



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL**  
**CAMPUS DE CERRO LARGO**  
**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

**MAURÍCIO HAMERSKI**

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS PRESENTES EM  
UM MANANCIAL URBANO ATRAVÉS DA FOTÓLISE**

**CERRO LARGO**

**2016**

**MAURÍCIO HAMERSKI**

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS PRESENTES EM  
UM MANANCIAL URBANO ATRAVÉS DA FOTÓLISE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito para obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti.

Co-Orientador: Msc. Mateus Gustavo Sausen.

**CERRO LARGO**

**2016**

**DGI/DGCI - Divisão de Gestão de Conhecimento e Inovação**

HAMERSKI, MAURÍCIO  
ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS  
PRESENTES EM UM MANANCIAL URBANO ATRAVÉS DE FOTÓLISE/  
MAURÍCIO HAMERSKI. -- 2016.  
48 f.:il.

Orientador: DIEGO RICIERI MANENTI.  
Co-orientador: MATEUS GUSTAVO SAUSEN.  
Trabalho de conclusão de curso (graduação) -  
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de  
ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA , Cerro Largo, RS,  
2016.

1. FOTÓLISE. 2. CONTAMINAÇÃO DE ÁGUA POR COLIFORMES.  
3. RADIAÇÃO UV. I. MANENTI, DIEGO RICIERI, orient. II.  
SAUSEN, MATEUS GUSTAVO, co-orient. III. Universidade  
Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

MAURÍCIO HAMERSKI

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DE INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS PRESENTES  
EM UM MANANCIAL URBANO ATRAVÉS DA FOTÓLISE**

Trabalho de conclusão do curso de graduação apresentado como requisito para obtenção de grau de Bacharelado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul.

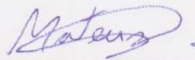
Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti

Coorientador: Msc. Mateus Gustavo Sausen

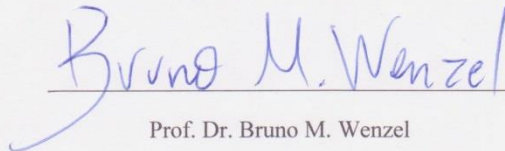
Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:

16 / 12 / 2016

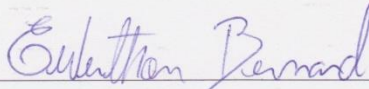
BANCA EXAMINADORA



Coorientador. Msc. Mateus G. Sausen



Prof. Dr. Bruno M. Wenzel



Prof. Msc. Ewerthon C. S. Bernardi

## AGRADECIMENTOS

*Aos meus pais, em especial minha mãe Neli por estar sempre ao meu lado e apoiar em todos os momentos.*

*Aos meus irmãos Rodrigo e Patrícia por fazerem parte dessa fase em minha vida.*

*A minha namorada Betina por todo carinho e apoio ao longo de toda caminhada.*

*Aos meus avós por sempre me incentivarem a buscar novos desafios.*

*Ao Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti pela orientação e incentivo durante o trabalho.*

*Ao Msc. Mateus Gustavo Sausen pela co-orientação e ajuda nas dúvidas que surgiram na fase final deste trabalho.*

*Aos Professores Dr. Bruno Munchen Wenzel e Dr. Fernando Henrique Borba pela dedicação e exemplo ao longo de toda graduação.*

*A todos os professores do curso de Engenharia Ambiental pela formação profissional e apoio durante a graduação.*

*Aos meus amigos de dentro e fora da UFFS pelas alegrias, incentivo e apoio constante.*

*À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), seu corpo docente, direção, administração e equipe técnica pela oportunidade de estudo e formação superior.*

*E a todos os envolvidos direta ou indiretamente neste trabalho.*

## RESUMO

A presença de coliformes termotolerantes e totais em águas residuárias é um dos principais parâmetros a ser analisado na distribuição de água tratada para uma população. Devido a isso, o objetivo do estudo foi testar a eficiência de lâmpadas de vapor de mercúrio na inativação de patógenos presentes em uma amostra de água coletada no Arroio Clarimundo, no município de Cerro Largo/RS. O desempenho da radiação foi medido com o teste de coliformes de tubo invertido para *Escherichia Coli* (*E. coli*) e Coliformes Totais (CT). O experimento foi realizado no Laboratório de Águas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Cerro Largo/RS, em um reator Suntest utilizando tubo de borossilicato. O resultado revelou uma eficiência de 96% na inativação de *E. coli* e 90% na inativação de CT ao longo de dez horas de reação. Devido ao alto número de coliformes na água bruta, a eficiência do reator não conseguiu deixar os parâmetros dentro do estipulado pela Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde. Apesar disso, a Fotólise mostrou-se uma alternativa eficaz para a desinfecção de águas residuárias, além de ser uma técnica de fácil operação e economicamente viável. Ainda, se trata de uma tecnologia limpa, visto que não deixa resíduos no tratamento da água, ao contrário da cloração, principal método atualmente utilizado para desinfecção de águas de consumo.

