

Universidade Federal do Triângulo Mineiro  
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Polyane Ribeiro Machado

Cavitação Hidrodinâmica: Degradação do corante azul de bromotimol na presença do  
peróxido de hidrogênio

Uberaba

2018

Polyane Ribeiro Machado

Cavitação Hidrodinâmica: Degradação do corante azul de bromotimol na presença do peróxido de hidrogênio

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Orientador: Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira

Coorientador: Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Uberaba

2018

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do  
Triângulo Mineiro**

M133c Machado, Polyane Ribeiro  
Cavitação hidrodinâmica: degradação do corante azul de bromotimol na  
presença do peróxido de hidrogênio / Polyane Ribeiro Machado. -- 2018.  
67 f. : il., fig., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Universi-  
dade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2018  
Orientador: Prof. Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira  
Coorientador: Prof. Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

1. Água - Tratamento. 2. Água - Purificação. 3. Resíduos industriais. 4.  
Cavitação. 5. Hidrodinâmica. I. Ferreira, Deusmaque Carneiro. II. Universi-  
dade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 628.1

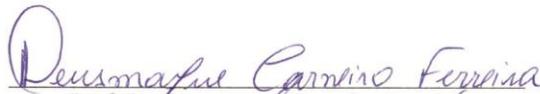
POLYANE RIBEIRO MACHADO

CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA: DEGRADAÇÃO DO CORANTE AZUL DE BROMOTIMOL NA PRESENÇA DO PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO

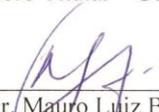
Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Aprovada em 21 de agosto de 2018

Banca Examinadora:

  
Prof. Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira  
Orientador – PPGCTA – UFTM

  
Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass  
Membro Titular – UFTM

  
Prof. Dr. Mauro Luiz Begnini  
Membro titular – UNIUBE

Dedico

este trabalho a minha mãe, Cristiane, por todo amor, incentivo e apoio em todas minhas escolhas e decisões.

Ao meu avô Osvaldo e aos meus irmãos Ryan e Brenno, na tentativa de me redimir de tantos momentos roubados de nosso convívio, dedicados à elaboração deste trabalho.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força imensurável.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, PPGCTA, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Aos amigos do PPGCTA pelo seu auxílio nas tarefas desenvolvidas durante o mestrado, especialmente ao Marcos Vinicius, Andreia Marega e Amanda Biscalquini. Se tornaram grandes amigos.

Aos colegas do PPGCTA pela troca de conhecimentos e pelos momentos agradáveis vividos dentro e fora do seio acadêmico.

A todos os professores do programa que contribuíram de forma muito rica para minha formação.

Ao orientador Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira que me acolheu com toda dedicação, paciência, carinho e profissionalismo. Agradeço por tanto me incentivar e acreditar no desenvolvimento deste trabalho. Palavras não demonstrarão toda minha gratidão.

Ao coorientador Dr. Júlio que desde o início acreditou na minha capacidade e força de vontade para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço pelo auxílio em todos os momentos, inclusive os momentos de desespero. Seus ensinamentos acrescentaram uma maneira essencial de ver o mundo e nele atuar.

Aos técnicos de laboratório Matheus e Vanessa que se prontificaram a me ajudar nas diversas atividades desenvolvidas no laboratório.

À banca examinadora que enriqueceu o trabalho com as sugestões de melhorias.

Agradeço a toda minha família por compreender a minha ausência por todo este período e não deixar de me apoiar em nenhum momento.

As grandes amigas, Tanna, Cássia e Driane que me apoiaram e proporcionaram momentos de descontração que foram essenciais nesses dois anos.

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

“O valor de todo o conhecimento está no seu vínculo com as nossas necessidades, aspirações e ações; de outra forma, o conhecimento torna-se um simples lastro de memória, capaz apenas - como um navio que navega com demasiado peso - de diminuir a oscilação da vida quotidiana. ”

V. O. Kliutchevski

## RESUMO

Devido à expansão da urbanização, aumento das atividades industriais e desenvolvimento tecnológico, o homem tem modificado a maneira como usa os recursos naturais, comprometendo a qualidade da água, do solo e do ar. Os tratamentos convencionais de água e efluentes não removem todos os tipos de compostos químicos, com isso, tem surgido à necessidade de pesquisas que envolvam processos avançados no tratamento desses poluentes. O objetivo do presente estudo foi empregar a cavitação hidrodinâmica para degradação do corante azul de bromotimol. Experimentalmente, soluções saturadas do corante foram submetidas ao processo de cavitação hidrodinâmica em reator Venturi. As rotas foram definidas pelo Planejamento Composto Central (PCC), que otimizou as variáveis pressão, tempo e proporção molar de peróxido. Foram avaliadas as eficiências de degradação do corante a partir das análises da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a remoção de corantes antes e após o tratamento no Venturi. As melhores condições experimentais obtidas nos experimentos foram tempo de 25 minutos, pressão de 4,0 bar e proporção molar de corante e peróxido de 1:30. A ordem de reação da cinética de degradação foi igual a 3.5. Em seguida, um efluente de curtume foi submetido às condições otimizadas para validar a eficiência prática do processo. As eficiências de remoção do corante azul de bromotimol foram similares em termos de DQO e descoloração, obtendo-se taxas de degradação superiores a 90%. Para o efluente de curtume a remoção de DQO foi de 88%. A eficiência do processo é resultante do efeito sinérgico da combinação entre cavitação e peróxido de hidrogênio em mineralizar o corante. O sistema de cavitação com dispositivo Venturi tem grande potencial para remover corantes de efluentes industriais em um curto período de tratamento.

Palavras-chave: Venturi. Demanda Química de Oxigênio. Otimização. Descoloração. Efluente de curtume.

## ABSTRACT

Due to urbanization, increased industrial activities and technological development, man has modified the way he uses natural resources, compromising the quality of water, soil and air. The conventional treatments of water and effluents do not remove all types of chemical compounds, therefore, there has been a need for research that involves advanced processes in the treatment of these pollutants. The aim of the current study was to employ hydrodynamic cavitation for the degradation of bromothymol blue dye. Experimentally, saturated dye solutions were submitted to the hydrodynamic cavitation process in Venturi reactor. The routes were defined by the Central Compound Planning (CCP), which optimized the variables pressure, time and molar ratio of peroxide. The dye degradation efficiencies were evaluated from the analysis chemical oxygen demand (COD) and the color removal before and after treatment in the Venturi. The best experimental conditions obtained in the experiments were a time of 25 minutes, pressure of 4.0 bar and molar ratio of dye and peroxide of 1:30. The degradation kinetics-reaction order was 3.5. Afterwards, a tannery effluent was submitted to optimized conditions to validate the practical efficiency of the process. The removal efficiencies of bromothymol blue dye were similar in terms of COD and discoloration, resulting in degradation rates above 90%. For the effluent tannery COD removal was 88%. The efficiency of the process results from the synergistic effect of the combination of cavitation and hydrogen peroxide on mineralizing the dye. The cavitation system with a Venturi device has great potential to remove dyes from industrial effluents in a short period of treatment.

**Keywords:** Venturi. Chemical Oxygen Demand. Optimization. Discoloration. Effluent of tannery.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Formula estrutural do corante azul de bromotimol.....	28
Figura 2 - Espectro de absorbância do corante Azul de bromotimol ( $\lambda_{(m\acute{a}x.)} = 430 \text{ nm}$ ). ....	30
Figura 3 - Curva padrão de calibrao utilizada na determinao da concentrao do azul de bromotimol antes e após os processos de degradao pelo sistema de cavitao, dispositivo Venturi.....	31
Figura 4 - Curva de calibrao empregada nas análises de DQO. ....	32
Figura 5 - Dimensões em milímetros do Venturi utilizado nos experimentos. ....	34
Figura 6 - Aparato experimental para realizao do fenômeno de cavitao, onde A corresponde ao reservatório, B ao trocador de calor, C ao Venturi, D ao medidor de vazão, E ao medidor de pressão digital.....	34
Figura 7- Gráfico de Pareto dos efeitos .....	39
Figura 8: Gráfico com as eficiências de degradao em funo do tempo e quantidade de peróxido. ....	41
Figura 9: Gráfico com as taxas de degradao em funo da pressão e proporo de peróxido. ....	43
Figura 10: Gráfico com as taxas de degradao em funo do tempo e pressão. ....	44
Figura 11: Cinética de degradao expressa em concentrao do Corante azul de bromotimol em $\text{mgL}^{-1}$ em funo do tempo do experimento. ....	49
Figura 12: Comparao da cor da soluço de azul de bromotimol, antes do tratamento com cavitao hidrodinâmica (I) e após o tratamento com cavitao hidrodinâmica (II). ....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Apresenta os potenciais de redução dos principais oxidantes empregados nos processos de oxidativos avançados.....	24
Tabela 2 - Dados fornecidos pela SABESP da caracterização do efluente de curtume fornecido pela indústria X. ....	29
Tabela 3 - Matriz do PPC com valores originais e codificados (- $\alpha$ ; -1; 0; +1; + $\alpha$ ) das variáveis .....	33
Tabela 4- Remoção do azul de bromotimol após tratamento de Cavitação hidrodinâmica em presença de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> . ....	38
Tabela 5 -Resultado da regressão múltipla aplicada ao PCC sobre o resultado de remoção de cor e DQO.....	40
Tabela 6 - Valores de máximo rendimento para o intervalo das variáveis em estudo. ....	45
Tabela 7 - Valores dos rendimentos de remoção da cor e DQO do corante na ausência de peróxido. ....	46
Tabela 8 - Remoção da cor do corante sintético com adição de peróxido utilizando agitador magnético.....	47
Tabela 9: Sinopse da eficiência do processo de degradação do corante azul de bromotimol (sem H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , em agitador magnético). ....	47
Tabela 10 - Remoção de cor em função do tempo do corante azul de bromotimol tratado nas condições otimizadas. ....	48
Tabela 11 - A Remoção de DQO em função do tempo de tratamento do efluente de curtume tratado nas condições otimizadas.....	51
Tabela 12 – Taxa de germinação da solução azul de bromotimol com valores da solução controle, solução antes do tratamento e pós tratamento. ....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CH – Cavitação hidrodinâmica

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio.

DQO - Demanda química de oxigênio.

ETAD - *Ecological and Toxicological Association of the Dyestuffs Manufacturing Industry*

IUPAC - União Internacional de Química Pura e Aplicada

PCC - Planejamento Composto Central

POA - Processo Oxidativo Avançado.

PPGCTA - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

UV – Ultra violeta

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3. REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>17</b>
3.1 INDÚSTRIA TÊXTIL E O MEIO AMBIENTE.....	17
3.2 CORANTES .....	18
3.3 EFLUENTE DE CURTUME.....	19
3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL .....	20
3.5 RISCOS AMBIENTAIS DO DESCARTE DE CORANTES INDUSTRIAIS .....	<b>20</b>
3.6 RISCOS À SAÚDE DO DESCARTE DE CORANTES INDUSTRIAIS.....	21
3.7 MÉTODOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES TÊXTEIS .....	21
<b>3.7.1 Métodos físicos de tratamento de efluentes têxteis .....</b>	<b>22</b>
<b>3.7.2 Métodos biológicos de tratamento de efluentes têxteis.....</b>	<b>22</b>
<b>3.7.3 Métodos químicos de tratamento de efluentes têxteis (Processos Oxidativos Avançados) .....</b>	<b>22</b>
3.8 CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA .....	24
<b>3.8.1 Origem da cavitação hidrodinâmica.....</b>	<b>24</b>
<b>3.8.2 Tipos de cavitação.....</b>	<b>25</b>
<b>3.8.3 Fenômeno cavitacional.....</b>	<b>25</b>
<b>3.8.4 Aplicação geral da cavitação hidrodinâmica .....</b>	<b>26</b>
<b>3.8.5 Cavitação hidrodinâmica no tratamento de águas e efluentes .....</b>	<b>27</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>27</b>
4.1 PREPARO DA SOLUÇÃO DE AZUL DE BROMOTIMOL .....	28
4.2 EFLUENTE REAL DE CURTUME .....	29
4.3 ESTUDOS DE REMOÇÃO DE COR .....	30
4.4 CURVA PADRÃO DE CALIBRAÇÃO (AZUL DE BROMOTIMOL).....	30
4.5 ANÁLISES DE DQO .....	31

4.6 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL DO CORANTE AZUL DE BROMOTIMOL .....	32
4.7 APARATO EXPERIMENTAL (VENTURI) .....	33
<b>4.7.1 Fenômeno de cavitação hidrodinâmica .....</b>	<b>35</b>
<b>4.7.2 Condições de controle.....</b>	<b>35</b>
<b>4.7.3 Cinética de degradação do azul de bromotimol.....</b>	<b>36</b>
4.8 ECOTOXICIDADE.....	36
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>37</b>
5.1 DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NAS CONDIÇÕES MAXIMIZADAS .....	45
5.2 VALIDAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO EM CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS ..	45
5.3 DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NO VENTURI NA AUSÊNCIA DE H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	45
5.4 AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NA AUSÊNCIA DO VENTURI E PRESENÇA DE H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	46
5.6 CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DO CORANTE AZUL DE BROMOTIMOL.....	48
5.6 ANÁLISES DE DQO DO EFLUENTE DE CURTUME APÓS TRAMANETO COM CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA.....	50
5.7 TESTES DE ECOTOXICIDADE.....	51
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>52</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>54</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável à sobrevivência de todos os seres vivos. É uma substância fundamental para o equilíbrio do ecossistema (PAZ; THEODORO; MENDONÇA. 2000). No entanto, o crescimento populacional, a demanda por água nos usos industriais e agrícolas, o manejo incorreto do solo, as mudanças climáticas, a constante exploração das reservas de águas subterrâneas vem ameaçando a qualidade da água em todo o mundo (TUNDISI, 2008).

As contaminações dos mananciais por meio de efluentes industriais causam alteração na qualidade da água nos corpos receptores e, conseqüentemente, a sua degradação devido a sua elevada carga orgânica, cor acentuada e compostos químicos tóxicos (KUNZ, 2002). Entre as contaminações industriais podemos citar os despejos provenientes da indústria têxtil.

Esses efluentes industriais têxteis têm sido uma preocupação emergente de pesquisadores e ambientalistas, pois estes apresentam composição heterogênea e grande quantidade de material tóxico e recalcitrante, o que dificulta seu tratamento (SANTOS et al., 2017). Os corantes são substâncias intensamente coloridas e são utilizadas no tingimento de vários substratos, que incluem papel, cabelos, alimentos, drogas, cosméticos, ceras, graxas, plásticos, têxteis, dentre outros (GUARATINI, 2000). Os corantes têxteis apresentam estruturas químicas bastante variadas, que incluem componentes ácidos, básicos, substâncias reativas, dispersantes, azo, diazo e metal potencialmente tóxico (ÇETIN; DÖNMEZ, 2006). As moléculas dos corantes são complexas e estáveis, com longo tempo de residência no ambiente (AMORIM; LEÃO; MOREIRA, 2009; HAO, 2000). Além disso, muitas dessas moléculas apresentam elevado potencial carcinogênico e mutagênico. Mais de 90% dos 4.000 corantes testados pela *Ecological and Toxicological Association of the Dyestuffs Manufacturing Industry* (ETAD) apresentaram altos valores de toxicidade (AMORIN et al., 2009).

As diversas tecnologias utilizadas na descoloração de efluentes têxteis, apresentam contensões em termos de custo, viabilidade, aplicabilidade, impacto ambiental, geração de lodo, utilização de pré e pós tratamento, taxa de produtos orgânicos removidos e geração de intermediários potencialmente tóxicos (BELTRAME, 2006).

Isso torna a escolha do processo dependente de aspectos econômicos, fatores operacionais, como dosagens de produtos químicos, eficiência desejada, quantidade de lodo produzido, grau de inativação ou de substâncias recalcitrantes presentes e da classe de corantes a ser tratada (BELTRAME, 2006).

Muitas vezes os métodos clássicos utilizados no tratamento de efluentes têxteis necessitam de um método complementar tornando o tratamento do processo dispendioso e prolongado, além disso algumas técnicas podem gerar produtos secundários altamente tóxicos (SEN et al., 2016) e no caso do tratamento biológico não apresenta uma solução completa para o problema devido à baixa biodegradabilidade de muitos corantes (LUCAS; PERES, 2006).

Devido a sua toxicidade e persistência no meio ambiente, a remoção desses corantes tornou-se questão de grande interesse da comunidade científica e dos órgãos ambientais que regem as leis de descarte de substâncias com alto poder de poluição nos ambientes aquáticos (ALMEIDA; CORSO, 2014).

