluentes industriais têxteis. Para os ensaios com efluente bruto, os percentuais de germinação são os menores, chegando a atingir 0% de germinação na concentração total do mesmo, indicando a alta toxicidade do corante.

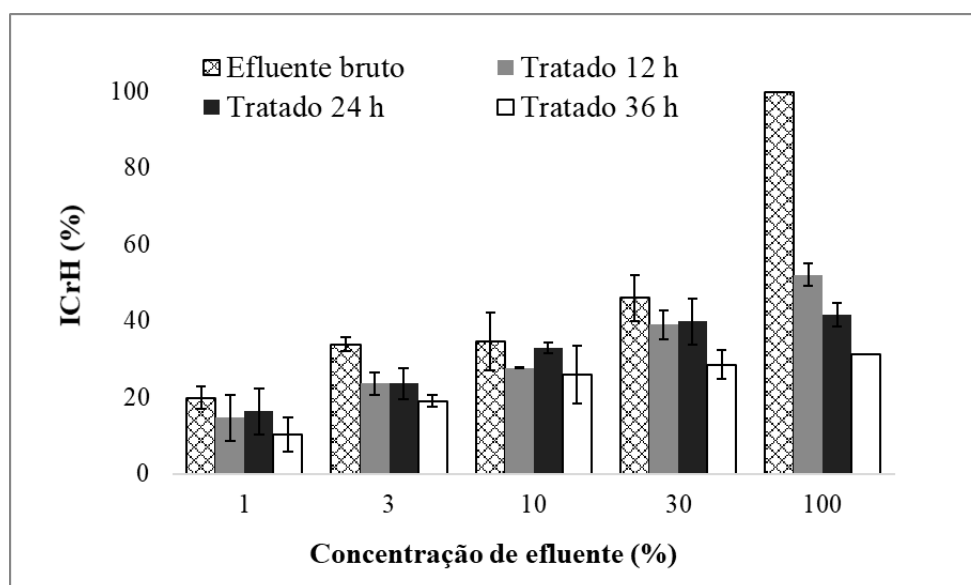
Em alguns casos, houve maior germinação para os tratamentos de 12 h se comparados aos de 24 h, porém, em todos os casos, o tratamento de 36 horas se sobressaiu, evidenciando a necessidade de um tratamento mais prolongado para essa concentração.

**Figura 32** – Índice de Germinação da *Lactuca sativa* à 800 mg L<sup>-1</sup>

Fonte: Do autor.

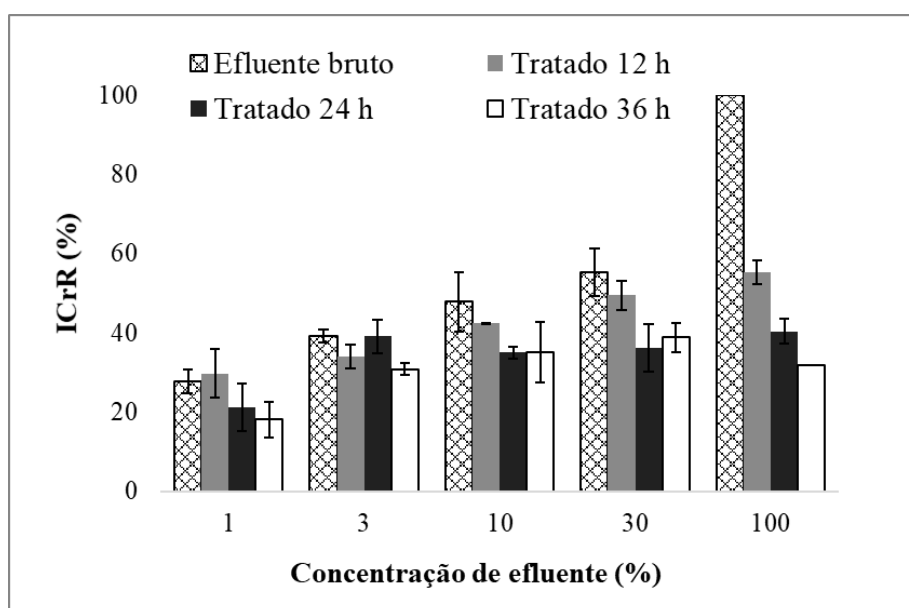
Quando se compara os percentuais de germinação entre as concentrações de 100 mg L<sup>-1</sup> e 800 mg L<sup>-1</sup> para o efluente bruto, ainda que este não seja um fator tão determinante para toxicidade quanto os fatores sub-letais, percebe-se que na maior concentração a germinação atinge valores muito menores, o que indica a ação do corante sobre a *Lactuca sativa*.