**Palavras-chave:** Fotólise. Inativação de patógenos. Águas residuárias.

## ABSTRACT

The presence of thermotolerant and total coliforms in waste water is one of the main analyzed in the distribution of treated water to a population. Due to this, the aim of the study was tested the efficiency of mercury vapor lamps in the inactivation of pathogens present in a sample of water collected in Arroio Clarimundo, in the city of Cerro Largo / RS. Radiation performance was measured with the Inverted Coliform Test for *Escherichia coli* (*E. coli*) and Total Coliforms (CT). The experiment was carried out in the Water Laboratory of the Federal University of Fronteira Sul (UFFS), Cerro Largo / RS campus, in a Suntest reactor using borosilicate tube. The result showed a 96% efficiency in inactivation of *E. coli* and 90% in CT inactivation over ten hours of reaction. Due to the high number of coliforms in the water, the efficiency of the reactor failed to leave the parameters within the stipulated by Portaria 2914/11 of the Health Ministry. However, photolysis proved to be an effective alternative for a disinfection of wasterwaters, as well as easily and economically viable operating technical. Still, it is a clean technology, which leaves no residue in the water treatment, on the other side of chlorination, the main method used to disinfect drinking water.

**Keywords:** Photolysis. Inactivation of pathogens. Wastewater.

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1 – Localização do ponto de coleta de água.....	28
Figura 2 – Esquema Fotocatalítico utilizado.....	29
Figura 3 – Caixa aberta com o reator de vidro Schott-Durán.....	30
Figura 4 – Tubos de ensaio com coliformes totais e termotolerantes inoculados.....	31
Figura 5 – Inativação de <i>E. coli</i> com o aumento da Energia Acumulada.....	36
Figura 6 – Inativação de Coliformes Totais com o aumento da Energia Acumulada.....	36
Figura 7 – Coeficiente de determinação da amostra para <i>E. coli</i> .....	37
Figura 8 – Coeficiente de determinação da amostra para Coliformes Totais.....	37



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Processos Oxidativos Avançados (POA's) e os principais reagentes utilizados....	24
Tabela 2 – Estudos realizados utilizando POA's.....	25
Tabela 3 – Tabela de cálculo do Número Mais Provável (NMP).....	32
Tabela 4 – Microrganismos residuais na água ao longo do tempo.....	34
Tabela 5 – Energia acumulada utilizando as três lâmpadas ligadas.....	35

**LISTA DE NOMENCLATURAS**

CT	Coliformes Totais
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
POA's	Processos Oxidativos Avançados
UV	Radiação Ultra Violeta

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>14</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>15</b>
3.1	USOS DA ÁGUA .....	15
3.2	POLUIÇÃO HÍDRICA .....	18
3.3	LEGISLAÇÕES QUE TRATAM DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	19
3.4	TRATAMENTOS.....	20
3.5	MICROORGANISMOS PATOGÊNICOS.....	22
3.6	PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS .....	24
3.6.1	Fotólise .....	26
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
4.1	COLETA DE ÁGUA .....	28
4.2	REATOR SUNTEST .....	28
4.3	AVALIAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES .....	30
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>34</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>39</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>40</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A falta de investimentos em saneamento básico e de fiscalização para que empresas e instituições poluidoras se regularizem conforme as normas ambientais de descarte de efluentes faz com que os mananciais hídricos brasileiros sejam contaminados diariamente com altas cargas de resíduos do esgotamento domiciliar, bem como de efluentes industriais e agrícolas. Com isso, apenas os tratamentos convencionais utilizados atualmente não são suficientes na retirada de contaminantes das águas residuais. A incessável produção industrial faz com que novos compostos químicos sejam lançados nas águas residuais diariamente, sendo muitos destes, compostos recalcitrantes e refratários aos processos de tratamento usuais.