Os descartes dos efluentes têxteis sem tratamento nos ambientes aquáticos provocam outras sérias consequências no ecossistema, esses podem impedir a penetração da luz solar nas camadas mais profundas (FERNÁNDEZ; LARRECHI; CALLAO, 2010), alterando a atividade fotossintética do meio, resultando em deterioração da qualidade dessa água, diminuindo a solubilidade de gases, como o oxigênio (ZANOMI, 2001), propiciando efeitos tóxicos sobre a fauna e a flora aquática (GOGATE e BHOSALE, 2013; LALNUNHLIMI; KRISHNASWAMY, 2016).

A degradação dos corantes é dificultada devido à presença de anéis aromáticos, grupos aminas, ligações azoicas, grupos sulfonados e íons metálicos presentes em suas estruturas moleculares. Uma problemática envolvendo os corantes é que devido a sua estrutura química eles muitas vezes são compostos inibidores das atividades metabólicas de microrganismos, reduzindo assim a probabilidade de serem degradados naturalmente no ambiente. Quando a degradação é realizada de maneira incompleta pode gerar subprodutos altamente tóxicos ao homem e aos organismos aquáticos (DILLARI; AMEILDA; CORSO, 2015).

A dificuldade em remover esses poluentes não está apenas nas limitações das tecnologias empregadas, mas está atrelado ao avanço tecnológico e geração de novos compostos químicos nos quais somente uma parte deles é caracterizada quanto aos aspectos toxicológicos. Esses compostos quando não são registrados inviabilizam seu estudo e o modo como ele pode interferir no meio ambiente (GAYLARDE; BELLINASSO; MANFIO, 2005).

Os aspectos tecnológicos utilizados em concordância com o meio ambiente já é uma realidade em alguns países industrializados e uma necessidade para aqueles que se encontram em vias de desenvolvimento. Atualmente, observa-se novas técnicas empregadas nos métodos químicos de tratamento como a ozonização, fotodegradação (FARAH et al., 2007), métodos

físicos por fluxo subcrítico (HOSSEINI et al., 2010) e métodos biológicos de adsorção (MENDES et al., 2015), e biodegradação (PRIYA et al., 2015).

Outra técnica alternativa no tratamento de água e efluentes que vem ganhando espaço nos últimos anos é a cavitação hidrodinâmica. A cavitação hidrodinâmica é um fenômeno de grande potencial para diversas aplicações industriais, com efetividade comprovada em diversos processos químicos, no tratamento de água e efluentes (BADVE et al., 2014).

Diversas pesquisas científicas têm comprovado que o emprego da cavitação hidrodinâmica é uma técnica relativamente simples e barata (SANCHES, 2015). A cavitação hidrodinâmica gera uma união de fenômenos químicos, mecânicos e térmicos, que em conjunto são capazes de reduzir a presença de substâncias químicas e microrganismos na água (GOMES, 2015).

Os principais efeitos dos fenômenos de cavitação são a geração de condições de temperaturas e pressões muito elevadas com liberação de radicais livres altamente reativos e de geração de micro turbulências, aumentando assim as taxas de fenômenos de transporte (DELMÉE, 2003; JYOTI E PANDIT, 2004). A formação dos radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ) no processo de cavitação é capaz de produzir diversas alterações na estrutura química dos poluentes (HSUEH et al, 2005).

Adicionalmente, a eficiência de degradação de um reator de cavitação hidrodinâmica pode ser aumentada com uso de oxidantes tais como  $\text{H}_2\text{O}_2$  (SAHARAN et al., 2011).

Nesse contexto os processos oxidativos avançados podem ser utilizados no tratamento de efluentes contendo corantes, pois possuem elevado potencial para degradar, seja parcialmente ou totalmente, essas moléculas que não são completamente degradadas em sistemas biológicos de tratamento (MALDONADO et al., 2007).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1OBJETIVO GERAL**

Avaliar a degradação do corante azul de bromotimol empregando a cavitação hidrodinâmica para dispositivo Venturi em presença do peróxido de hidrogênio.

## 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Otimizar os parâmetros de pressão, tempo e dosagem de peróxido na degradação do corante azul de bromotimol.
- Avaliar a eficiência na remoção de cor e DQO da cavitação hidrodinâmica do corante azul de bromotimol.
- Definir a ordem da cinética de degradação para o dispositivo Venturi, variando as pressões de entrada.
- Avaliar a eficiência na remoção de DQO da cavitação hidrodinâmica de um efluente real.
- Avaliar a toxicidade do corante azul de bromotimol antes e após o tratamento do corante por cavitação hidrodinâmica em dispositivo Venturi.

## 3. REVISÃO DA LITERATURA

### 3.1 INDÚSTRIA TÊXTIL E O MEIO AMBIENTE

O Brasil possui um forte setor têxtil, representando uma parte importante da economia do país, porém o não cumprimento a legislação e a falta de fiscalização com relação aos descartes dos efluentes gerados por esse setor têm sido um problema ambiental emergente. Observa-se que a maior parte da carga orgânica de corantes que entram no meio ambiente é através dos efluentes industriais têxteis (REVANKAR; LELE, 2007).

De acordo com Moran et al. (1997) e Talarposhti et al. (2001), as indústrias têxteis possuem uma das mais altas cargas poluidoras em seu efluente, devido às variações em seus processos e produtos utilizados torna seus efluentes um composto complexo devido à alta concentração de matéria orgânica, presença de materiais não-biodegradáveis, substâncias tóxicas, detergente, soda, graxas e óleos (RODRIGUES et al., 2002).

As etapas que envolvem o processo têxtil são: Engomagem, desengomagem (liberando principalmente amônia, graxas), desemulsificação (liberando desinfetantes, surfactantes, gorduras e óleos), branqueamento (silicato de sódio, peróxido de hidrogênio e estabilizadores orgânicos) merceirização (hidróxido de sódio e vários tipos de sais), tingimento (liberando corantes, surfactantes, metais e outras substâncias) e enxágue (SANTOS et al., 2007). Em todas as etapas do processo grandes quantidades de substâncias são liberadas, no entanto, as

etapas de tingimento e enxágue representam as maiores preocupações, devido à elevada carga de corantes.

Além da carga elevada de substâncias descartadas em seu processo de produção, a indústria têxtil consome cerca de 100 m<sup>3</sup> de água para cada tonelada de tecido processado, gerando 100 kg de DQO por dia (BERGNA et al., 1999). As composições variadas, a grande quantidade de material tóxico e recalcitrante, forte coloração, sólidos suspensos, pH altamente flutuante, temperatura elevada, grandes concentrações de DBO, considerável quantidade de metais potencialmente tóxicos, compostos orgânicos clorados e surfactantes representam riscos à saúde e ao meio ambiente (CISNEROS; ESPINOZA; LITTER, 2002).

### 3.2 CORANTES

Até a metade do século XIX, não existiam corantes sintéticos, todos os corantes eram derivados de folhas, ramos, raízes, frutos ou flores de várias plantas e substâncias extraídas de animais (GUARATINI; ZANONI, 2000). Mesmo tendo sua origem na Europa desde o século XVI, a indústria de corantes têxteis teve seu primeiro corante sintético descoberto apenas em 1856 na Inglaterra por William H. Perkin (ZOLLINGER, 2003). Hoje mais de 700.000 toneladas de corantes são produzidas anualmente para uso nas indústrias têxteis (BURKINSHAW; SALIHU, 2013), e é responsável pela maior parte da produção, uso e descarte de efluentes contendo essas substâncias (DILARRI et al., 2016).

Do ponto de vista espectroscópico, os corantes podem ser definidos como substâncias capazes de absorverem ondas eletromagnéticas do espectro visível, na faixa entre 400 e 700nm (ZOLLINGER, 2003). E podem ser classificados de acordo com sua estrutura química ou de acordo com o método pelo qual ele é fixado na fibra têxtil (GUARATINI e ZANONI, 2000).

Os corantes compreendem três grupos principais: (a) o grupo cromóforo responsável pela cor, (b) grupos auxocromos que são intensificadores de cor, como os grupos amino, amino substituídos, carboxílicos, hidroxílicos e (c) grupos solubilizantes responsáveis pela solubilidade e lavabilidade, como grupos sulfônicos e aminas quaternárias (TWARDOKUS, 2004).

Suas estruturas são muito variadas, e podem englobar corantes ácidos, básicos, reativos, dispersos, azo, diazo e metal complexo. Esses corantes são empregados em vários seguimentos no mercado, como na indústria cosmética, farmacêutica, plástica, de alimentos, fotográfica, papel, têxtil, entre outras. Atualmente existem cerca de 10.000 tipos de corantes

sintéticos, destes 2.000 são usados apenas pela indústria têxtil (DALLAGO et al., 2005; RODRIGUES, 2003). Estima-se que no Brasil sejam consumidas aproximadamente 20 toneladas por ano, dos quais 20% sejam descartados como efluentes.

Devido às suas características intrínsecas, estes produtos são altamente detectáveis a olho nu, sendo visíveis em alguns casos mesmo em baixas concentrações (GUARATINI; ZANONI, 2000; ROBINSON et al., 2001). Este comportamento apresenta vantagens e desvantagens, pois mesmo lançados em concentrações traço nos mananciais podem causar acentuada mudança de coloração nos mesmos, mas pode também ser facilmente detectada pelo público e autoridades que controlam os assuntos ambientais (GUARATINI; ZANONI, 2000).

### 3.3 EFLUENTE DE CURTUME

O couro é um subproduto da indústria de carne, que consiste em uma pele animal que após um processo de limpeza, estabilização e acabamento, pode ser empregado como matéria-prima na fabricação de produtos variados, sendo as principais aplicações: confecção de estofados, calçados, vestuários, dentre outros artigos (PACHECO, 2005).

Dentre os poluentes produzidos por essas indústrias estão os componentes orgânicos que são proteicos e lipídicos provenientes da pele do animal, e os componentes inorgânicos provenientes do excesso de produtos químicos que não foram fixados durante o processamento industrial (CASSANO et al., 2001).

Os efluentes de curtume são caracterizados por possuírem elevadas concentrações de matéria orgânica e metais pesados, como o cromo, potencialmente tóxico, que podem resultar em irritações na pele, olhos, e trato respiratório, além de cânceres, problemas neurológicos e mutagênicos (RODRIGUES et al., 2008). Além disso, esses efluentes possuem elevada salinidade e pH elevado, características que influenciam em vários parâmetros de análise de efluentes, tais como DBO, DQO e sólidos totais (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Para o tratamento de efluentes de curtume são utilizados métodos físicos, químicos, biológicos e suas combinações. Entre eles estão a coagulação, floculação, adsorção, troca iônica, processos eletroquímicos, processos oxidativos, por radiação, biorremediação e fitorremediação (GODECKE; RODRIGUES; NAIME, 2012).

As elevadas concentrações de cromo, amônia, sulfato e compostos orgânicos de baixa degradabilidade, tornam o tratamento deste efluente um grande desafio (GODECKE; RODRIGUES; NAIME, 2012). Portanto, diferentes técnicas de degradação são estudadas

como alternativa aos clássicos processos físicos, químicos e biológicos. Os processos de Oxidação Avançados (POAs) oferecem uma alternativa promissora para o tratamento desses efluentes (SCHRANK, 2003).

### 3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Os corantes sintéticos se enquadram na categoria de poluentes emergentes. Esses poluentes emergentes apesar de não terem sido incluídos em programas de monitoramento, nem em legislações específicas à qualidade ambiental estão constantemente sendo lançados no meio ambiente por meio de atividades antrópicas (HORVAT et al., 2012).

A resolução 357 (2005) do CONAMA que estabelece os padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos brasileiros propõe que o lançamento não pode afetar as características originais do corpo receptor. Além disso, em 2011 uma nova resolução que altera e complementa a resolução 357 estabelece critérios para a cobrança do atendimento aos parâmetros de toxicidade pelos órgãos ambientais estaduais.

Com isto, estes órgãos já estão exigindo, por meio de Portarias e Resoluções, que as empresas atendam aos limites de toxicidade estabelecidos para efluentes (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). Essa resolução não permite a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam previamente removidos por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencional em corpos de água de classes especial, classe 1 e 2.

### 3.5 RISCOS AMBIENTAIS DO DESCARTE DE CORANTES INDUSTRIAIS

Entre os riscos associados ao descarte de efluentes coloridos nos corpos d'água é possível citar: a dificuldade de penetração de luz nas camadas mais profundas dos mananciais; acarretando riscos aos organismos fotossintéticos, diminuição da solubilização dos gases; causando danos as guelras e brânquias dos organismos aquáticos, além disso a diminuição do oxigênio dissolvido promove a eutrofização do ambiente, o aumento de DQO e DBO dos rios (ZANONI et al., 2001). Pesquisas também relataram que os corantes podem interferir perturbando os locais de desova e refúgio de organismos aquáticos e semiaquáticos (AI-DEGS et al., 2000). A presença de corantes também pode dificultar e encarecer o tratamento de água pelas distribuidoras.

Os corantes e seus intermediários são suscetíveis a acumulação em plantas e outros organismos aquáticos (ARAVIND et al., 2016).

### 3.6 RISCOS À SAÚDE DO DESCARTE DE CORANTES INDUSTRIAIS

Alguns corantes sintéticos apresentam elevada toxicidade e mesmo em concentrações baixas podem trazer efeitos nocivos aos organismos como; tumores na bexiga, fígado e rins, surgimento de asma, eczema, dermatite de contato, irritação dos olhos, aberrações cromossômicas, que são relatados em trabalhadores com corantes (CHUNG, 2016).

Alguns corantes contendo a função azo aromático como cromóforo, os quais representam o maior grupo de corantes orgânicos produzidos mundialmente, promovem no organismo a biotransformação com formação de intermediários com reconhecido efeito genotóxico, carcinogênico e mutagênico (NAM et al., 2001; PINHEIRO et al., 2004).

A toxicidade desses corantes azos não é determinada, de forma geral, pelo próprio pigmento, mas por aminas aromáticas, que são produtos de sua degradação. Essas moléculas são provenientes da redução do grupamento azo, mediante a ação de enzimas denominadas azorredutases (BAFANA et al., 2010).

Esses catalisadores são produzidos pelo fígado em mamíferos e por diversos microrganismos, inclusive bactérias da flora intestinal (BAFANA et al., 2010). A liberação e absorção de aminas aromáticas nos seres humanos e outros mamíferos ocorre predominantemente no intestino pela atuação das bactérias, podendo ocasionar vários efeitos adversos ao organismo (PUVANESWARI et al., 2006).

Devido à complexa constituição química e variedade desses corantes a sua remoção é um dos grandes problemas enfrentados pelas indústrias (PIMENTEL et al., 2015).

### 3.7 MÉTODOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES TÊXTEIS

As tecnologias utilizadas para o tratamento de efluentes têxteis podem ser divididos em dois grandes grupos: os métodos não destrutivos e os destrutivos. Os métodos não destrutivos são baseados na transferência de fase e os processos destrutivos por sua vez envolvem a biodegradação por meio de microrganismos vivos e mineralização por meio de processos oxidativos avançados que por sua vez podem ser combinados ou não com outros processos (KUNZ et al., 2002).

Devido à grande diversidade de cores utilizadas cada vez mais pelas indústrias, os corantes possuem uma grande variedade estrutural dificultando, entretanto, a utilização de um único método no tratamento desses efluentes (FERREIRA; LEITÃO, 2000).

### **3.7.1 Métodos físicos de tratamento de efluentes têxteis**

Podemos citar como métodos físicos de pré tratamento: a sedimentação, decantação, filtração, centrifugação e flotação. Os métodos de transição de fases: extração por solventes e adsorção, e de separação molecular, que utiliza membranas seletivas: hiperfiltração, ultrafiltração, osmose reversa e diálise (BARRETO, 2001).

Os métodos de transferência de fase permitem uma efetiva depuração dos efluentes apresentando bons resultados na redução carbonácea, entretanto, as substâncias contaminantes não são degradadas ou eliminadas, mas apenas transferidas para uma nova fase oferecendo o inconveniente de alta produção de lodo e a necessidade de grandes áreas para implantação do processo de tratamento e de aterros sanitários industriais para disposição do lodo (RODRIGUES, 2001).

A disposição desse lodo continua sendo um problema grave, necessitando também de pós- tratamento. Além disso, os procedimentos têm se mostrado economicamente inviáveis (RODRIGUES, 2001).

### **3.7.2 Métodos biológicos de tratamento de efluentes têxteis**

Os tratamentos biológicos baseiam-se na transformação de diferentes substâncias químicas tóxicas em formas menos nocivas, por meio de microrganismos. Esse sistema baseia-se principalmente, na biotransformação promovida por diferentes tipos de enzimas, produzidas pelos mais diversificados tipos de microrganismos que podem ser utilizados nesses processos de degradação (SARATALE et al., 2011).