**Figura 33** - Inibição do Crescimento do Hipocótilo à 800 mg L<sup>-1</sup>



Fonte: Do autor.

**Figura 34** - Inibição do Crescimento da Radícula à 800 mg L<sup>-1</sup>



Fonte: Do autor.

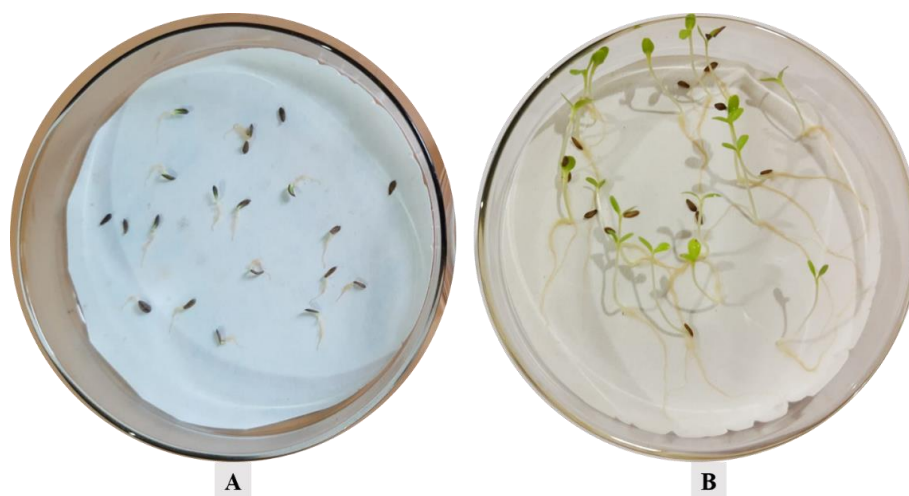
Para o indicador sub-letal que diz respeito ao Índice de Crescimento do Hipocótilo (ICrH), os resultados representados na Figura 33, mostram a maior inibição do efluente bruto em todas as concentrações, principalmente quando não há diluição do efluente, na concentração de 100%, onde a inibição vai diminuindo conforme o tempo de tratamento, apontando os melhores resultados para o tratamento de 36 horas.

Para o indicador ICrR, os resultados também indicam maior inibição do crescimento, na maioria das concentrações, para o efluente bruto, indicando que o corante azul índigo, sem tratamento, possui toxicidade sobre este organismo-teste.

Palácio et al. (2012), usou a mesma metodologia a fim de analisar a fitotoxicidade de um efluente têxtil tratado por Foto-Fenton artificial para a espécie *Lactuca Sativa*, tendo resultados relativamente próximos, uma vez que esta foi capaz de se desenvolver em um ambiente tóxico, tendo os maiores percentuais de germinação também nas amostras mais diluídas e sem indícios de germinação nos ensaios com 100% de efluente, como ocorrido na concentração de 800 mg L<sup>-1</sup>.

Na Figura 35 observa-se os efeitos produzidos sob a *L. sativa* após o contato da mesma com o efluente sem tratamento (A) e com o efluente após tratamento de 24 horas (B), para a concentração de 200 mg L<sup>-1</sup>. É visível o efeito toxicológico do corante sobre o organismo-teste, impedindo em partes sua germinação e crescimento. Mesmo que exista a germinação das sementes em algumas concentrações de corante não tratado, isso não significa que o mesmo não possua toxicidade sobre o organismo.

**Figura 35** – Sementes de *L. sativa* após contato com efluente bruto (A) e tratado (B)



Fonte: Do autor.

Existe uma grande importância em fazer uso de plantas para testes de toxicidade, uma vez que estas, assim que rompem seu estado de dormência e iniciam o processo de germinação, passam por muitas variações fisiológicas e, é nesse momento que tornam-se sensíveis às variações ambientais, logo, a presença de substâncias tóxicas que sejam capazes de afetar esses organismos, podem prejudicar não apenas os mesmos, mas também a estrutura e funcionamento de todo ecossistema, causando danos à produção primária, promovendo a diminuição de oxigênio do meio. (WANG; FREEMARK, 1995).