Em países em desenvolvimento onde as condições do saneamento e da qualidade da água normalmente são precárias, doenças diarreicas de veiculação hídrica como febre tifoide, cólera, salmonelose, gastroenterites, hepatite A, poliomielite, verminoses, têm sido responsáveis por vários surtos epidêmicos e casos de mortalidade infantil devido ao consumo de água não potável (FREITAS; BRILHANTE; ALMEIDA, 2001).

No meio rural, as principais fontes de abastecimento de água são poços rasos e nascentes. Neles o risco de ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica é alto, pois estas fontes normalmente são velhas, inadequadamente vedadas e próximas a fontes de contaminação como fossas e áreas de pastagens animal (AMARAL et al., 2003).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA's) são utilizados para tratamento de compostos resistentes em águas residuais. Estes oxidam parcialmente os poluentes e não apenas o transferem de fase, sendo eficazes na mineralização e degradação de compostos orgânicos persistentes dos mais variados tipos de efluentes. Os POA's envolvem a geração de radicais hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ), os quais tem poder oxidante superior aos oxidantes habituais. Eles mineralizam os contaminantes em substâncias inofensivas ou inertes, como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) e íons inorgânicos. Dentre os POA's, diferentes técnicas têm sido difundidas empregando a utilização de íons catalisadores em solução, tais como Dióxido de Titânio ( $\text{TiO}_2$ ), Óxido de Zinco ( $\text{ZnO}$ ), Ferro ( $\text{Fe}$ ), entre outros. Estes são foto-oxidados por agentes oxidantes como o Peróxido de Hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e o Ozônio ( $\text{O}_3$ ), e foto-ativados por irradiação UV, gerando os radicais oxidantes (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).

Uma técnica alternativa de tratamento é a fotólise, a qual utiliza a radiação de lâmpadas para a inativação de microrganismos. As lâmpadas emitem radiação ultravioleta que provoca alterações no DNA e RNA dos microrganismos, inativando-os. As principais

vantagens dessa tecnologia são: a não formação de subprodutos tóxicos, tais como os compostos halogenados comumente gerados durante a cloração, a possibilidade de instalação do sistema fotoquímico em um espaço físico reduzido e a relativa simplicidade de operação e funcionamento (BILOTTA; DANIEL, 2012).

Dessa forma, no presente trabalho avaliou-se a fotólise a fim de medir a foto-inativação de microrganismos. Para isso, o teste foi realizado em escala laboratorial visando atingir a melhor eficiência de inativação de Coliformes Totais e *Escherichia coli* presentes na água do Arroio Clarimundo, no município de Cerro Largo/RS.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a inativação de *E. coli* e Coliformes Totais por meio da exposição à radiação de lâmpadas de vapor de mercúrio, utilizando um fotoreator.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar um protótipo de bancada de possível reprodução para realização do procedimento experimental;
- Avaliar a quantidade de patógenos em um ponto específico do Rio Clarimundo;
- Verificar a eficiência da Fotólise na inativação de patógenos;
- Comparar os resultados obtidos com o valor estipulado pela Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde;
- Analisar a inativação de patógenos em função da Energia Acumulada e calcular os respectivos coeficientes de determinação, ajustando uma reta.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 USOS DA ÁGUA

O Brasil ocupa a quinta posição no ranking dos maiores países, tanto em extensão territorial quanto em população. Em função de suas dimensões continentais, apresenta grandes diferenças relacionadas não somente ao clima e vegetação, mas também à distribuição de renda e ao desenvolvimento social.

O território brasileiro é privilegiado quanto ao volume de recursos hídricos, pois abriga 13,7% da água doce de todo o mundo. Porém, a disponibilidade desses recursos não é uniforme ao longo do território. Mais de 73% da água doce disponível encontra-se na bacia Amazônica, que é habitada por menos de 5% da população (Ministério Meio Ambiente-MMA). Assim sobram 27% dos recursos hídricos brasileiros para as demais regiões que abrigam 95% da população do país (LIMA, 1999). Não só a disponibilidade de água não é uniforme, mas a oferta de água tratada reflete no desenvolvimento das regiões brasileiras. Enquanto na região Sudeste 87,5% dos domicílios é atendido por rede de distribuição de água, no Nordeste a porcentagem é de apenas 58,7% (MMA,2015). Segundo Santos et al. (2012), o Estado do Maranhão apresenta um dos piores dados de mortalidade infantil do país. A taxa de mortalidade por diarreia, prevalência de desnutrição e as taxas de hospitalização por pneumonia e por desidratação são superiores às taxas nacionais e regionais.