Os tratamentos biológicos para descoloração e degradação de efluentes têxteis podem ser aeróbios e anaeróbios, ou uma combinação de ambos, dependendo do tipo de microrganismos que estão sendo empregados (BECHTOLD, 2006). Existe um problema envolvendo o uso de microrganismos anaeróbios, pois esses podem produzir aminas aromáticas que podem ser tóxicas e carcinogênicas (MEYER, 1981).

### **3.7.3 Métodos químicos de tratamento de efluentes têxteis (Processos Oxidativos Avançados)**

Os métodos químicos compreendem: reação Fenton, ozonização, processo fotoquímico e destruição eletroquímica. Os mais utilizados são os processos oxidativos. A incineração exemplifica um dos processos oxidativos mais utilizados, conhecidos como

processos oxidativos tradicionais. Para promover a completa mineralização é necessário o uso de altas temperaturas, aumentando o custo do procedimento e apresentando riscos operacionais significativos (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA's) surgiram da necessidade de procedimentos mais efetivos, com menores custos e que tratem os efluentes de forma mais sustentável. Esses Processos Oxidativos Avançados, se baseiam em processos físico-químicos capazes de produzir alterações na estrutura química dos poluentes na geração de radicais livres, principalmente o radical hidroxil ( $\cdot\text{OH}$ ) (TARR, 2003).

Os radicais hidroxila podem ser gerados pela oxidação eletroquímica, radiólise, feixe de elétrons, ultrassom, plasma. Essa reação pode ocorrer envolvendo oxidantes fortes, como ozônio ( $\text{O}_3$ ) e peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), semicondutores, como dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ) e óxido de zinco ( $\text{ZnO}$ ) e radiação ultravioleta (UV) (MANSILLA et al., 1997).

Os radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ) atuam como principal agente oxidante ( $E^\circ = 2,80 \text{ V}$ ), menor apenas em relação ao flúor ( $E^\circ = 3,03 \text{ V}$ ), uma vez que propiciam maiores velocidades de reação quando comparados com os agentes oxidantes convencionais (GOMES, 2009).

Embora existam diferentes sistemas de reação para os processos oxidativos avançados, todos eles são caracterizados pela produção desses radicais, o qual é capaz de mineralizar praticamente qualquer molécula orgânica, produzindo  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e íons inorgânicos não tóxicos ou com baixa potencialidade toxicológica (TEIXEIRA; JARDIM, 2004; MALDONADO et al., 2007), além disso, eles possuem uma baixa seletividade (ANDREOZZI et al., 1999).

Sendo assim eles têm grande afinidade química e reagem com a maioria dos corantes, além de serem capazes de oxidar grande parte dos produtos químicos orgânicos e inorgânicos presentes em efluentes têxteis (HOLKAR et al., 2016). A descoloração desses efluentes ocorrem por meio do ataque dos radicais hidroxila ao sítio cromóforo, ou seja, à ligação azo ( $-\text{N}=\text{N}-$ ) dos corantes (HSUEH et al., 2005).

Os processos oxidativos avançados (POA) oferecem diversas alternativas para a remoção de poluentes persistentes com elevada carga orgânica, que não degradam com os tratamentos convencionais (TARR, 2003). Eles podem ser usados para destruir compostos orgânicos tanto em fase aquosa (TEIXEIRA, 1997), como em fase gasosa (CANELA, 1999) ou adsorvidos numa matriz sólida. A Tabela 1 apresenta os potenciais de redução dos principais oxidantes empregados nos processos oxidativos avançados.

Tabela 1 - Apresenta os potenciais de redução dos principais oxidantes empregados nos processos de oxidativos avançados.

Espécie	Potencial de redução (V)
Fluor (F <sub>2</sub> )	3,03
Radical hidroxila (•OH)	2,80
Oxigênio radicalar (•O)	2,42
Ozônio (O <sub>3</sub> )	2,07
Peróxido de hidrogênio (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	1,78
Radical hidroperoxila (•O <sub>2</sub> H)	1,70
Permanganato de potássio (KMnO <sub>4</sub> )	1,68
Ácido hipobromoso (HBrO)	1,59
Dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> )	1,57
Ácido hipocloroso (HClO)	1,49
Ácido hipoiódoso (HIO)	1,45
Cloro (Cl <sub>2</sub> )	1,36
Bromo (Br <sub>2</sub> )	1,09

Fonte: Adaptado de ALVES, 2009.

### 3.8 CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA

#### 3.8.1 Origem da cavitação hidrodinâmica

A palavra cavitação é originária do latim *cavitas* (cavidade) e foi introduzida em 1895 pelo engenheiro naval britânico Robert Edmund Froude (GRIST, 1999). No entanto, o fenômeno já havia sido descrito por Reynolds em 1873 (SHELDON, 1995).

A cavitação hidrodinâmica pode ocorrer na presença de corpos rotativos imersos num líquido, como é o caso das hélices dos navios, das bombas hidráulicas e turbinas (FRANC; MICHEL, 2005; FUZIER et al., 2013). As elevadas velocidades impostas ao fluido, quando este atravessa esses equipamentos podem fornecer alguns inconvenientes. A presença de uma fase de vapor no seio de um líquido implica alterações das características dinâmicas do escoamento e, conseqüentemente, alterações no funcionamento das instalações e máquinas hidráulicas (GOMES, 2015). Por isso, os estudos pioneiros sobre esse fenômeno estavam direcionados a investigação das causas de problemas associados ao funcionamento das hélices dos navios oceânicos (GOMES, 2015). Depois da realização de estudos ambientais foi admitida a possibilidade de aplicar o fenômeno de cavitação a áreas relacionadas com a proteção do meio ambiente.

### 3.8.2 Tipos de cavitação

Na literatura, a cavitação é usualmente dividida em quatro tipos: Cavitação acústica, cavitação hidrodinâmica, cavitação óptica e cavitação de partículas (GOGATE et al., 2001).

De maneira simplificada a cavitação acústica resulta da variação da pressão no líquido devido à passagem de ondas sonoras, normalmente ultrassônicas (16 kHz – 100 MHz). A cavitação óptica é produzida por fótons de alta intensidade que quebram as ligações moleculares do líquido, formando bolhas. A cavitação molecular ou de partículas é produzida por um feixe de partículas elementares, por exemplo, neutrões ou prótons, rompendo um líquido, tal como numa câmara de bolhas. E por fim, produzida pela variação de pressão estática no escoamento de um líquido, devido à variação de velocidade do escoamento como resultado de uma mudança de geometria na conduta.

### 3.8.3 Fenômeno cavitacional

Os efeitos da cavitação podem então ser divididos em efeitos térmicos, efeitos químicos, efeitos mecânicos ou físicos e efeitos combinados (GOGATE & KABADI, 2009). Os efeitos mecânicos incluem a geração de turbulência, correntes de circulação do líquido e tensões tangenciais. Os efeitos químicos: inclui a geração de radicais livres. Os efeitos térmicos incluem a geração de pontos quentes locais (condições de pressão e temperatura e os elevadas). E os efeitos de tratamento combinados: quando a cavitação é combinada com agentes químicos (GOGATE & KABADI, 2009).

O fenômeno de cavitação hidrodinâmica ocorre devido a variações de pressão no líquido, que flui devido à mudança na geometria no sistema de fluxo, pode ser provocada por um Venturi, placa de orifício ou válvula de estrangulamento (DELMÉE, 2003; JYOTI E PANDIT, 2004).

Essa mudança de geometria provoca variação de velocidade do escoamento. Com isso à medida que o líquido passa por uma constrição completa, a velocidade do fluido e a energia cinética do líquido é aumentada e a pressão na garganta da constrição é reduzida abaixo da pressão de vapor do líquido segundo o princípio de Bernoulli. Essa reação produz grande quantidade de energia que resulta na formação de radicais livres (DELMÉE, 2003; CAUPIN; HERBERT 2006; GOGATE, 2007; JYOTI & PANDIT, 2004).

A formação de bolhas de cavitação e a sua implosão são caracterizadas por uma densidade energética muito elevada, na ordem dos  $10^{18}$  kW/m<sup>3</sup>. Durante a implosão de bolhas de cavitação, uma onda de choque primária é produzida com uma amplitude de pressão de cerca de 240 MPa e uma velocidade até 1700 m/s. As ondas de choque provocam um intenso aumento na temperatura, superiores a 1000 K no centro da bolha. Isso promove alterações na composição química, acelerando as reações químicas e de transferência de massa. (OZONEK, 2012; ARROJO e BENITO, 2008).

Essas bolhas produzidas pela variação de pressão cumprem a função de "micro reatores", que produzem radicais hidroxila ( $\bullet$ OH), um dos oxidantes mais potentes, o qual é capaz de mineralizar praticamente qualquer molécula orgânica, produzindo CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e íons inorgânicos não tóxicos ou com baixa potencialidade toxicológica (TEIXEIRA; JARDIM, 2004; MALDONADO et al., 2007).

Devido a esse potencial de degradar compostos e da possibilidade de aplicação em larga escala, o fenômeno de cavitação hidrodinâmica é promissor no tratamento de água de abastecimento (KOSEL et al., 2017), tratamento de águas residuárias (DULAR et al., 2016), remoção de algas em lagos eutrofizados (BATISTA et al., 2017).

O uso da cavitação pode ser associado à combinação de aditivos como H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, UV, O<sub>3</sub>, entre outros. A combinação desses aditivos leva a taxas de oxidação mais altas do poluente-alvo, devido a uma geração aumentada das espécies reativas, a reduções das resistências de transferência de massa e ao aumento da turbulência gerada pela cavitação (RAUT-JADHAV et al., 2013)

#### **3.8.4 Aplicação geral da cavitação hidrodinâmica**

As suas características de produção de ruído têm conduzido à aplicação da cavitação como fonte sonora de elevada intensidade em dispositivos utilizados para a observação e estudo do fundo do mar (OZONEK, 2012).

O processo cavitacional também é utilizado na perfuração de rochas e limpeza de superfícies por meio de jatos cavitantes, utilização em processos industriais para promover efeitos de agitação e mistura, como a homogeneização do leite e a síntese de biodiesel (OZONEK, 2012). Essa capacidade em promover efeitos de agitação e mistura tem sido utilizada em processos como na dispersão de partículas sólidas em líquidos como cosméticos e tintas (OZONEK, 2012).

### 3.8.5 Cavitação hidrodinâmica no tratamento de águas e efluentes

Apesar da cavitação hidrodinâmica (CH) ter sido direcionada nas últimas décadas para a construção naval e engenharia hidráulica, a temática também é usada para outras finalidades voltadas para preservação do meio ambiente, como por exemplo, Capocelli et al. (2014) estudaram o efeito da CH na degradação de p-nitrofenol.

Korniluk e Ozonok (2011) estudaram o uso da CH na degradação de chorume de aterros municipais. Ihara et al. (2014) propuseram um novo método de tratamento de águas, utilizando descargas elétricas em microbolhas formadas por cavitação para a descoloração da solução índigo carmim. Bagal et al. (2013) também usaram a cavitação hidrodinâmica combinada com reagente de Fenton que resultou numa degradação completa do composto orgânico 2,4- dinitrofenol. Wang et al., (2009) confirmaram a remoção de cor do K-2BP vermelho brilhante reativo em solução aquosa com cavitação hidrodinâmica. A cavitação também foi descrita para o rompimento de células microbianas para a liberação ou extração de enzimas (GOGATE e KABADI, 2009).

Os efeitos químicos associados ao fenômeno são de grande interesse no domínio da engenharia química e biomédica, graças à sua capacidade de desintegrar microrganismos ou estruturas celulares, permitindo extrair o conteúdo da célula ou destruir bactérias, contribuindo para o tratamento de águas residuais (OZONEK, 2012).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

A estratégia adotada neste trabalho constituiu basicamente em seis etapas. Na primeira, variáveis operacionais de relevância foram otimizadas segundo planejamento de composto central para degradação do corante no sistema de cavitação. Na segunda etapa, as variáveis otimizadas por meio dos modelos matemáticos foram validadas com os resultados experimentais. Na terceira etapa avaliou-se a capacidade de remoção de DQO pelo sistema de cavitação com dispositivo Venturi. Na quarta etapa, avaliou-se a eficiência da cavitação hidrodinâmica sem o uso do peróxido de hidrogênio, seguida da avaliação da degradação com uso peróxido em agitador magnético. Na quinta etapa, utilizou-se um efluente real proveniente de um curtume para avaliação da remoção de DQO. Na sexta etapa, foram realizados testes de toxicidades do corante azul de bromotimol antes e após tratamento no

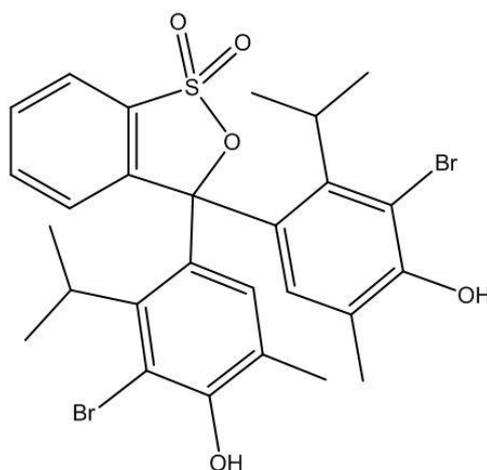
sistema de cavitação hidrodinâmica. As descrições dos procedimentos experimentais dessas etapas serão descritas nos tópicos a seguir.

#### 4.1 PREPARO DA SOLUÇÃO DE AZUL DE BROMOTIMOL

O azul de bromotimol é um corante cuja fórmula molecular é  $C_{27}H_{28}Br_2O_5S$ , nomenclatura IUPAC: 4,4'-(1,1-dioxido-3H-2,1-benzoxatiol-3,3-diil) bis (2-bromo-6-isopropil-3-metilfenol). Esse corante é utilizado como indicador para determinações de ácidos e bases fracos, sendo amplamente aplicado para determinar pH de piscinas, aquários, tanques de peixes e águas de criadouros. É usado também como corante biológico como, por exemplo, no preparo de lâminas histológicas, para observar paredes celulares ou núcleos sob o microscópio (SABNIS, 2010).

O corante azul de bromotimol (Química Moderna) foi usado sem qualquer processo de purificação prévia. A estrutura química dessa espécie está representada na Figura 1. O corante descrito foi selecionado neste trabalho devido suas características recalcitrantes que o torna de difícil degradação como a presença de três anéis aromáticos em sua composição química.

Figura 1 - Formula estrutural do corante azul de bromotimol.



Fonte: Domingos, 2017.

Foram preparados 170 litros da solução aquosa do corante em um recipiente com capacidade para 300 litros. Neste recipiente foram adicionados 11 gramas do corante azul de bromotimol em 170 litros de água da torneira, pH 7,5, condutividade 140  $\mu$ S. Para garantir a maior eficiência do oxidante (peróxido de hidrogênio) em meio ácido, corrigiu-se o pH do efluente para 2,5 utilizando solução de ácido sulfúrico a P.A. A solução foi deixada em

repouso por 5 dias para garantir o máximo de solubilização, formação de uma solução saturada com corpo de fundo.

Antes do tratamento no aparato, o pH da solução de azul de bromotimol foi corrigido para 2,5 com adição de ácido sulfúrico P.A. Essa medida foi adotada devido aos resultados encontrados por Mishra e Gogate (2010), Raut-Jadhav et al. (2013), Gogate e Bhosale (2013) e Gagol et al. (2018). Eles mostraram que a degradação de compostos orgânico mais eficiente em condições ácidas.

#### 4.2 EFLUENTE REAL DE CURTUME

O efluente utilizado no trabalho foi fornecido por uma empresa de curtume localizada na cidade de Franca-SP. Sendo disponibilizado 10 L de efluente retirado na saída do processo de curtimento de couro. Após o recebimento o efluente não passou por diluição nem filtração, apenas a correção de pH para 2,5 com adição de ácido sulfúrico P.A. A Tabela 2 apresenta os dados da caracterização química do efluente real de curtume.

Tabela 2 - Dados fornecidos pela SABESP da caracterização do efluente de curtume fornecido pela indústria X.