## 5. CONCLUSÃO

A partir dos resultados expostos no presente trabalho, pode-se concluir que o processo proposto, através do uso de reator MBBR, apresentou-se eficaz para a remediação do efluente têxtil sintético. Da mesma forma, a aplicação da bioaugmentação em conjunto com a bucha vegetal como suporte permitiu, satisfatoriamente, o crescimento e formação do biofilme pelos microrganismos. No entanto, mostrou-se com um tempo de vida relativamente baixo, uma vez que sofreu degradação nos últimos dias de processo. Os tratamentos mostraram-se eficientes para redução de DQO, cor e toxicidade, sendo que, em geral, os melhores resultados foram obtidos para o tratamento utilizando a concentração de corante a  $800 \text{ mg L}^{-1}$  com um tempo de operação de 36 h, uma vez que para este a eficiência de remoção de DQO chegou a aproximadamente 95%, onde ainda, para todos os tratamentos, o padrão de lançamentos de efluentes em corpos hídricos para o estado do Paraná foi alcançado. Embora as concentrações de corantes usualmente encontradas em corpos hídricos cheguem, em média, à  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , é possível que o tempo de tratamento não tenha sido suficiente para atingir uma remoção maior, ainda, o estado de preservação das buchas pode ter influenciado na eficiência do processo, uma vez que a reação de  $800 \text{ mg L}^{-1}$  ocorreu anteriormente à esta. Para os resultados referentes a remoção de cor, não foi possível verificar uma remoção gradual da concentração, mas sim, uma grande redução inicial e estabilização dos valores, que pode ter relação com o aumento da concentração celular no meio e dificuldade de análise por espectrofotometria. O corante mostrou-se tóxico sobre os organismos-teste utilizados, uma vez que apresentou resultados altos para mortalidade em relação à *A. salina*, e, inibição do crescimento tanto da radícula quanto do hipocótilo para *L. sativa*, quando expostas a diferentes concentrações de solução bruta do corante. Para trabalhos futuros, considerando o mesmo sistema operacional, sugere-se fazer a utilização de efluente real pois, apesar da dificuldade de caracterização, este possibilitaria a obtenção de resultados mais próximos de uma aplicação real.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. V. DA C. *et al.* Ecogestão Brasil <http://eventos.ecogestaobrasil.net/congestas/>. **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 3, p. 680–689, 2015.
- ALCÂNTARA, M. R.; DALTIM, D. A química do processamento têxtil. **Química Nova**, v. 19, n. 3, p. 320–330, 1996.
- ANTUNES, A. *et al.* ANTUNES, Angela *et al.* Avaliação da potencialidade de adsorção da bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) para remoção de corante de meios aquosos. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 20, n. 2, p. 72-79, jul. 2016.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- ARAÚJO, A. M. *et al.* Tratamento de efluente têxtil sintético por *Phanerochaete Crysosporium* em reator em bateladas sequenciais. In: VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. 8., 2017. Campo grande: IBEAS, 2017. p. 1-5.
- ARSLAN-ALATON, I.; GURSOY, B. H.; SCHMIDT, J. E. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: Effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. **Dyes and Pigments**, v. 78, n. 2, p. 117–130, 2008.
- BABAN, A.; YEDILER, A.; CILIZ, N. K. Integrated Water Management and CP Implementation for Wool and Textile Blend Processes. **Clean Journal**, v. 38, n. 1, p. 84–90, 2010.
- BARROSO, P. A. *et al.* Caracterização morfológica de plântulas de *Luffa cylindrica* L. germinadas in vitro. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 35, n. 1, p. 89–93, 2014.
- BURKINSHAW, S.; SALIHU, G. The wash-off of dyeing using interstitial water Part 4: disperse and reactive dye on polyester/cotton fabric. **Dyes and Pigments**, v. 99, p.

548-560, 2013.

CAROLINA, A.; JACOBS, P.; CORREA, C. Z. Biofilm Training in Different Materials Support in Biological Wastewater Treatment Health. **Saúde e Saneamento Ambiental**, v. 11, n. 8, p. 95–109, 2015.