Dentro dos usos da água no Brasil, 70% desta é utilizada para irrigação na agricultura; 22% é utilizado nos processos industriais e apenas 8% é utilizado para uso domiciliar. De acordo com as Nações Unidas, em torno de 1,2 bilhão de pessoas vivem em áreas de escassez física e 1,6 bilhões de pessoas, um quarto da população do mundo, estão enfrentando escassez de água. Dados da Organização Mundial de Saúde (OMS) mostram que 3,4 milhões de pessoas morrem a cada ano por causas relacionadas à falta de higiene na água (MMA, 2015).

A utilização da água para uso doméstico tem como finalidade atender a demanda dos indivíduos nas mais diversas atividades, como cozinhar, ingerir e fazer a higiene diária. Estas ações acabam gerando o esgoto domiciliar, composto essencialmente por água do banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergente e águas de lavagem.

O que vem alterando de forma grave a qualidade da água é o despejo de esgoto domiciliar sem nenhum tratamento em rios e córregos que abastecem as cidades e irrigam plantações. Para reduzir os efeitos adversos da poluição ambiental devido às descargas não

controladas de esgoto, medidas devem ser tomadas visando cumprir as normas ambientais exigidas (YANG et al., 2015). No Brasil, segundo o Ministério das Cidades, cerca de 9,6 milhões de domicílios urbanos não são atendidos pela rede de coleta de esgoto e, destes aproximadamente 3,4 milhões não possui acesso à água encanada. Como resultado, 65% das internações hospitalares no país é devido às doenças transmitidas pela água, como disenteria, hepatite, meningite, ascaridíase, tracoma, esquistossomose entre outras (MMA, 2015).

Desta forma, o saneamento ambiental se torna o conjunto de ações socioeconômicas que visa obter a salubridade do ambiente, que é essencial para a proteção e melhoria das condições de vida da população em qualquer lugar (BRASIL, 2006). Estas ações devem ser feitas através do abastecimento de água potável, coleta e disposição adequada de todos os resíduos, promoção da disciplina sanitária do uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços especializados.

Nos municípios que já possuem estações de tratamento de esgoto (ETE's), as cargas de poluentes lançadas nos rios diminuíram, mas criou-se outro problema que é a destinação adequada do lodo gerado. Entre as opções de destino, uma alternativa viável é a aplicação como fertilizante em solo agrícola. No entanto, este uso necessita de certa cautela pelo fato do lodo conter substâncias xenobióticas como compostos fenólicos, metais pesados e surfactantes químicos originados do petróleo, que quando utilizados em grande escala pelas indústrias podem causar muitos prejuízos a microbiota do solo (CONCEIÇÃO, 2005).

A água é utilizada pela indústria para os mais variados fins que vão desde a incorporação desta em produtos até a lavagem dos materiais e utilização em sistemas de refrigeração e geração a vapor. Dependendo do ramo industrial, os efluentes podem carregar resíduos tóxicos, como metais pesados e restos de materiais em decomposição.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente, estima-se que a cada ano acumulem-se nas águas de 300 mil a 500 mil toneladas de dejetos provenientes das indústrias. As consequências do acúmulo de resíduos são graves não só do ponto de vista econômico, mas especialmente quando relacionadas à saúde pública (ALMEIDA et al., 2016).

Geralmente, os resíduos associados com a indústria de processamento da carne incluem águas residuais, material sólido, gases e compostos voláteis que podem causar graves ameaças ambientais (RAHMAN; SAHAR; KHAN, 2014). Estes resíduos utilizam enormes quantidades de oxigênio dissolvido na água e o material orgânico constitui gorduras, carboidratos e proteínas. A degradação destas proteínas tem como produto nitritos e nitratos.



Já para as indústrias de leite, embora o permeado de soro seja biodegradável, a sua liberação para o meio ambiente contribui significativamente com a poluição do solo e da água devido à sua alta demanda química e bioquímica de oxigênio (PARASHAR et al., 2015).

Maldonado et al.(2015) afirmaram que sistemas biológicos não são capazes de eliminar completamente compostos não biodegradáveis como agentes tensoativos, pesticidas de lavagem e processamento de frutas e verduras. Alguns fungicidas como Imazalil e Tiabendazol, ou pesticidas como Acetamiprid, podem ser encontrados em efluentes após tratamento biológico.