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Média ± <math>\sigma</math></b>
pH		11,40±0,01
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	1300,25± 1,25
Fósforo total	g de P. kg <sup>-1</sup>	19,03± 0,65
Nitrogênio Kjeldahl	g de N. L <sup>-1</sup>	31,65±0,42
Potássio total	mg.L <sup>-1</sup>	236,50±0,60
Sódio total	mg.L <sup>-1</sup>	311,30±0,50
Cálcio total	mg.L <sup>-1</sup>	10,38±0,34
Magnésio total	mg.L <sup>-1</sup>	2,60±0,01
Sólidos totais	% (m.m <sup>-1</sup> )	24,60±0,88
Alumínio	mg.L <sup>-1</sup>	456,21±0,25
Ferro	mg.L <sup>-1</sup>	937,0±0,75
Manganês	mg.L <sup>-1</sup>	34,50±0,50
Cromo	mg.L <sup>-1</sup>	841,00±0,55
Zinco	mg.L <sup>-1</sup>	90,75,00±0,35

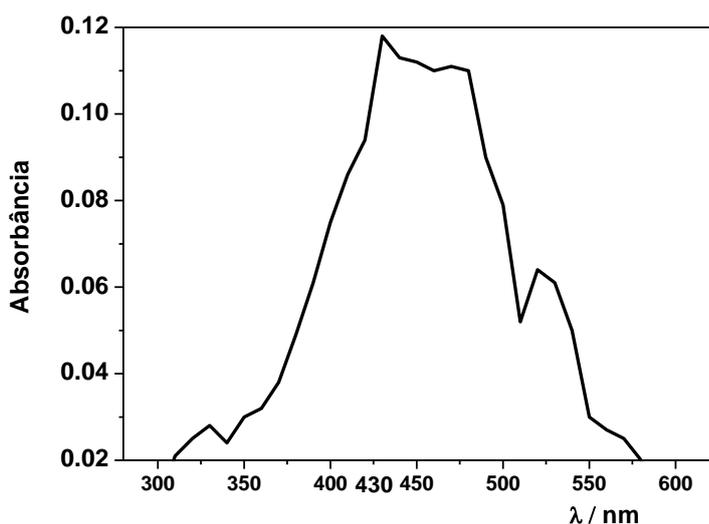
**Fonte:** SABESP, 2018

### 4.3 ESTUDOS DE REMOÇÃO DE COR

De um modo geral, a efetividade da remoção da cor pode ser avaliada por um padrão espectrofotometricamente permitido, o qual pode ser usado para controlar a diluição do corante nas águas dos rios. Assim, através da comparação direta entre absorbância da amostra de um efluente e o padrão de qualidade requerido para coloração em rios, é possível avaliar o grau de contaminação previsto (COOPER, 1993).

Para o estudo da coloração da solução aquosa foi realizada uma varredura de comprimento de onda de 200 nm a 700 nm. O espectro de absorção do efluente na região do visível (Figura 2) apresentou máxima absorção em 430 nm.

Figura 2 - Espectro de absorbância do corante Azul de bromotimol ( $\lambda_{(m\acute{a}x.)} = 430$  nm).

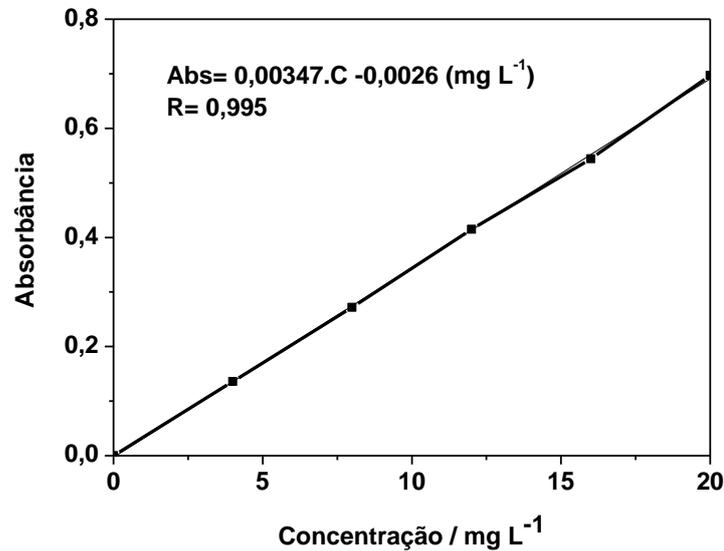


Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

### 4.4 CURVA PADRÃO DE CALIBRAÇÃO (AZUL DE BROMOTIMOL)

Após a escolha do corante foi construída uma curva padrão de calibração (Figura 3) relacionando a concentração (0; 2,5; 7,5; 12,5 e 20 mg. L<sup>-1</sup>) dos padrões do corante com as respectivas absorbâncias (Abs) em 430 nm. As análises de remoção de cor foram realizadas em espectrofotômetro da marca Biospectro SP-22 do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Triângulo Mineiro.

Figura 3 - Curva padrão de calibração utilizada na determinação da concentração do azul de bromotimol antes e após os processos de degradação pelo sistema de cavitação, dispositivo Venturi.



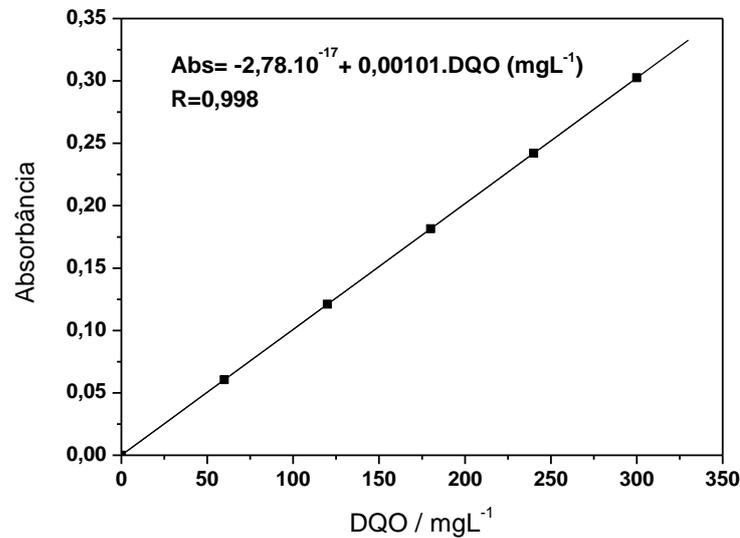
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

#### 4.5 ANÁLISES DE DQO

As análises de DQO foram realizadas pelo método colorimétrico em refluxo fechado pela oxidação do corante na amostra em uma mistura fervente de ácidos crômico e sulfúrico em excesso de dicromato de potássio (agente oxidante). Todas as análises foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos pelo *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition* (APHA, 2005).

As absorbâncias das análises DQO foram realizadas em espectrofotômetro. As leituras de absorbância foram realizadas a 600 nm e comparadas com uma curva de calibração (Figura 4) preparada a partir do padrão ftalato ácido de potássio.

Figura 4 - Curva de calibração empregada nas análises de DQO.



Fonte: Elaborado pela Autora.

#### 4.6 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL DO CORANTE AZUL DE BROMOTIMOL

A degradação do azul de bromotimol foi verificada durante todos os experimentos de cavitação hidrodinâmica em reator Venturi. Um Planejamento Composto Central (PCC) com dois níveis originais, tendo  $2^3$  pontos fatoriais,  $2 \times 3$  pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 17 experimentos, foi utilizado para estudar as variáveis independentes; peróxido de hidrogênio (número de mol de peróxido para 1 mol do corante), pressão (bar) e tempo (minuto) de cavitação hidrodinâmica (Tabela 3). Assim, pode-se obter as remoções de cor e DQO (variáveis dependentes) do efluente sintético de cada rota e analisar as superfícies de respostas em otimização. A codificação e descodificação das variáveis foram realizadas empregando a Equação 1.

$$X_n = \frac{(X_{\text{real}} - X_{\text{médio}})}{\Delta X / 2} \quad (1)$$

Em que  $X_n$  corresponde a variável codificada,  $X_{\text{real}}$  a variável real,  $X_{\text{médio}}$  o ponto central de cada variável,  $\Delta X$  é a variação entre os níveis inferior e superior da variável real.

A análise estatística foi realizada por meio do programa computacional empregando o *software Statistica 7.0* da *Stat Soft*.

Tabela 3 - Matriz do PPC com valores originais e codificados (- $\alpha$ ; -1; 0; +1; + $\alpha$ ) das variáveis

<b>Experimento</b>	<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (mol)</b>	<b>Tempo (min)</b>	<b>Pressão (bar)</b>
<b>1</b>	10 (-1)	10 (-1)	2 (-1)
<b>2</b>	40 (+1)	10 (-1)	2 (-1)
<b>3</b>	10 (-1)	30 (+1)	2 (-1)
<b>4</b>	40 (+1)	30 (+1)	2 (-1)
<b>5</b>	10 (-1)	10 (-1)	6 (+1)
<b>6</b>	40 (+1)	10 (-1)	6 (+1)
<b>7</b>	10 (-1)	30 (+1)	6 (+1)
<b>8</b>	40 (+1)	30 (+1)	6 (+1)
<b>9</b>	50 (+ $\alpha$ )	20 (0)	4 (0)
<b>10</b>	0,1 (- $\alpha$ )	20 (0)	4 (0)
<b>11</b>	25 (0)	37 (+ $\alpha$ )	4 (0)
<b>12</b>	25 (0)	3 (- $\alpha$ )	4 (0)
<b>13</b>	25 (0)	20 (0)	6,4 (+ $\alpha$ )
<b>14</b>	25(0)	20 (0)	0,6 (- $\alpha$ )
<b>15</b>	25 (0)	20 (0)	4 (0)
<b>16</b>	25 (0)	20 (0)	4 (0)
<b>17</b>	25 (0)	20 (0)	4 (0)

Fonte: A autora, 2018.

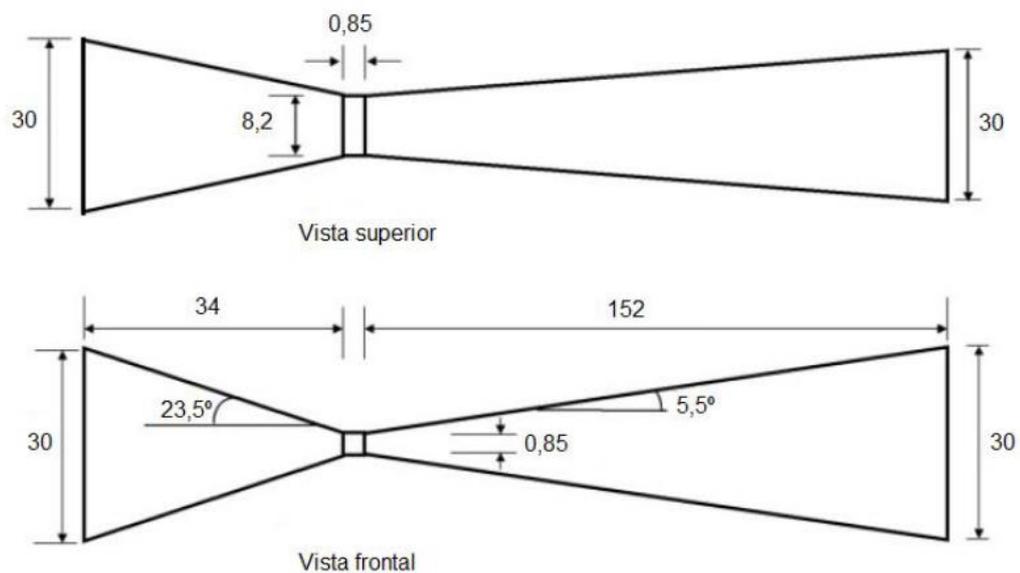
Após as coletas, as amostras foram corrigidas para pH 2,5, identificadas e conduzidas ao laboratório de saneamento ambiental da Universidade Federal do Triângulo Mineiro para as leituras no espectrofotômetro.

#### 4.7 APARATO EXPERIMENTAL (VENTURI)

Para promover a constrição foi utilizado um Venturi de acrílico cuja garganta possui geometria retangular. As dimensões em milímetros estão representadas na Figura 5.

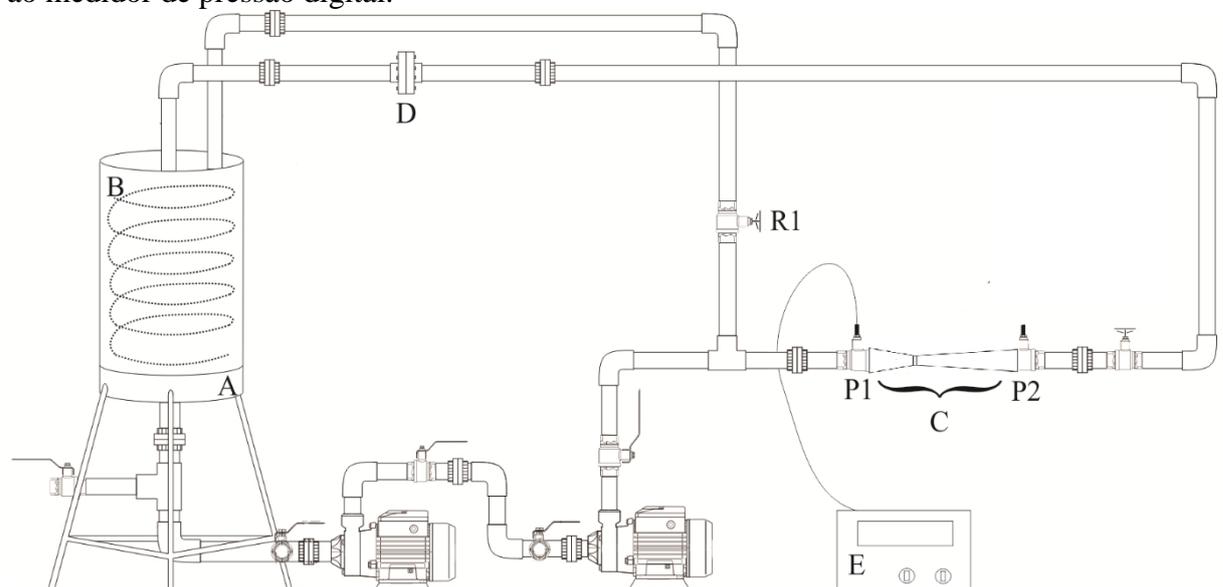
O aparato experimental usado para promover o fenômeno de cavitação foi montado conforme a Figura 6. O mesmo possui um reservatório com capacidade de 10 litros, possuindo 200 mm de diâmetro e tubulações e conexões de PVC, 2 bombas centrífugas montadas em série, registros hidráulicos para controlar o escoamento ao longo do sistema.

Figura 5 - Dimensões em milímetros do Venturi utilizado nos experimentos.



Fonte: Batista, 2016.

Figura 6 - Aparato experimental para realização do fenômeno de cavitação, onde A corresponde ao reservatório, B ao trocador de calor, C ao Venturi, D ao medidor de vazão, E ao medidor de pressão digital.



Fonte: Adaptado de Cappa, 2018.

#### 4.7.1 Fenômeno de cavitação hidrodinâmica

A cavitação hidrodinâmica aqui apresentada é gerada pela passagem de líquido através de uma constrição, promovida por tubo Venturi. Na garganta do Venturi ocorre o ponto de maior velocidade do escoamento e de menor pressão. Neste ponto, a pressão se reduz abaixo da pressão de vaporização do líquido. A queda repentina de pressão provoca vaporização e o consequente aparecimento de bolhas no interior do fluxo (GOGATE et al., 2001),

Após a passagem do líquido pela constrição, a velocidade do escoamento cai e a pressão aumenta (GOGATE et al., 2001), estas bolhas crescem, eventualmente, até um tamanho máximo e então implodem, o que faz com que o líquido circundante seja violentamente agitado, gerando ondas de choque.

O colapso das bolhas resultará na rapidez com que o líquido preenche o vazio, produzindo forças de cisalhamento em volta do líquido. Radicais livres são gerados no processo devido a dissociação de vapores presos nas bolhas resultantes da cavitação, intensificando as reações químicas, promovendo assim a degradação do poluente (GOGATE; TAYAL; PANDIT, 2006).

#### 4.7.2 Condições de controle

A pressão foi verificada por um controlador digital de pressão PCT-400Ri plus da marca FullGauge ® em um ponto no sistema localizado à montante da constrição do Venturi. Este aparelho alcança uma faixa de medição de 0 a 34,4 bar com resolução de 0,1 bar. A faixa de pressão trabalhada para registrar os 17 experimentos (Tabela 3) variou de 0,6 a 6,4 bar. Sendo 6,4 a pressão máxima alcançada pelo reator e 0,6 a pressão mínima. O controle das pressões é ajustado fechando os registros para diminuir a pressão e abrindo para aumentar.

Para o controle de temperatura um sensor foi utilizado no reservatório e ligado ao sistema de aquisição de dados LabQuest, programando a coleta de dados automática para o tempo de duração total do experimento e uma taxa de coleta de 1 amostra por segundo. Para evitar que a temperatura da solução elevasse, foi utilizado sistema do tipo trocador de calor, constituído por duas bombas dosadoras sendo uma da marca ProMinent® e outra Exatta EX1010.