CHENG, K. C.; DEMIRCI, A.; CATCHMARK, J. M. Advances in biofilm reactors for production of value-added products. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 87, n. 2, p. 445–456, 2010.

CHERNICHARO, C. A. de L. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. Belo Horizonte:[s.n.], 2001. p. 1-82.

CNI (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA). **O setor têxtil e de confecção e os desafios da sustentabilidade**. Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção. Brasília, 2017.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, A. F. de S. **Aplicação de Tratamentos biológico e físico-químico em efluentes de lavanderia e tinturaria industriais do município de Toritama no estado de Pernambuco**. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) - Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2008.

DILARRI, G.; DE ALMEIDA, É. J. R.; PECORA, H. B.; CORSO, C. R. Removal of Dye Toxicity from an Aqueous Solution Using an Industrial Strain of *Saccharomyces Cerevisiae* (Meyen). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, p. 269, 2016

FALZONI, J. The coloration industry in Brazil. **Rev. Prog. Coloration**, p. 64–70, 1995.

FERNANDES, F. H. **Potencial toxicogenômico e carcinogênico de efluentes da indústria têxtil e dos corantes Disperse Red 1 e Disperse Blue 291 em roedores**. 2016. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências,

Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.

FERNANDES, N. C. **Estudo ecotoxicológico de corante têxtil e remediação por Fenton e Fenton-like**. 2018. 83 f. Tese (Doutorado em Inovação Farmacêutica) - Faculdade de Farmácia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018.

FERREIRA, D. D. M.; SPANHOL, G. K.; KELLER, J. **Gestão do processo têxtil - contribuições à sustentabilidade**, 2009. (Nota técnica).

FUJII, F. Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. 2011. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

FUJITA, R.; JORENTE, M. A Indústria Têxtil no Brasil: uma perspectiva histórica e cultural. **Moda palavra e-periódico**, v. 8, n. 15, p. 153–174, 2015.

GARCIA, J. C., FREITAS, T. K. F. S, PALÁCIO, S. M., AMBRÓSIO, E., SOUZA, M. T., SANTOS, L. B., ALMEIDA, V. C., SOUZA, N. E. **Toxicity assessment of textile effluents treated by advanced oxidative process (UV/TiO<sub>2</sub> and UV/TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) in the species *Artemia salina L.***, Environmental Monitoring and Assessment, v. 185, pp. 2179-2187, 2013.

GASPAR, A. T. F. S. **Bioadsorção de cromo em algas marinhas utilizando coluna extratora**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. D. L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: Aspéctos Biológicos e Técnicos da Biorremediação de Xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, v. 34, p. 36–43, 2005.

GHAZI MOKRI, H. S.; MODIRSHAHLA, N.; BEHNAJADY, M. A.; VAHID, B. Adsorption of C.I. Acid Red 97 dye from aqueous solution onto walnut shell: kinetics, thermodynamics parameters, isotherms. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, p. 1401-1408, 2015.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade estadual do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro. Disponível em:

<<http://xa.yimg.com/kq/groups/24138517/1421219182/name/Apostila+-Tratamento+de+efluentes+industriais.pdf>>.

GRANILLO, R. *et al.* Antibiosis interaction of *Staphylococcus aureus* on *Aspergillus fumigatus* assessed in vitro by mixed biofilm formation. **BMC Microbiology**, v. 15, n. 33, 2015.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, V. B. Fixação do Corante A forma de fixação da molécula do corante a essas fibras geralmente é feita em solução aquosa e pode envolver basicamente. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p. 71–78, 2000.

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica - UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 2006. 175 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

HUNGER, K. **Industrial Dyes: Chemistry, Properties, Applications**. Weinheim: Wiley-VCH Publishers, 2003.

HUYSMAN, P. *et al.* Factors affecting the colonization of non porous and porous packing materials in model upflow methane reactors. **Biotechnology Letters**, v. 5, n. 9, p. 643–648, 1983.

JONES, C. M. A utilização da bioaumentação para combater os problemas de saneamento do Brasil. In: IX Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente, 2008, Rio de Janeiro. **Anais do IX CBDMA**. Rio de Janeiro: Clube de Engenharia, 2008

KÜLZER, B. N.; RODRIGUES, C. O. Generation and physicochemical treatment processes of wastewater containing pigment. **HOLOS Environment**, v. 16, n. 1, p. 58–69, 2016.