As águas residuais da indústria têxtil variam amplamente em termos de composição. Vários tipos de corantes são produzidos em todo o mundo e são utilizados em diversas indústrias, tais como têxteis, cosméticas, papelarias, curtumes, farmacêuticas e alimentícias (KHANDEGAR; SAROHA, 2013; ROBINSON et al., 2001). Segundo KHANDEGAR e SAROHA (2013), existem mais de 100 mil corantes disponíveis comercialmente com uma produção anual estimada de mais de 700 mil toneladas e destas, entre 10 a 50% permanece nos efluentes a serem tratados.

A atividade que mais utiliza água é também umas das que mais polui. Boa parte dos fertilizantes utilizados nas lavouras fica no solo e é transportado com a água para aquíferos subterrâneos ou mananciais superficiais. Este impacto sobre os recursos de água doce tem sido amplamente estudado, principalmente a lixiviação de nitrogênio em águas subterrâneas (CRUZ et al., 2012; ZHANG et al., 2012; PEÑA-HARO et al., 2010; RODRIGUEZ-GALIANO et al., 2013).

A utilização de águas residuais não tratadas ou parcialmente tratadas para irrigação também pode prejudicar a saúde do consumidor e do meio ambiente. Algumas delas contêm cargas pesadas de sais, responsáveis por provocar a salinização do solo. Desse modo, contaminam as águas subterrâneas com nitratos, patógenos, metais pesados e outros poluentes (KHAJANCHI-LAL et al., 2015; BACH et al., 2015).

Ainda, segundo Khajanchi-Lal et al. (2015), os principais nutrientes com concentrações na água de esgoto superior à água doce original são N, P e K. A água doce não contém N e P na forma orgânica, portanto, a disponibilidade de N e P aplicada por irrigação com águas residuais, bem como o seu destino no meio ambiente são diferentes daquelas do N e fertilizantes fosfatados. Estes compostos não estão presentes apenas pelo reúso da água e uso de fertilizantes, substâncias presentes nos adubos também entram no sistema de água subterrânea, tais como íons, metais, contaminantes emergentes orgânicos, ou até mesmo microrganismos (BACH et al., 2015).

O estrume aplicado como adubo possui uma composição química complexa. Gomes et al, (2008) analisou a composição química e isotópica do estrume de porco depositado em pilhas. Os resultados desta análise mostraram que elementos dissolvidos como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , B e Fe.

Alguns pontos de um manancial subterrâneo podem apresentar concentrações de contaminantes diferentes na água. Isso dependerá da interação de vários fatores, tais como a deposição atmosférica e a evapotranspiração, mecanismos orgânicos como de decaimento matéria orgânica e absorção de nutrientes, e processos inorgânicos como intemperismo mineral e troca catiônica (CRUZ et al., 2012).

O solo também pode sofrer com a aplicação de fertilizantes, o pH da terra diminuiu em lugares de produção de grandes culturas e isso é atribuído a excessiva aplicação de fertilizantes nitrogenados. Ainda, o seu uso contribui para emissões de gases de efeito estufa (SICILIANO et al., 2014; SAVCI, 2012).

Segundo Cruz et al. (2012), para o controle e uso correto de fertilizantes há a necessidade de desenvolver um quadro de mitigação que englobe políticas claras do governo, facilitando mecanismos de governação em nível local, um ambiente regulamentar favorável, coordenação em cadeias de abastecimento alimentar, incentivos para proteção dos recursos hídricos por parte dos agricultores, segurança alimentar e educação ambiental para agricultores e consumidores.

### 3.2 POLUIÇÃO HÍDRICA

A qualidade dos ecossistemas aquáticos tem mudado muito em diferentes escalas nos últimos anos e esse fenômeno foi desencadeado pelos usos múltiplos da água, os quais acarretaram em degradação ambiental e diminuição considerável da disponibilidade de água de boa qualidade. Isso está diretamente relacionado com a descarga de esgotos municipais e efluentes industriais nos corpos de água, disposição inadequada de resíduos sólidos e escoamento superficial de áreas agrícolas. Segundo Bortoletto et al. (2015), o escoamento superficial e o aumento das áreas urbanas são os principais fatores responsáveis por essa queda de qualidade.