Os tubos de sucção das bombas ficam submersos em um recipiente contendo água e gelo, onde retiram essa água gelada e a encaminha por meio de uma mangueira para uma serpentina disposta em espiral colocada no fundo do reservatório. Esse sistema permite que a

água circule dentro da tubulação ao longo reservatório e resfrie o líquido dentro dele. Após circular por toda a serpentina, o líquido é encaminhado para outro recipiente de coleta.

#### 4.7.3 Cinética de degradação do azul de bromotimol

A cinética da degradação do azul de bromotimol foi expressa quantitativamente pela Equação 2, a qual considera que a taxa de degradação é dependente do produto entre um coeficiente cinético (K) e a concentração de DQO elevada a potência n, chamada de ordem da reação.

$$\frac{d[\text{corante}]}{dt} = -K [\text{corante}]^n \quad (2)$$

A estimativa do coeficiente cinético e da ordem da reação foi realizada com uso do método diferencial, sugerido por Chapra (2008).

#### 4.8 ECOTOXICIDADE

A toxicidade é o potencial de uma substância provocar danos tanto para a saúde humana, quanto para o desenvolvimento de plantas e a biodiversidade de microrganismos. A aplicação dos testes de toxicidade e fornece informações sobre a potencialidade de uma substância química apresentar ou não efeitos tóxicos, a natureza desses efeitos e o seu grau de toxicidade (SANTOS, 2017).

Devido à facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade são importantes para caracterizar o seu real efeito sobre a biota. Tendo em vista que os processos oxidativos podem gerar compostos mais tóxicos que a substância inicial, e que as análises físico químicas não conseguem prever o potencial tóxico desses compostos (BAUMER, 2015).

A principal vantagem dos ensaios de toxicidade com relação às análises químicas está no fato de que os testes de toxicidade levam em consideração as interações dos compostos e/ou efluentes analisados entre si e com o meio ambiente (CUBAS E MORAES, 2011).

A fim de se verificar a toxicidade da solução contendo azul de bromotimol submetido ao tratamento com cavitação hidrodinâmica/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> realizaram-se testes ecotoxicológicos utilizando-se como organismo-teste sementes de alface (*Lactuca sativa*).

Para avaliação dos efeitos tóxicos da solução antes do tratamento, foram realizados teste de germinação. Foram utilizadas sementes de alface (*Lactuca sativa*). Nesta metodologia não foram realizadas diluições das amostras apenas a avaliação da toxicidade antes e após o tratamento.

Em uma placa de Petri foram colocadas 25 sementes dispostas sobre 2 camadas de papel toalha, foram adicionadas 5 mL das amostras sendo: amostra controle contendo apenas água destilada, solução contendo corante azul de bromotimol antes do tratamento e solução após o tratamento.

Em seguida, as placas de Petri foram envolvidas em filme plástico para evitar a perda de umidade e envolvidas em papel escuro. As amostras ficaram encubadas por 5 dias a 25°C. Após os 5 dias foram analisadas as emergências da radícula de cada amostra. Os testes foram realizados em duplicata.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A Tabela 4 apresenta os valores de remoção da cor e DQO do corante azul de bromotimol da matriz de planejamento, após tratamento no Venturi na presença do peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

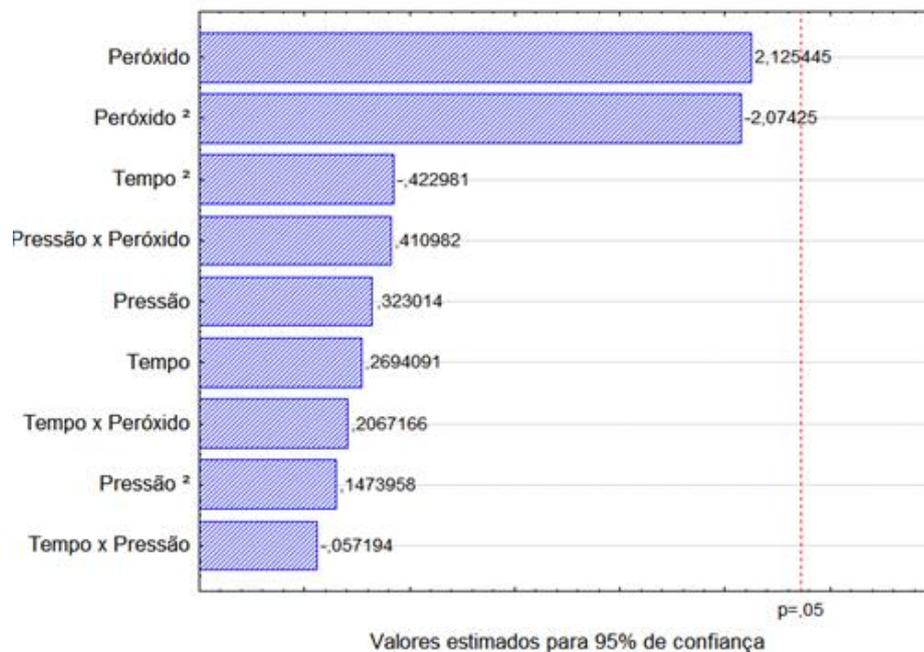
Tabela 4- Remoção do azul de bromotimol após tratamento de Cavitação hidrodinâmica em presença de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Experimentos	Peróxido (mol)	Tempo (min)	Pressão (bar)	Conc. Final do azul de bromotimol (mg.L <sup>-1</sup> )	% Remoção (cor)	DQO Final (mg.L <sup>-1</sup> )	% Remoção (DQO)
1	10 (-1)	10 (-1)	2 (-1)	14,98	91,70	57,07	91,22
2	40 (+1)	10 (-1)	2 (-1)	21,66	88,00	96,52	85,15
3	10 (-1)	30 (+1)	2 (-1)	17,82	90,13	59,93	90,78
4	40 (+1)	30 (+1)	2 (-1)	17,47	90,32	62,72	90,35
5	10 (-1)	10 (-1)	6 (+1)	20,61	88,58	71,30	89,03
6	40 (+1)	10 (-1)	6 (+1)	15,76	91,27	45,63	92,98
7	10 (-1)	30 (+1)	6 (+1)	23,05	87,23	85,54	86,84
8	40 (+1)	30 (+1)	6 (+1)	15,29	91,53	64,94	90,01
9	50 (+ α)	20 (0)	4 (0)	12,78	92,92	47,25	92,73
10	0,1 (-α)	20 (0)	4 (0)	78,16	56,70	279,43	57,01
11	25 (0)	37 (+ α)	4 (0)	17,20	90,47	59,93	90,78
12	25 (0)	3 (-α)	4 (0)	27,22	84,92	105,49	83,77
13	25(0)	20 (0)	6,4 (+ α)	13,37	92,59	47,255	92,73
14	25(0)	20 (0)	0,6 (- α)	21,64	88,01	71,30	89,03
15	25(0)	20 (0)	4 (0)	12,56	93,04	42,77	93,42
16	25(0)	20 (0)	4 (0)	16,01	91,13	59,93	90,78
17	25(0)	20 (0)	4 (0)	12,13	93,28	45,17	93,05

Concentração inicial do azul de bromotimol= 180,51 mg.L<sup>-1</sup>; DQO (inicial)= 650 mgL<sup>-1</sup>

Os resultados apresentados na Tabela 4, para a remoção de cor e DQO, obtidos a partir do PCC, foram analisados estatisticamente. Analisou-se a significância dos parâmetros do modelo a partir dos p-valores encontrados pelo teste *t-Student*, em que X1 representa o tempo, X2 a pressão e X3 a quantidade de peróxido. No PCC foi considerado um nível de significância de 95%. Dessa forma, determinaram-se os coeficientes de regressão das variáveis e interações no Gráfico de Pareto (Figura 7), bem como os valores dos níveis de significância relacionados aos mesmos.

Figura 7- Gráfico de Pareto dos efeitos



Fonte: Elaborado pela Autora, 2108

O Gráfico de Pareto mostra que para a degradação do azul de bromotimol, o efeito do peróxido linear é mais influente na resposta em caráter positivo, seguido da variável pressão. O tempo se mostrou como parâmetro de menor influência.

A maior influência considerando os parâmetros em pares são relacionados a quantidade de peróxido e pressão, seguidos das variáveis peróxido e tempo e por último tempo e pressão que atingiram valores negativos na ordem de -0,057.

Os parâmetros quadráticos do peróxido, tempo e pressão influem de maneira negativa no rendimento de degradação do corante azul de bromotimol. Estão representados na Tabela 5 os parâmetros significativos lineares (L), as interações e os termos quadráticos (Q) das três variáveis estudadas.

Tabela 5 -Resultado da regressão múltipla aplicada ao PCC sobre o resultado de remoção de cor e DQO.

Fatores	Coefficiente de regressão	Erro Padrão	p-valor
Média	19,370	1,613	0,000
X1 (L)	0,269	0,482	0,005
X1 (Q)	- 0,422	0,817	0,001
X2 (L)	0,323	0,708	0,005
X2 (Q)	0,147	0,665	0,002
X3 (L)	2,125	0,748	0,001
X3 (Q)	- 2,074	0,816	0,003
X1X2	- 0,057	1,020	0,004
X1X3	0,206	1,031	0,003
X2X3	0,410	1,008	0,002

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

Utilizando os resultados, para remoção de cor e DQO apresentados, na Tabela 3, após a regressão múltipla, obteve-se a Equação 3 com os parâmetros significativos ( $p < 0,005$ ).

$$\begin{aligned} \% \text{ Remoção} = & 19,37 + 0,26 X_1 - 0,42X_1^2 + 0,32X_2 + 0,14X_2^2 + 2,12X_3 - 2,07X_3^2 - 0,05X_1.X_2 \\ & + 0,20X_1.X_3 + 0,41X_2.X_3 \end{aligned} \quad (3)$$

De acordo com a Equação 3 pode ser verificado, por inspeção dos seus coeficientes lineares, que um aumento na quantidade de peróxido ( $X_3$ ) influencia mais positivamente na remoção de cor e DQO que um incremento na pressão ( $X_2$ ) e no tempo ( $X_1$ ). O tempo mostrou-se como o parâmetro de menor influência. As interações tempo e peróxido ( $X_1X_3$ ), pressão e peróxido ( $X_2X_3$ ) também interferem positivamente na degradação do corante azul de bromotimol. Enquanto que os parâmetros quadráticos tempo ( $X_1^2$ ) e proporção de peróxido ( $X_3^2$ ) e a interação das variáveis tempo e pressão ( $X_1X_2$ ) influem de maneira negativa na remoção de cor e DQO.

A combinação da cavitação hidrodinâmica com adição de peróxido aumenta a quantidade de radicais hidroxila no meio reacional ampliando assim a eficiência da câmara Venturi na remoção de cor e DQO. No Venturi, a molécula de água sofre cisão homolítica (Equação 4) formando os radicais  $\bullet\text{OH}$  e  $\bullet\text{H}$ , e o peróxido dissocia-se para gerar radicais  $\bullet\text{OH}$  (Equação 5) (BAGAL; GOGATE, 2012).



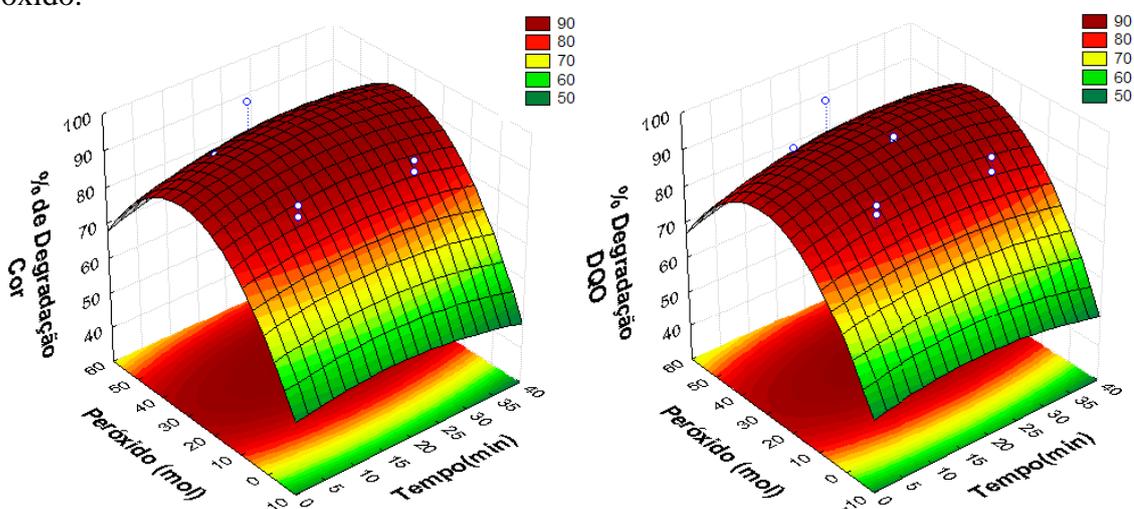
O ajuste do modelo pelo software retorna um valor de  $R^2$  de 0,93428 indicando que o modelo matemático obtido representa 93,42% dos dados experimentais obtidos.

A parte otimizada do processo verifica-se com a obtenção das superfícies de respostas (Figuras 8, 9 e 10), gráficos tridimensionais tendo no plano duas variáveis de controle e no eixo ortogonal espacial a variável de resposta, as remoções de cor e DQO.

Vale ressaltar que não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para as superfícies de resposta das variáveis remoção de cor e remoção DQO. Isso ocorre devido à eficiência da câmara Venturi em promover a mineralização completa do corante azul de bromotimol, sem formação de produtos intermediários. Isso é explicado pela equivalência nos teores dos grupos cromóforos não degradados (absorção da luz 430 nm) com as estruturas residuais oxidáveis do corante após o tratamento de cavitação hidrodinâmica.

A Figura 8 apresenta a superfície obtida para a remoção de cor e DQO em função do peróxido e do tempo.

Figura 8: Gráfico com as eficiências de degradação em função do tempo e quantidade de peróxido.



Fonte: Elaborado pela Autora, 2018

A remoção da cor de águas altamente coloridas varia em função da dosagem de peróxido de hidrogênio e das características do efluente a ser tratado (PATIL; GOGATE, 2012). O peróxido de hidrogênio é efetivo na descoloração de efluentes têxteis porque ele ataca as duplas ligações dos corantes, que estão associadas à cor. Essa degradação da matéria orgânica produz CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e outras moléculas oxidadas.

No entanto, a proporção de oxidante a ser usado pode mudar de acordo com a característica do efluente, pois esses efluentes podem apresentar grande variação de compostos, em razão da própria variação do processo industrial que envolve a sequência de produção e acabamento têxtil, em cujo processo são utilizados corantes, tensoativos, espessantes e produtos químicos diversos que tornam o efluente muito complexo, geralmente com altas concentrações de DBO e DQO, e com diferentes características de biodegradação (HASSEMER e SENS, 2002).

A concentração ótima de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> necessária também depende da taxa de dissociação de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, que por sua vez depende da intensidade dos fenômenos cavitacionais. Na Figura 8 observa-se que a região de máximo rendimento se encontra na faixa de 20 a 40 mol L<sup>-1</sup> de peróxido. A cinética da reação de degradação pela associação do uso de peróxido de hidrogênio é mais eficiente (sinergismo positivo, Eq. 4-5) do que as reações sem o uso do oxidante, alcançando taxas de degradação superiores a 80% em aproximadamente 3 minutos de recirculação da amostra no sistema (Tabela 4).

Nos casos onde a concentração de peróxido foi de 40 mol L<sup>-1</sup> as taxas de degradação ficaram inferiores a 91%. Isso ocorre porque em elevadas concentrações de peróxido, há o surgimento concomitante de outras reações paralelas (Equações 6-9) que produzem outros radicais ou substâncias com menor poder oxidativo (RAUT-JADHAV, 2013).