KUNZ, A. *et al.* Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78–82, 2002.

LADCHUMANANANDASIVAM, R. **Processos químicos têxteis**. 2. ed. Natal: UFRN 2008.

LALNUNHLIMI, S.; VEENAGAYATHRI, K. Decolorization of azo dyes (Direct Blue 151 and Direct Red 31) by moderately alkaliphilic bacterial consortium. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 1, p. 39–46, 2016.

LAZAROVA, V.; MANEM, J. Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 10–11, p. 319–327, 1994.

LESSEL, T. H. Upgrading and Nitrification by Submerged Bio-Film Reactors - Experiences from a Large Scale Plant. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 10–11, p. 167–174, 1994.

LIMA, E. B. **Resistência de microrganismos (*Saccharomyces cerevisiae* e *Zymomonas mobilis*) na presença de cisplatina empregando um sistema Fluxo-Batelada**. 65 f. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

LIMA, R. O. A de. *et al.* Mutagenic and carcinogenic potential of a textile azo dye processing plant effluent that impacts a drinking water source. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 626, n. 1–2, p. 53–60, 2007.

LIU, Y.; SEKI, M.; TANAKA, H.; FURUSAKI, S. Characteristics of Loofa ( *Luffa cylindrica* ) Sponge as a Carrier for Plant Cell Immobilization. **Journal of fermentation and Bioengineering**, v. 85, n. 4, p. 416–421, 1998.

MAGALHÃES, D. de Paiva; FERRÃO FILHO, A. da Silva. A Ecotoxicologia como Ferramenta no Biomonitoramento de Ecossistemas Aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12, n.3,

p.355-381, 2008.

MATSUMOTO, T. ENRIQUEZ, Y. A. M. Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. **Eng Sanit Ambient.** v.21 n.3. jul/set 2016, 609-614.

MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; BRILLAS, E. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 87, n. 3–4, p. 105–145, 2009.

MASCOLO, G. *et al.* By-products formation during the ozonation of the reactive dye uniblu-A. **Ozone: Science and Engineering**, v. 24, n. 6, p. 439–446, 2002.

MELLO, J. M. M. **Biodegradação dos BTEX em um reator com biofilme.** 2007. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse.** 3. ed. New York: Mcgraw Hill, 1991.

MEYER, B. N. *et al.* Brine shrimp: a convenient general bioassay for active plant constituents. **Journal of Medicinal Plant Research**, v.45, p. 35- 34, 1982.

NIETO, R. A atividade têxtil e a poluição dos rios. **Textília**, São Paulo: Editora Brasil Têxtil Ltda, v. 10, p. 51-55, 1993.

NZILA, A.; RAZZAK, S. A.; ZHU, J. Bioaugmentation: An emerging strategy of industrial wastewater treatment for reuse and discharge. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 846, p. 1–20, 2016.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm Process. **Water Science Technology**, v. 53, n. 9, p. 17-33, 2006.

ØDEGAARD, H. The Moving Bed Biofilm Reactor. In: IGARASHI, T.; WATANABE, Y.; ASANO, T.; TAMBO, N. (Ed.). **Water Environmental Engineering and Reuse of Water**. Norway: Hokkaido Press, 1999, p. 250-305.

OGBONNA, J. C. *et al.* Loofa (*Luffa cylindrica*) Sponge as a Carrier for Microbial **Fermentation and Bioengineering**, v. 78, n. 6, p. 437–442, 1994.

OGBONNA, J. C. *et al.* Efficient production of ethanol by cells immobilized in loofa (*Luffa cylindrica*) sponge. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 84, n. 3, p. 271–274, 1997.

OGBONNA, J. C.; TOMIYAMA, S.; TANAKA, H. Development of a method for immobilization of non-flocculating cells in loofa (*Luffa cylindrica*) sponge. **Process Biochemistry**, v. 31, n. 8, p. 737–744, 1996.

PALÁCIO, S. M. *et al.* Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca Sativa* e *Artemia Salina*. **ENGEVISTA**, v. 14, n. 2, p. 127-134, 2012.

PARK, H. O. *et al.* Application of A2O moving-bed biofilm reactors for textile dyeing wastewater treatment. **Korean Journal Chemical Engineering**, v. 27, n. 3, p. 893-899, 2010.