A descarga de efluente pode ocorrer por duas fontes: pontuais ou difusas. As pontuais são aquelas onde os poluentes são lançados em pontos específicos dos corpos de água podendo ser identificado um padrão médio de lançamento. Já as difusas atingem os corpos de

água de modo aleatório não conseguindo se estabelecer nenhum tipo de padrão da composição do que está sendo despejado (PEREIRA, 2003).

Cada uma das fontes de poluição citadas determina um grau de poluição no corpo hídrico atingido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes. De uma maneira geral, as características físicas são analisadas a partir dos sólidos suspensos, sólidos coloidais e dissolvidos na água, gases e temperatura. As características químicas incluem substâncias orgânicas e inorgânicas, e as biológicas, sob o ponto de vista da vida animal, vegetal e organismos unicelulares.

Reservatórios de água com quantidades elevadas de nutrientes muitas vezes têm uma importante produtividade fotossintética e, portanto, produção de matéria orgânica. A decomposição desta em corpos d'água, bem como a proveniente de descargas e escoamentos, causa o consumo de oxigênio dissolvido ocasionando zonas pobres. Isto pode resultar na dissolução reductiva de adsorventes minerais, tais como o ferro e o manganês (HANSEN; GARCIA, 2013).

É importante que seja feita a avaliação da qualidade microbiológica da água a partir de indicadores devido à impossibilidade de identificação de todos os microrganismos presentes na mesma. No entanto, já foram verificadas variações nos padrões de sobrevivência de vírus e bactérias em ambientes aquáticos, mesmo após tratamento, demonstrando que diferentes microrganismos possuem comportamentos distintos. Como uma regra geral, os indicadores bacterianos são mais sensíveis às condições ambientais e ao tratamento do que vírus (SILVA et al., 2015). Isso é importante pelo fato de que doenças transmitidas pela água continuam a ser uma ameaça para as comunidades que utilizam água dos rios sem qualquer tratamento. Globalmente, as causas relacionadas com a água são responsáveis por aproximadamente 80% de todas as doenças transmissíveis (DUNGENI; MERWE; MOMBA, 2010).

Dentre os organismos presentes na água estão as bactérias patogênicas, como *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae* e *Salmonella entérica* (DUNGENI; MERWE; MOMBA, 2010, GOPO e BANDA, 1997).

### 3.3 LEGISLAÇÕES QUE TRATAM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Devido às fontes de poluição e aos inúmeros tipos de poluentes que podem estar contidos nas águas, foram criadas leis que garantem parâmetros mínimos de qualidade e segurança para que uma água seja possível de ser ingerida. Neste âmbito surge a Portaria MS 2914/11 e a Resolução Conama 430/11 que complementa e altera a Conama 357/05.

A Portaria 2914/11 guia sobre procedimentos de controle e segurança da água fornecida à população para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Esta portaria se aplica à água destinada ao consumo humano proveniente de sistema e solução alternativa de abastecimento de água. Toda água destinada ao consumo humano, distribuída coletivamente por meio de sistema ou solução alternativa coletiva de abastecimento de água, deve ser objeto de controle e vigilância da qualidade da água. Segundo esta portaria, para uma água ser considerada potável ela deve ter ausência de *E.coli* em uma amostra de 100 mL e os coliformes totais devem ser ausentes em 95% das amostras examinadas no mês (MS , 2011).

Para o despejo de efluentes em corpos hídricos, a resolução Conama 430/11 procede sobre condições e padrões de lançamento. Nela está definido o padrão de lançamento para os poluentes mais comuns. Esta lei traz dois padrões de emissão distintos, um para efluentes em geral e outro para esgotos sanitários. Todo tipo de efluente gerado em domicílios, indústrias e outros fins, devem estar dentro dos padrões de lançamento em corpos d'água para que estes consigam autodepurar toda carga diluída em suas águas (CONAMA , 2011).

### 3.4 TRATAMENTOS

A fim de atingir boas qualidades para consumo, as águas passam por processos de tratamento. Estes processos diferem pela quantidade de material a ser retirado que está presente na água. Eles podem ser processos primários, secundários ou terciários, simplificados ou avançados (CUNHA; CALIJURI, 2012).

As unidades de tratamento primário (decantadores, flotores) promovem a separação e remoção de sólidos sedimentáveis que devem ser tratados e dispostos adequadamente. No caso do esgoto sanitário, o lodo primário resultante do decantador é em geral, submetido a tratamento biológico ou químico, antes das operações de evaporação (em leitos de secagem, filtro a vácuo, filtro prensa ou centrífugas). O lodo tratado é normalmente encaminhado para aterros. Se atender a padrões específicos de qualidade, pode ser destinado ao uso agrícola (CUNHA; CALIJURI, 2012).