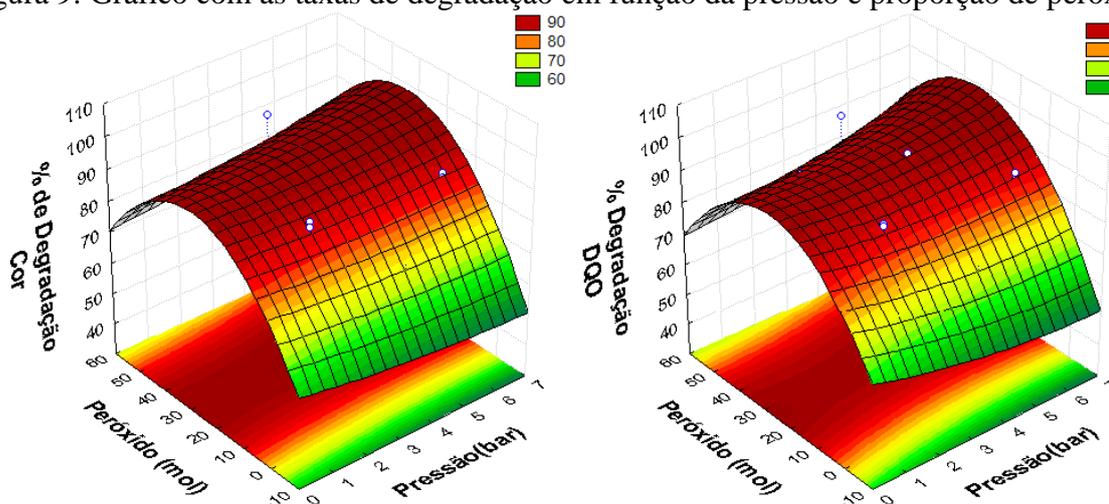


Essas reações colaterais indesejáveis explicam o fato observado para a menor remoção de cor e DQO ocorrerem em maiores razões molares de peróxido (Tabela 4), quando o tempo

e a pressão são mantidos constantes. Sendo assim, é possível aplicar o tratamento de efluentes por cavitação hidrodinâmica empregando menores concentrações de peróxido de hidrogênio, o que corrobora com a redução dos custos para aquisição do oxidante.

Na Figura 9, observa-se a superfície de resposta da remoção de cor e DQO em função do peróxido e pressão.

Figura 9: Gráfico com as taxas de degradação em função da pressão e proporção de peróxido.



Fonte: A autora, 2018.

A descoloração da solução de azul de bromotimol foi investigada sob diferentes pressões na câmara de entrada. Na Figura 9 observa-se que as taxas de remoção de cor e DQO são elevadas, na faixa de pressão analisada (0,6 a 6,4 bar) quando a proporção molar  $H_2O_2$  varia de 15 a 35 mol. Em condições otimizadas estabelecidas pelo programa Statistica® 7.0 a melhor pressão encontrada é de 4 bar.

Resultados semelhantes foram encontrados por Gogate e Bhosale (2013), onde a descoloração do corante Ácido Laranja II e Verde Brilhante foi investigada usando diferentes pressões operacionais na faixa de 2,9 a 6,8 bar. Onde foi possível observar que a extensão da descoloração aumenta com um aumento na pressão de entrada até um valor ótimo de 4,9 bar e então diminui com um aumento adicional na pressão de entrada. Quantitativamente, com um aumento na pressão de 2,9 para 4,9 bar, há um aumento na extensão da descoloração de 23% para 34,2%. E um aumento adicional na pressão de entrada para 6,8 bar resulta em uma diminuição na extensão da descoloração para 25%.

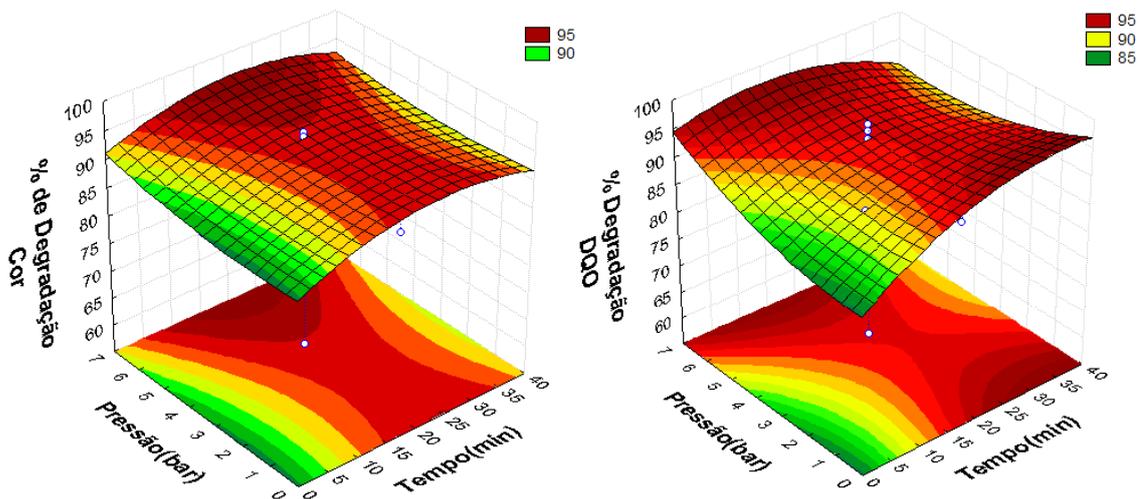
Segundo Gogate e Pandit (2000) o estudo de dinâmica de bolhas indicou que a intensidade do colapso gerado na cavidade aumenta como resultado do aumento da pressão de

entrada do sistema. Devido a um aumento na intensidade de colapso gera-se maior temperatura e pressão, resultando em maior dissociação das moléculas de água aprisionadas na cavidade, levando a uma maior concentração de radicais hidroxila. Em contrapartida, a diminuição da descoloração para além do valor ideal de 4 bar pode ser explicado devido à formação de nuvem de bolhas, onde o colapso é significativamente amortecido, levando a uma diminuição na extensão da descoloração (GOGATE; BHOSALE, 2013).

Segundo Arrojo et al. (2008) a pressão de entrada é considerada como um parâmetro importante, atuando como a força motriz durante crescimento da bolha e afetando tanto a quantidade de bolhas, quanto seu crescimento e colapso. No entanto, ainda falta consistência, na correlação entre os resultados e esta variável, ou em outras palavras, o significado físico deste parâmetro não é inteiramente compreendido. Na Figura 8 podemos constatar este resultado, indicando que para uma proporção elevada de peróxido, a variação de pressão tem pouca sensibilidade na remoção de cor e DQO.

Na Figura 10, observa-se a superfície de resposta da remoção de cor e DQO em função da pressão e tempo.

Figura 10: Gráfico com as taxas de degradação em função do tempo e pressão.



Fonte: A autora, 2018

Na Figura 10 observa-se que as taxas de remoção de cor mais elevadas foram obtidas na faixa de tempo 20 a 35 minutos e faixa de pressão 4 a 6,4 bar. Operando o sistema nas condições previamente otimizadas é possível observar que o tempo de retenção de 25 minutos

e pressão de 4 bar é suficiente para degradar os cromóforos responsáveis pela forte absorção observada entre a 430nm.

### 5.1 DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NAS CONDIÇÕES MAXIMIZADAS

Na sequência, foi utilizado o software Statistica® 7.0 que retorna como valores ótimos, os valores que maximizam a resposta de máximo rendimento, tais valores encontram-se dispostos na Tabela 6. É possível observar que a remoção máxima ocorre para uma pressão intermediária de 4 bar. Isso pode ser explicado pelo fato de que baixas pressões na entrada da câmara de cavitação podem gerar uma quantidade reduzida de bolhas e, conseqüentemente, menos energia liberada na implosão. Por outro lado, segundo Arrojo (2008), condições de elevada pressão na entrada da câmara de cavitação podem produzir um grande número de bolhas, aumentando a possibilidade de interação entre elas. A maior densidade de bolhas na câmara reduz a intensidade de colapso, a liberação de energia e de radicais hidroxila, diminuindo assim a eficiência de degradação de compostos orgânicos.

Tabela 6 - Valores de máximo rendimento para o intervalo das variáveis em estudo.

Variáveis	Tempo (min)	Pressão (bar)	Peróxido (mol)
Valores normais	25,00	4,00	30,00
Valores codificados	0,50	0,00	0,33

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

### 5.2 VALIDAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO EM CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

Como forma de se verificar o ajuste do modelo matemático encontrado, os valores de máximo rendimento da Tabela 6 foram codificados (Eq.1) e submetidos à equação do modelo (Eq.2), encontrando para a remoção de cor e DQO o valor de 93,00 %. Experimentos em triplicata foram realizados para tais valores de máximo, encontrando uma remoção de cor e DQO de 92,70%, evidenciando o bom ajuste e predição pelo modelo obtido.

### 5.3 DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NO VENTURI NA AUSÊNCIA DE H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

A Tabela 8 apresenta os valores dos rendimentos de degradação da cor e DQO do corante azul de bromotimol na ausência de peróxido. Pode-se observar que apenas a utilização

dos efeitos do fenômeno de cavitação pode provocar uma degradação de 42% do corante azul de bromotimol. A degradação acontece, pois, a cavitação libera uma grande quantidade de energia (na ordem de 1 a 1018 kWm<sup>-3</sup>), bem como produz, a partir do colapso das bolhas, radicais livres oxidantes ( $\bullet\text{OH}$  e  $\bullet\text{H}$ ). Este ambiente, produzido pela cavitação, favorece a taxa de transferência de massa o que facilita a interação dos radicais oxidantes com o corante (maior número de colisões efetivas), isso possibilita um incremento na taxa de mineralização do corante azul de bromotimol (GOGATE et al., 2006).

Cavitação apresentou aplicação promissora para remoção de cor e DQO de efluentes têxteis, mas individualmente não obtém resultados satisfatórios se comparado com a combinação do uso de Peróxido de Hidrogênio.

Tabela 7 - Valores dos rendimentos de remoção da cor e DQO do corante na ausência de peróxido.

Experimentos	Tempo (min)	Pressão (bar)	Conc. Final do azul de bromotimol (mg.L <sup>-1</sup> )	% Remoção (cor)	DQO final (mg.L <sup>-1</sup> )	% Degradação (DQO)
1	10	4,0	117,33	35,00	419,12	35,52
2	20	4,0	107,13	40,65	376,35	42,10
3	30	4,0	105,21	41,71	370,63	42,98

Concentração inicial do azul de bromotimol= 180,51 mg.L<sup>-1</sup>; DQO (inicial)= 650 mg.L<sup>-1</sup>

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

#### 5.4 AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DO AZUL DE BROMOTIMOL NA AUSÊNCIA DO VENTURI E PRESENÇA DE H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

A Tabela 8 apresenta o valor percentual de remoção da cor utilizando agitador magnético (250 rpm) nas condições maximizadas para as variáveis tempo e proporção molar de peróxido. Para comprovar a eficiência da cavitação hidrodinâmica foi realizado um experimento utilizando as condições otimizadas nos experimentos, no entanto, sem a passagem da solução pelo reator. Foi colocado em agitação por 25 minutos, 1 litro da solução do efluente sintético com proporção de 1:30 de peróxido de hidrogênio. O resultado apresentado na Tabela 7 mostra que na presença de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a taxa de degradação não atinge

valores consideráveis. Segundo Wang et al. 2009 isso acontece, pois, o  $H_2O_2$  é mais fácil de sofrer cisão homolítica (Equação 4) no processo de cavitação e gerar o radical hidroxila.

A combinação de cavitação com a utilização de peróxido de hidrogênio resulta numa taxa de degradação superior a 90% dentro de uma faixa de tempo relativamente menor se comparado com a ausência do catalisador.

Tabela 8 - Remoção da cor do corante sintético com adição de peróxido utilizando agitador magnético.

<b>Experimento</b>	<b>Peróxido (mol)</b>	<b>Tempo (min)</b>	<b>Conc. Final do azul de bromotimol (<math>mg.L^{-1}</math>)</b>	<b>% Remoção (cor)</b>	<b>DQO final (<math>mg.L^{-1}</math>)</b>	<b>% Degradação (DQO)</b>
<b>1</b>	30	25	176,16	2,41	636,30	2,11

Concentração inicial do azul de bromotimol=  $180,51 mg.L^{-1}$ ; DQO (inicial)=  $650 mg.L^{-1}$

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

Na Tabela 9 é apresentado o comparativo da eficiência do processo de degradação do corante azul de bromotimol frente as condições de tratamento otimizado: pressão 4 bar,  $H_2O_2$  1:30 e tempo de 25 minutos, tratamento em agitador magnético com o uso de  $H_2O_2$  e tratamento com cavitação hidrodinâmica sem o uso de  $H_2O_2$ .

Tabela 9: Sinopse da eficiência do processo de degradação do corante azul de bromotimol (sem  $H_2O_2$ , em agitador magnético).

	<b>Tempo (min)</b>	<b><math>H_2O_2</math></b>	<b>Pressão (bar)</b>	<b>%remoção cor</b>	<b>%remoção de DQO</b>
<b>Condição otimizada</b>	25	30	4	93,28	93,42
<b>Venturi na ausência de <math>H_2O_2</math></b>	20	-	4	40,65	42,10
<b>Agitador magnético</b>	25	30	-	2,41	2,11

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

## 5.6 CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DO CORANTE AZUL DE BROMOTIMOL

A partir dos dados de absorvância obtidos nos tempos pré-determinados foi analisada a degradação do corante azul de bromotimol quanto à ordem de reação e, em seguida, foram calculados os parâmetros cinéticos.

A Tabela 10 apresenta os decaimentos de remoção de cor (degradação do azul de bromotimol), em porcentagem, para as variáveis otimizadas no Venturi. É possível observar um bom ajuste da Equação 2 aos dados experimentais,  $R^2$  maior que 0,988 (Figura 11).

Tabela 10 - Remoção de cor em função do tempo do corante azul de bromotimol tratado nas condições otimizadas.

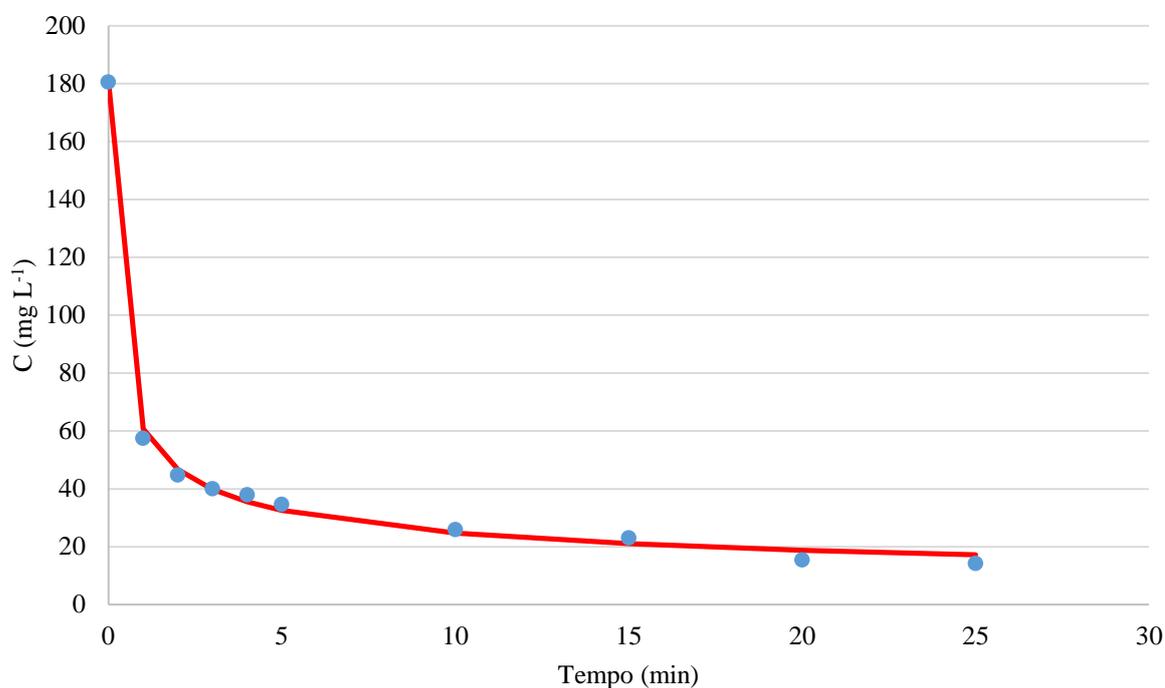
Tempo (minuto)	Concentração final do corante (mg.L <sup>-1</sup> )	% Remoção (cor)
1	57,45	68,17
2	44,70	75,24
3	39,96	77,86
4	37,89	79,01
5	34,63	80,81
10	25,84	85,68
15	23,07	87,22
20	15,39	91,47
25	14,17	92,15

Concentração inicial do azul de bromotimol= 180,51 mg.L<sup>-1</sup>

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

Para a determinação da ordem de reação, foram plotados os valores de concentração de azul de bromotimol *versus* o tempo de cavitação (Figura 11).

Figura 11: Cinética de degradação expressa em concentração do Corante azul de bromotimol em  $\text{mg L}^{-1}$  em função do tempo do experimento.



Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

A concentração do corante azul de bromotimol diminuiu substancialmente após o primeiro minuto, após 5 minutos de tratamento a degradação do corante se manteve praticamente constante, atingindo valores superiores a 85%. A ordem da reação de degradação do azul de bromotimol pode ser expressa por  $n = 3,5$  a constante cinética (K) foi  $1,30 \cdot 10^{-5} \text{ mg}^{-2,5} \text{ L}^{2,5} \text{ min}^{-1}$ .