PEKDEMIR, T. *et al.* Process intensification in wastewater treatment: Ferrous iron removal by a sustainable membrane bioreactor system. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 78, n. 7, p. 773–780, 2003.

PIATTI, T. M. **Plásticos: características, uso, produção e impactos ambientais**. Maceió: EDUFAL, 2005.

PIZATO, E. *et al.* Caracterização de efluente têxtil e avaliação da capacidade de remoção de cor utilizando o fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 1027–1035, 2017.



PRIAC, A.; BADOT, P.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**, v. 340, p. 188 – 194, fev. 2017.

REIS, G. G. dos. **Influência Da Carga Orgânica No Desempenho De Reatores De Leito Móvel Com Biofilme (MBBR)**. 2007. 153 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

ROBINSON, T. *et al.* Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Bioresource Technology**, v. 77, p. 247-255, 2001.

RODGERS, M.; ZHAN, X. M.; CASEY, A. Oxygen transfer and industrial wastewater treatment efficiency of a vertically moving biofilm system. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 151, n. 1–4, p. 165–178, 2004.

RUBINO, F.F.; ARAÚJO, O. Q. F.; COELHO, M. A. Z. Remoção biológica de nutrientes em reator batelada sequencial. **2º Congresso Brasileiro de P&D em petróleo e gás**. 2003.

RUSTEN, B. *et al.* Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 322–331, 2006.

SAFARIKOVÁ, M.; PTCÁKOVÁ, L.; KIBRIKOVÁ, I.; SAFARIKI, I. Biosorption of water-soluble dyes on magnetically modified *Saccharomyces cerevisiae* subsp. *Uvarum* cells. **Chemosphere**, v. 59, p. 831–835, 2005.

SALES, R. **Cinética de degradação de efluente têxtil por biofilme em leito fluidizado trifásico aeróbio**. 1999. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

SANIN, L. B. B. A Indústria Têxtil e o Meio Ambiente. **Tecnologia e Meio Ambiente**. In: XIV Congresso da FLAQT – Caracas, p.13-34 (1997).

SAUER, K. The genomics and proteomics of biofilm formation. **Genome biology**, v. 4,

n. 6, p. 219, 2003.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: CASTILLO, G. (Org.). **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones.** ed. México: IMTA, 2004. Cap. 4, p. 71-79.

SOLER, C. R.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente de indústria têxtil por reator biológico com leito móvel. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 38, p. 21–30, 2016.

SOUSA, J. T. de. *et al.* Tratamento aeróbio de esgotos domésticos utilizando bucha vegetal (*Luffa Cylindrica*) como suporte para biomassa imobilizada. **Revista tecnologia e Tendências**, v. 8, n. 1, p. 39-47, 2009.

VAJNHANDL, S.; VALH, J. V. The status of water reuse in European textile sector. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 29–35, 2014.

VIANNA, M. R. Bucha vegetal: uma alternativa para filtros percolados destinados ao tratamento de esgoto domésticos. **Revista de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos**, v. 2, n. 5, p. 7-9, 2002.

VICENTIN, B. M. **Estudo da adsorção de corante têxtil em fibras naturais de bucha vegetal (*Luffa cylindrica*)**. 2017. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2017.

VISVANATHAN, C.; HUNG, N. Q.; JEGATHEESAN, V. (2008). Hydrogenotrophic denitrification of synthetic aquaculture wastewater using membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 6, p. 673-682.

WANG, L. K. *et al.* **Waste Treatment in the Process Industries**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2006.

WANG, W. C.; FREEMARK, K. The use of plants for environmental monitoring and

assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 30, p. 289-301, 1995.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. The influence of material support kind on the biological moving bed reactors performance used for the carbon removal and nitrification of sewage. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 149–154, 2010.

YANG, C. *et al.* Advanced treatment of textile dyeing secondary effluent using magnetic anion exchange resin and its effect on organic fouling in subsequent RO membrane. **Journal of Hazardous Materials**, v. 284, p. 50–57, 2015.

ZANONI, M. V. B.; YAMANAKA, H. **Contribuições da fotocatalise heterogênea e fotoeletrocatalise no tratamento de efluentes contendo corantes**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2016.

Žaltauskaitė, J.; Čypaitė, A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. **Environmental Research - Engineering and Management**, v.46, p.42-47, 2008.