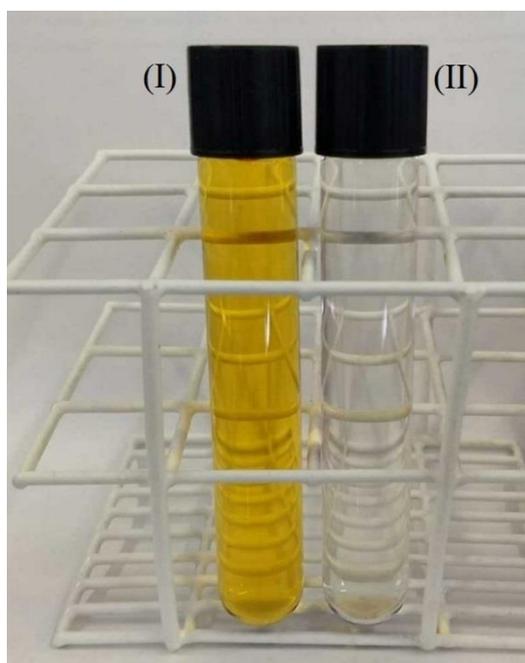
Segundo Malpass et al., (2007) os níveis de cor permitidos na descarga de efluentes podem variar de um lugar para outro, dependendo da qualidade do corpo receptor de água.

No caso do Brasil, ainda não há uma legislação específica que delimite padrões de cor para efluentes. Entretanto, no CONAMA 357/2005, propõe que, na ausência de padrões definidos, devem-se adotar os padrões disponíveis para a classe em que os corpos receptores estiverem enquadrados (CONAMA, 2005). Embora não exista legislações específicas, a cor na água pode provocar sérios dado ao ecossistema.

Na Figura 12 é possível observar uma significativa redução de cor do efluente sintético antes do tratamento (Frasco I) e após o tratamento (frasco II). Essa redução na cor foi possível, pois a utilização de peróxido de hidrogênio aliada a cavitação promove o rompimento das duplas ligações químicas atacando diretamente no sítio cromóforo que são

responsáveis pela produção de cor.

Figura 12: Comparação da cor da solução de azul de bromotimol, antes do tratamento com cavitação hidrodinâmica (I) e após o tratamento com cavitação hidrodinâmica (II).



Fonte: Da Autora, 2018.

## 5.6 ANÁLISES DE DQO DO EFLUENTE DE CURTUME APÓS TRAMANETO COM CAVITAÇÃO HIDRODINÂMICA

A análise dos valores de DQO em efluentes e em águas de superfície é uma das mais expressivas análises para determinação do seu grau de poluição. Ela é útil para detectar a presença de substâncias resistentes à degradação biológica. O aumento da concentração da DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial (Braga et al., 2012).

A Tabela 11 apresenta os valores de DQO obtidos após o tratamento do efluente real nas condições otimizadas (pressão 4,0 Bar, tempo 25 minutos, proporção molar do peróxido 1:30).

As remoções de DQO após o tratamento mostrou-se eficientes, obtendo reduções superiores a 70% em apenas 1 minuto de recirculação do efluente no sistema de cavitação. Para um tempo de recirculação de 25 minutos do efluente no reator foi responsável pela

remoção de 88% de DQO.

A partir destas constatações, fica evidente que o sistema é apropriado para remover material orgânico.

Tabela 11 - A Remoção de DQO em função do tempo de tratamento do efluente de curtume tratado nas condições otimizadas.

<b>Tempo (minuto)</b>	<b>DQO final (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>% Remoção DQO</b>
1	389,31	70,05
5	235,64	81,87
10	212,67	83,64
20	162,37	87,51
25	156,02	88,01

DQO inicial do efluente= 1300 mg.L<sup>-1</sup>

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

## 5.7 TESTES DE ECOTOXICIDADE

Para a degradação por meio da CH ser considerada eficiente deve resultar em redução nos níveis de toxicidade pela completa degradação das moléculas, sem a formação de metabólitos tóxicos, visto que a Resolução CONAMA 357/2005 determina que as possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes passíveis de causar danos aos seres vivos, deverão ser investigados utilizando-se ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos ou outros métodos cientificamente reconhecidos (BAUMER, 2015).

Os resultados apresentados na Tabela 12 mostram que o índice de germinação foi afetado negativamente pela solução antes do tratamento. E que, após o tratamento as tiveram semelhantes a condição controle, sendo a taxa de germinação do efluente tratado de 36% e do experimento controle de 38%, demonstrando que não houve diferença entre elas.

A utilização das sementes de *Lactuca sativa* como testes de germinação demonstrou que a solução de Azul de Bromotimol apresenta efeitos tóxicos, o que acarretaria problemas ambientais aos organismos vivos ali presentes.

As taxas de germinação no experimento controle ficaram abaixo de 50% provavelmente pela grande quantidade de sementes em um pequeno espaço, o que pode ter aumentado a competição por recursos.

Devido às suas características químicas que lhe conferem grande estabilidade, os corantes são bastante persistentes no ambiente. Sua taxa de germinação e toxicidade varia

com o grupo químico e estrutura. Portanto, para cada espécie de corante descartado no ambiente é importante que após o tratamento seja realizado o teste de germinação (DELLAMATRICE, 2005).

Tabela 12 – Taxa de germinação da solução azul de bromotimol com valores da solução controle, solução antes do tratamento e pós tratamento.

<b>Amostra</b>	<b>Quant. Sementes germinadas</b>	<b>Quant. Sementes Não germinadas</b>	<b>% sementes germinadas</b>
Controle (água destilada)	19	31	38%
Solução Azul de Bromotimol Sem Tratamento	5	45	10%
Solução Azul de Bromotimol Pós tratamento	18	32	36%

Fonte: Elaborado pela Autora, 2018.

## 6. CONCLUSÃO

- Os resultados obtidos neste estudo permitem concluir que a cavitação hidrodinâmica na presença de  $H_2O_2$  atingiu eficiências superiores a 90% na remoção de cor e DQO da solução de contendo o azul de bromotimol.

- É possível concluir que para os rendimentos cavitacionais a descoloração e redução de DQO é mais eficiente para a combinação de cavitação hidrodinâmica e adição de peróxido de hidrogênio, sinergismo positivo.

- As condições otimizadas para remoção de cor e DQO da solução Azul de bromotimol ocorreu com tempo de 25 minutos de recirculação da amostra pelo sistema, proporção molar de corante e peróxido 1:30 e pressão de 4 bar.

- As variáveis maximizadas pelo modelo matemático apresentaram 99,66% de consonância com os resultados experimentais de remoção de cor.

- Este método pode efetivamente remover a coloração de rejeitos da indústria têxtil. No entanto, o resultado depende do tipo de corante a ser removido, composição, concentração e outros componentes presentes no efluente.

- Para remoção de DQO do efluente de curtume o método analisado se mostrou efetivo, obtendo reduções superiores a 88%.

- A metodologia apresenta possibilidade para ampliar o uso do reator Venturi

como uma alternativa promissora ao tratamento de efluentes industriais, além de propiciar uma disposição final ambientalmente adequada para os resíduos.

## REFERÊNCIAS

AI-DEGS, Y.; KHRAISHEH, M. A. M.; ALLEN, S. J.; AHMAD, M. N. **Effect of carbon surface chemistry on the removal of reactive dyes from textile effluent.** Water Research, [s.l.], v. 34, n. 3, p.927-935, 15 fev. 2000. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00200-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00200-6)>. Acesso em: 16 jul. 2018.

ALMEIDA, Erica; CORSO, Carlos Renato. **Comparative study of toxicity of azo dye Procion Red MX-5B following biosorption and biodegradation treatments with the fungi *Aspergillus niger* and *Aspergillus terreus*.** Chemosphere, [s.l.], v. 112, p.317-322, out. 2014. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.060>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

ALVES, Adailton. **Estudo da descoloração e degradação de corantes azo**

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**, Editora American Public Health Association, 2005 volume 21.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20. ed. Washington: APHA, 2005.

AMORIM, Camila Costa de; LEÃO, Mônica Maria Diniz; MOREIRA, MUNIZ. Fátima Peralta **Comparação entre diferentes processos oxidativos avançados para degradação de corante azo.** Engenharia Sanitária e Ambiental, [s.l.], v. 14, n. 4, p.543-550, dez. 2009. FapUNIFESP (SciELO).

ANDREOZZI, Roberto; CAPRIO, Vincenzo; INSOLA, Amedeo; MAROTTA, Raffaele. **Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery.** Catalysis Today, [s.l.], v. 53, n. 1, p.51-59, 15 out. 1999. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0920-5861\(99\)00102-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0920-5861(99)00102-9)> Acesso em: 16 jul. 2018.

ARAVIND, P.; SELVARAJ, H.; FERRO, S.; SUNDARAM, M. **Na integrated (electro- and bio-oxidation) approach for remediation of industrial wastewater containing azo-dyes: Understanding the degradation mechanism and toxicity assessment.** Journal of Hazardous Material, v. 318, p. 203-215, 2016

ARROJO, S. & BENITO, Y. **A theoretical study of hydrodynamic cavitation**. *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 15, n. 3, p. 203-211. 2008.

BADVE, M. P.; ALPAR, T.; PANDIT A. B.; GOGATE, P. R.; CSOKA, L. **Modeling the shear rate and pressure drop in a hydrodynamic cavitation reactor with experimental validation based on KI decomposition studies**. *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 22, p. 272-277, 2014.

BAGAL, Manisha V., LELE, Bhagyashree J., & GOGATE, Parag R. **Removal of 2,4-dinitrophenol using hybrid methods based on ultrasound at an operating capacity of 7 L**. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(5), 1217–1225, 2013.

BAFANA, Amit; DEVI, Sivanesan Saravana; CHAKRABARTI, Tapan. **Azo dyes: past, present and the future**. *Environmental Reviews*, [s.l.], v. 19, n., p.350-371, dez. 2011. Canadian Science Publishing. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1139/a11-018>.> Acesso em: 16 jul. 2018.

BARRETO, M. **Degradação de espécies de relevância ambiental por processos**

BATISTA, M. D. **Uso da cavitação hidrodinâmica para a inativação de microalgas do gênero *Scenedesmus***. 2016. 64 p. Trabalho de conclusão (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, 2016.

BATISTA, M. D., ANHÊ, A. C. B. M. , GONÇALVES, J. C. S. I. **Use of Hydrodynamic Cavitation for Algae Removal: Effect on the Inactivation of Microalgae Belonging to Genus *Scenedesmus***. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228. 2017.

BAUMER, JANAINA. DUARTE. **Remoção de cor e determinação da toxicidade de soluções de corantes têxteis degradados pela enzima Horseradish peroxidase (HRP)**. 2015. 192 p. ese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2015.

BECHTOLD, Thomas; TURCANU, Aurora; SCHROTT, Wolfgang. **Electrochemical**

**decolourisation of dispersed indigo on boron-doped diamond anodes.** *Diamond And Related Materials*, [s.l.], v. 15, n. 10, p.1513-1519, out. 2006. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.diamond.2005.12.026>> Acesso em: 16 jul. 2018.

BELTRAME, Leocádia Terezinha Cordeiro. **Sistemas microemulsionados aplicados à remoção da cor de efluentes têxteis.** 2006. 148 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006

BERGNA, Giovanni; BIANCHI, Roberto; MALPEI, Francesca. **GAC Adsorption of Ozonated Secondary Textile Effluents for Industrial Water Reuse.** *Water Science And Technology*, [s.l.], v. 40, n. 4-5, p.435-442, 1999. IWA Publishing. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(99\)00527-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00527-2)>. Acesso em: 16 jul. 2018.

BRAGA, Erika; AQUINO, Marisete; MALVEIRA, Jackson; NETO, José Capelo; DUARTE, Cristiane Alexandrino. **Avaliação da biodegradabilidade das águas de lavagem provenientes da etapa de purificação do biodiesel produzido com óleo extraído das vísceras de tilápia.** *Revista de Gestão de Água da América Latina*, [s.l.], v. 9, n. 2, p.35-45, 2012. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21168/reg.v9n2.p35-45>> Acesso em: 16 jul. 2018.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias.** São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2005) Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da União, 18 de março de 2005. Seção 1, p. 58-63.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. (2011) Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011. Seção 1, p. 89.

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.

CANELA, M.C et. al.; **Identificação e destruição fotocatalítica em fase gasosa de compostos causadores de odor em efluentes.** Campinas, 1999, p.138 (Tese de Doutorado em Química Analítica): Curso de Pós Graduação em Química, Instituto de Química, UNICAMP, 1999.

CAPPA, O. A. P. **Remoção de ácido húmico em águas usando cavitação hidrodinâmica: uma abordagem experimental e computacional.** 2018. 88p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Uberaba. 2018.

CHAPRA, S. C. (2008). *Surface water-quality modeling.* Long Grove: Waveland, 844 p.

Choi, J., Cui, M., Lee, Y., Kim, J., Son, Y., Khim, J. (2018). Hydrodynamic cavitation and activated persulfate oxidation for degradation of bisphenol A: Kinetics and mechanism. **Chemical Engineering Journal.** 338, 323–332.

CAPOCELLI, Mauro. PRISCIANDARO, Marina. LANCIA, Amedeo, & Musmarra, DINO. **Cavitation reactor for advanced treatment of contaminated water: the effect of recovery pressure.** *Desalination and Water Treatment*, 1–6, 2014

CASSANO, A.; MOLINARI, R.; ROMANO, M. DRIOLI, E. **Treatment of aqueous effluents of the leather industry by membrane processes.** *Journal of Membrane Science* 181, pp.111-126. 2001.

ÇETIN, Demet; DÖNMEZ, Gönül. **Decolorization of reactive dyes by mixed cultures isolated from textile effluent under anaerobic conditions.** *Enzyme And Microbial Technology*, [s.l.], v. 38, n. 7, p.926-930, maio 2006. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.enzmictec.2005.08.020>> Acesso em: 16 jul. 2018.

CHUNG, K. T. **The significance of azo reduction in the mutagenesis and carcinogenesis of azo dyes.** Mutation Research, Amsterdam, v. 114, p. 269–281, 1983.

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

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia técnico ambiental de curtumes.** In: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, SP). 158 p. São Paulo; 2005. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/camaras-ambientais/wp-content/uploads/sites/21/2013/12/Guia-T%C3%A9cnico-Ambiental-de-Curtumes-v2015.pdf>> Acesso em: 16 jul. 2018.

COOPER, P. **Removing colour from dyehouse waste waters - a critical review of technology available.** Journal Of The Society Of Dyers And Colourists, [s.l.], v. 109, n. 3, p.97-100, 22 out. 2008. Wiley. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1478-4408.1993.tb01536.x>> Acesso em: 16 jul. 2018.

CUBAS, Karina Guedes ; MORAIS, Josmaria Lopes de. **Correlação de Análises Físico-químicas e Ensaio de Toxicidade.** In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2011, Londrina. Anais - Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2011. v. II., 2011.

DALLAGO, R. M.; SMANIOTTO, A.; OLIVEIRA, L. C. A. **Resíduos sólidos de curtumes como absorventes para remoção de corantes em meio aquoso.** QuímicaNova, v. 28, n. 3, p. 433-437, 2005.

DELLAMATRICE, P. M. **Biodegradação e toxicidade de corantes têxteis e efluentes da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Americana, SP.** Tese (doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) Piracicaba – SP. P. 1 – 137. 2006

DELMÉE, G. J. (2003) **Manual de medição de vazão.** São Paulo, SP. Editora Edgard Blucher Ltda, 2003. 3ª edição, 346 p.

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.

DOMINGOS, H. C. T. **Azul de bromotimol**. *Química Nova Interativa*, 2018. Disponível em: <<http://qnint.sbq.org.br/qni/>>. Acesso em: 16 jul. 2017.

FARAH, Joseph Y.; EL-GENDY, Nour Sh.; FARAHAHAT, Laila A. **Biosorption of Astrazone Blue basic dye from an aqueous solution using dried biomass of Baker's yeast**. *Journal Of Hazardous Materials*, [s.l.], v. 148, n. 1-2, p.402-408, set. 2007. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.02.053>> Acesso em: 16 jul. 2018.

FERNÁNDEZ, Cristina; LARRECHI, M. Soledad; CALLAO, M. Pilar. **An analytical overview of processes for removing organic dyes from wastewater effluents**. *Trac Trends In Analytical Chemistry*, [s.l.], v. 29, n. 10, p.1202-1211, nov. 2010. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2010.07.011>> Acesso em: 16 jul. 2018.

FERREIRA LEITÃO, V. S. **Estudo da degradação do azul de metileno e do azure B e obtenção preferencial de derivados n-desmetilados usando ligninaperoxidase de Phanerochaete chrysosporium**. 90 p. Tese (Mestrado em Bioquímica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

FRANC, Jean-Pierre, MICHEL, Jean-Marie. **Fundamentals of Cavitation**. Grenoble Sciences. 2003.

FREIRE, Renato Sanches; PELEGRINI, Ronaldo; KUBOTA, Lauro T. **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas**. *Química Nova*, [s.l.], v. 23, n. 4, p.504-511, ago. 2000. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422000000400013>> Acesso em: 16 jul. 2018.

FUZIER, S., COUDERT, S., COUTIER Delgosha, O. **Two phase velocity measurements using LIF-PIV inside the cavitation sheet generated in a venturi.** Pages 1–4 of: 8 th International Conference on Multiphase Flow ICMF 2013, Jeju, Korea, May 26 - 31, vol. 8032. 2013.

GĄGOL, M., PRZYJAZNY, A., BOCZKAJ, G. (2018). Accepted Manuscript Review Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes based on cavitation. **Chemical Engineering Journal.** 338, 599–627.

GAYLARDE, Cristine C.; BELLINASSO, Maria L.; MANFIO, Gilson P.; **Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos.** Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento. n. 34, 2005.

GODECKE, V. HARB, R, H. FIGUEIREDO. J. S. **O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no brasil.** Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v(8), nº 8, p. 1700-1712, SET-DEZ, 2012.

GOGATE, Parag R.; BHOSALE, Ghanshyam S. **Comparison of effectiveness of acoustic and hydrodynamic cavitation in combined treatment schemes for degradation of dye wastewaters.** Chemical Engineering And Processing: Process Intensification, [s.l.], v. 71, p.59-69, set. 2013. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2013.03.001>> Acesso em: 16 jul. 2018.

GOGATE, P. R., BHOSALE, G. S. (2013). Comparison of effectiveness of acoustic and hydrodynamic cavitation in combined treatment schemes for degradation of dye wastewaters. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification.** 71, 59–69.

GOGATE, PARAG, R. **Cavitation reactors for process intensification of chemical processing applications: A critical review.** Chemical Engineering And Processing: Process Intensification, [s.l.], v. 47, n. 4, p.515-527, abr. 2008. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2007.09.014>> Acesso em: 16 jul. 2018.

GOGATE, P. R.; SHIRGAONKAR, I. Z.; SIVAKUMAR, M.; SENTHILKUMAR, P.;

VICHARE, N. P.; PANDIT, A. B. **Cavitation reactors: Efficiency assessment using a model reaction**. *AIChE Journal*, v. 47, p. 2526-2538, 2001.

GOGATE, P. R.; TAYAL, R. K.; PANDIT, A. B. **Cavitation: A technology on the horizon**. *Current Science*, v. 91, n. 1, p. 35-46, 2006.

GOMES, A. S. *Cavitação Hidrodinâmica para tratamento de águas* (Dissertação de mestrado). Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade de Coimbra. COIMBRA, 2015.

GUARATINI C. C. I.; ZANONI M.V. B. **Corantes têxteis**. *Revista Química Nova*, v. 23, n.1, p. 71-78, 2000.

HAO, Oliver J.; KIM, Hyunook; CHIANG, Pen-chi. **Decolorization of Wastewater**. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, [s.l.], v. 30, n. 4, p.449-505, out. 2000. Informa UK Limited. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/10643380091184237>> Acesso em: 16 jul. 2018.

HASSEMER, M. E. N., DALSSASSO, R. L. eSENS, M. L. **Processo Físico-Químico para Indústria Têxtil**. *Revista Saneamento Ambiental*.n.81, p.28-34, 2001.

HOLKAR, Chandrakant R.; JADHAV, Ananda J.; PINJARI, Dipak V; MAHAMUNI, Naresh M.; PANDIT, Aniruddha B. **A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches**. *Journal Of Environmental Management*, [s.l.], v. 182, p.351-366, nov. 2016. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>> Acesso em: 16 jul. 2018.

HORVAT, A.J.M.; BABIĆ, S.; PAVLOVIĆ, D.M.; ASPERGER, D.; PELKO, S.; KAŠTELAN-MACAN, M.; PETROVIĆ, M.; MANCE, A.D. **Analysis, occurrence and fate of anthelmintics and their transformation products in the environment**. *Trac Trends In Analytical Chemistry*, [s.l.], v. 31, p.61-84, jan. 2012. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2011.06.023>> Acesso em: 16 jul. 2018.

HOSSEINI, Somayeh Daneshvar; ASGHARI, Feridoun Salak; YOSHIDA, Hiroyuki.

**Decomposition and decoloration of synthetic dyes using hot/liquid (subcritical) water.** Water Research, [s.l.], v. 44, n. 6, p.1900-1908, mar. 2010. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.023>> Acesso em: 16 jul. 2018.

HSUEH, C.L.; HUANG, Y.H.; WANG, C.C.; CHEN, C.Y. **Degradation of azo dyes using low iron concentration of Fenton and Fenton-like system.**Chemosphere, [s.l.], v. 58, n. 10, p.1409-1414, mar. 2005. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.091>> Acesso em: 16 jul. 2018.

IHARA, Satoshi, HIROHATA, Taiki, KOMINATO, Yuichi, YAMABE, Chobei, IKE, Hideaki, HAKIAI, Kazunori, HIRABAYASHI, Kazuya, & TAMAGAWA, Masaaki. **Water treatment using discharge generated in cavitation field with micro bubble cloud.** Electrical Engineering in Japan, 186(4), 1–10, 2014.

JYOTI, K.k.; PANDIT, A.b. **Ozone and cavitation for water disinfection.** Biochemical Engineering Journal, [s.l.], v. 18, n. 1, p.9-19, abr. 2004. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s1369-703x\(03\)00116-5](http://dx.doi.org/10.1016/s1369-703x(03)00116-5)> Acesso em: 16 jul. 2018.

KORNILUK, Marta, & OZONEK, Janusz. **Application of Hydrodynamic Cavitation for Leachate of Municipal Landfill Site.** 584–587, 2011.

KUNZ, A; ZAMORA, P. P; MORAES. S. G; DURAN. N. **Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis.**Revista Química Nova, Vol. 25, No. 1, 78-82, 2002.

LALNUNHLIMI, Sylvine; KRISHNASWAMY, Veenagayathri. **Decolorization of azo dyes (Direct Blue 151 and Direct Red 31) by moderately alkaliphilic bacterial consortium.**Brazilian Journal Of Microbiology, [s.l.], v. 47, n. 1, p.39-46, jan. 2016. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.bjm.2015.11.013>> Acesso em: 16 jul. 2018.

LUCAS, M; PERES, J. **Decolorization of the azo dye Reactive Black 5 by Fenton and photo-Fenton oxidation.** Dyes And Pigments, [s.l.], v. 71, n. 3, p.236-244, 2006. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.07.007>> Acesso em: 16 jul. 2018.

MALDONADO, M.I.; PASSARINHO, P.C.; OLLER, I.; GERNJAK, W.; FERNÁNDEZ, P.; BLANCO, J.; MALATO, S. **Photocatalytic degradation of EU priority substances: A comparison between TiO<sub>2</sub> and Fenton plus photo-Fenton in a solar pilot plant.** Journal Of Photochemistry And Photobiology A: Chemistry, [s.l.], v. 185, n. 2-3, p.354-363, jan. 2007. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jphotochem.2006.06.036>> Acesso em: 16 jul. 2018.

**mediante processo oxidativo avançado: UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. 2009.** 146 f. Dissertação (Processos Catalíticos e Biocatalíticos) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2009.

MALPASS, G.R.P. ; MIWA, D.W; MONTARI, D.A; MACHADO, S.A.S. Machado; MOTHEO, A.J. **Decolorisation of real textile waste using electrochemical techniques: Effect of the chloride concentration.** Water research. 41. P. 2969– 2977, 2007.

MANSILLA, H. D.; LIZAMA, C.; GUTARRA, A.; RODRÍGUEZ, J.; **Ciencia y Tecnología para el Desarrollo –CYTED, 85, 294. 2001.**

MENDES, Carolina Rosai; DILARRI, Guilherme; PELEGRINI, Ronaldo Teixeira. **Aplicação da biomassa *Saccharomyces cerevisiae* como agente adsorvente do corante Direct Orange 2GL e os possíveis mecanismos de interações adsorbato/adsorvente.** Matéria (Rio de Janeiro), [s.l.], v. 20, n. 4, p.898-908, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620150004.0095>> Acesso em: 16 jul. 2018.

MEYER, U. **Biodegradation of synthetic organic colorants.** In: Leisinger, T, Cook, A.M., Hunter, R., Nuesch, J. (Eds.), FEMS Symposium 12, Academic Press, Londen, pp. 371-385, 1981.

MISHRA, K.P., GOGATE, P.R. (2010). Intensification of degradation of Rhodamine B using hydrodynamic cavitation in the presence of additives. **Sep. Purif. Technol**, 75, 385–391

MORAN, C.; HALL, M. E.; HOWELL, R., **Effects of Sewage Treatment on Textile Effluent**. Journal of the Society of Dyers and Colourists, 113, p. 272-274, 1997.

NAM, Sangkil; RENGANATHAN, V.; TRATNYEK, Paul G. **Substituent effects on azo dye oxidation by the FeIII–EDTA–H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> system**. Chemosphere, [s.l.], v. 45, n. 1, p.59-65, out. 2001. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(00\)00599-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00599-3)> Acesso em: 16 jul. 2018.

OZONEK J, LENIK K. **Effect of different design features of the reactor on hydrodynamic cavitation process**. Arch Mater Sci Eng 52: 112-117. 2011.

OZONEK J. **Application of hydrodynamic cavitation in environmental engineering**. Taylor & Francis Group, London. 2012.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**: série P+L. São Paulo: CETESB, 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 de julho de 2018

PATIL, Pankaj N.; GOGATE, Parag R. **Degradation of methyl parathion using hydrodynamic cavitation: Effect of operating parameters and intensification using additives**. Separation And Purification Technology, [s.l.], v. 95, p.172-179, jul. 2012. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.019>> Acesso em: 16 jul. 2018.

PAZ, Vital Pedro da Silva; TEODORO, Reges Eduardo Franco and MENDONCA, Fernando Campos. **Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente**. Rev. bras. eng. agríc. ambient, vol.4, n.3, pp.465-473, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662000000300025>>

PIMENTEL, J. G. MACIEL, W. L. S. SILVA, N. M. ARAÚJO, R. V. VELOSO, C. M. BONOMO, R. C. F. **Estudo adsorptivo do corante alaranjado de metila em carvões ativadas obtidos a partir de resíduos da agroindústria**, XXXVII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, Blucher Chemical Engineering Proceedings, Volume 2, 2015, Pages

1211-1215. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1016/ENEMP2015-PS-677> Acesso em: 02 de Junho de 2018.

PINHEIRO, H.M.; TOURAUD, E.; THOMAS, O. **Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters.** *Dyes And Pigments*, [s.l.], v. 61, n. 2, p.121-139, maio 2004. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.dyepig.2003.10.009>> Acesso em: 16 jul. 2018.

PRIYA, E. Sanmuga; SELVAN, P. Senthamil; UMayAL, A.N. **Biodegradation studies on dye effluent and selective remazol dyes by indigenous bacterial species through spectral characterisation.** *Desalination And Water Treatment*, [s.l.], v. 55, n. 1, p.241-251, 25 abr. 2014. Informa UK Limited. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.913999>> Acesso em: 16 jul. 2018.

PUVANESWARI, N.; MUTHUKRISHNAN, J.; GUNASEKARAN, P. **Toxicity assessment and microbial degradation of azo dyes.** *Indian Journal of Experimental Biology*, v. 44, p. 618-626, aug. 2006. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/232e/08a8c10f7257a182bcb64a2a6b29cb6ff6eb.pdf>> Acesso em: 16 jul. 2018.

RAUT-JADHAV, S.; SAHARAN, V. K.; PINJAR, D.; SONAWANE, S.; SAINI, D.; PANDIT A. **Synergetic effect of combination of AOP's (hydrodynamic cavitation and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) on the degradation of neonicotinoid class of insecticide.** *Journal Of Hazardous Materials*, [s.l.], v. 261, p.139-147, out. 2013. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.012>> Acesso em: 16 jul. 2018.

REVANKAR, M. S.; LELE, S. S. **Synthetic dye decolorization by *Ganoderma sp.* WR-1.** *Bioresourse Technology*, v. 98, p. 775-780, 2007.

ROBINSON, T.; McMULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. **Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative.** *Bioresourse Technology*, [s.l.], v. 77, n. 3, p.247-255, maio 2001. Elsevier BV.

Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524\(00\)00080-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(00)00080-8)> Acesso em: 16 jul. 2018.

RODRIGUEZ, M.; SARRIA, V.; ESPLUGAS, S.; PULGARIN, C. **Photo-Fenton treatment of a biorecalcitrant wastewater generated in textile activities: biodegradability of the phototreated solution.** Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, v. 151, n. 1-3, p. 129–135, 2002.

RODRIGUES, T. A. **Estudo da interação biosortiva entre o corante reativo procion blue mxg e as linhagens CCB 004, CCB 010 e CCB 650 de Pleurotus ostreatus paramorfogênico.** 101f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

SANCHES, R. A. **Desenvolvimento de um reator de cavitação hidrodinâmica: projeto e construção.** (Trabalho de conclusão de curso), p. 1-88. São Paulo, 2015.

Disponível em: <<https://sistemas.eel.usp.br/bibliotecas/monografias/2015/MIQ15034.pdf>>  
Acesso: 25 de junho de 2018.

SANTOS, André B. dos; CERVANTES, Francisco J.; VAN LIER, Jules B. **Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology.** Bioresource Technology, [s.l.], v. 98, n. 12, p.2369-2385, set. 2007. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.013>> Acesso em: 16 jul. 2018.

SANTOS, R. A., SALES, M. L., CAMPOLINO, M. L. **Sementes de Lactuca sativa (alface) como bioindicador da toxicidade da água dos córregos urbanos J.K e Interlagos, região sudeste de Sete Lagoas Minas Gerais.** Rev. Bras. Ciên Vida, 5(1). 2017. Disponível em: <<http://jornal.faculdadecienciasdavidada.com.br/index.php/RBCV/article/view/518>> Acesso em: 10 jul. 2018.

SARATALE, R. G.; SARATALE, G. D.; CHANG, J. S.; GOVINDWAR, S. P. **Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review.** Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, v. 42, p. 138-157, 2011.

SCHRANK S.G. Tratamento de efluentes da indústria de couros através de processos avançados de oxidação. 231p (Tese de doutorado) Florianópolis, 2003.

SEN, S. K.; RAUT, S.; BANDYOPADHYAY, P.; RAUT, S. **Fungal decolouration and degradation of azo dyes: A review.** Fungal Biology Reviews, [s.l.], v. 30, n. 3, p.112-133, jul. 2016. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.fbr.2016.06.003>> Acesso em: 16 jul. 2018.

TALARPOSHTI, A. M.; DONNELLY, T.; ANDERSON, G. K., **Colour Removal From a Simulated Dye Wastewater Using a Twophase Anaerobic Packed Bed Reactor.** WaterResearch, 35, p. 425-432, 2001.

TARR, M.A. **Chemical degradation methods for wastes and pollutants - environmental and industrial applications.** New York: Marcel Dekker, 2003.

TEIXEIRA, C. P.; JARDIM, A. **Processos Oxidativos Avançados** – Conceitos teóricos. In: Caderno temático, v. 3. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Instituto de Química – IQ, Laboratório de Química Ambiental – LQA. Campinas, 2004.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções.** Estud. av. vol.22, n.63, pp.7-16. 2008. Disponível < <http://dx.doi.org/10.1590/S0103->> Acesso em: 02 de junho de 2018.

TUNUSSI, L.; ALEM SOBRINHO, P. **Remoção de cor e nitrificação de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbio-aeróbio.** Revista Água Latinoamérica, v. 3, n. 6, p. 1-7, 2003.

WANG, Xi-kui; ZHANG, Shu-yong; LI, Shu-ping. **Decolorization of Reactive Brilliant Red K-2BP in Aqueous Solution by Using Hydrodynamic Cavitation.** Environmental Engineering Science, [s.l.], v. 26, n. 1, p.53-60, jan. 2009. Mary Ann Liebert Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1089/ees.2007.0201>> Acesso em: 16 jul. 2018.

ZANONI, M. V. B.; CARNEIRO, P. A. **O descarte dos corantes têxteis.** Revista Ciência

Hoje, v. 29, n. 174, p. 61-64, 2001.

**ZOLLINGER, H. Color chemistry: syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments.** 3 ed. Zurich: Wiley, 2003.