O tratamento secundário remove a matéria orgânica particulada e dissolvida em unidades denominadas reatores ou em sistemas biológicos, compostos de várias unidades de tratamento. Os processos biológicos geram biomassa na forma de lodo biológico. Em alguns sistemas, o lodo biológico é separado em decantadores secundários para retornar ao reator. Porém, como a produção de lodo é contínua, o lodo é gerado em excesso e deve ser removido (CUNHA; CALIJURI, 2012).

A maioria das estações de tratamento de água utiliza tratamento convencional. Estes são baseados em coagulação e floculação, sedimentação e por último polimento por filtração em areia. Neste sistema de tratamento, o coagulante é dosado e misturado com a água bruta para permitir a formação de pequenos ou grandes flocos. Estas características dos flocos são essenciais para o processo de separação sólido/líquido no sistema de tratamento subsequente. As características dos flocos dependem do tipo de coagulante e a dose utilizada, dependem também do pH e da temperatura da água (MING CHEW et al., 2014). No entanto, devido às atividades humanas, tais como a eliminação de resíduos industriais e contaminação dos recursos hídricos, estas estações de tratamento estão tendo dificuldades em produzir água potável de forma eficaz. Isto é causado principalmente por uma queda significativa da qualidade da água de alimentação e está acontecendo principalmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento. Desta forma, estações convencionais de tratamento de água só são capazes de remover alguns ou nenhum dos poluentes emergentes na água (LUNG ANG et al., 2013). Assim, o tratamento tradicional tem demonstrado ser incapaz de remover toxinas, pesticidas, resíduos farmacêuticos, arsênico e herbicidas de recursos hídricos poluídos.

Os métodos de tratamento convencionais também possuem vulnerabilidade ao tratamento de microrganismos. Algumas estações de tratamento não conseguem impedir o crescimento de bactérias no sistema de distribuição devido à alta carga orgânica presente nos rios da qual a água é captada. Usuários frequentemente têm relatado queixas sobre o sabor da água tratada e seu odor desagradável (LUNG ANG et al., 2013). A fim de remover estes vírus e bactérias, a cloração é o processo desinfetante mais utilizado. No entanto, isto irá criar outro problema adverso que é a formação de subprodutos de desinfecção que são cancerígenos e difíceis de remover (LUNG ANG et al., 2013; HAN TRAN et al., 2015). Estudos apontam ainda que tecnologias de lodo ativado convencional são incapazes de remover compostos recalcitrantes, assim estas substâncias são devolvidas ao meio ambiente ou ficam presas ao lodo (LORENZO-TOJA et al., 2016).

A filtração por membranas com microfiltração e ultrafiltração tem sido amplamente utilizada no tratamento de água potável. No entanto alguns problemas são verificados e impedem o uso generalizado destes processos devido à incrustação das membranas e a fraca remoção de sólidos orgânicos dissolvidos, subprodutos de desinfecção e matéria orgânica de algas e de efluentes. É inegável que uma única unidade de membranas pode produzir água com qualidade suficiente para beber, desde que os recursos hídricos sejam devidamente conservados (LUNG et al., 2013; MING CHEW et al., 2014; HAN TRAN et al., 2015).

Assim, uma boa caracterização da matéria orgânica nas amostras de águas residuais pode ajudar a aperfeiçoar o desempenho das membranas para filtração das águas residuais tratadas biologicamente através da utilização de processos de pré-tratamento apropriados, tais como floculação com  $\text{FeCl}_3$  e adsorção com carvão ativado em pó (HAN TRAN et al., 2015).

### 3.5 MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS

Bactérias são organismos unicelulares que podem ser encontrados de forma isolada ou em colônias. Elas são unicelulares e não possuem núcleo celular definido (procariontes) e organelas membranosas. Elas possuem tamanho médio de 0,1 a 0,2  $\mu\text{m}$ , podendo ser encontradas algumas com até 5,0  $\mu\text{m}$ . As bactérias podem ser divididas em dois grandes grupos, com base na capacidade de suas paredes celulares fixarem o corante violeta cristal: as Gram-positivas (que coram em roxo) e as Gram-negativas (que coram em vermelho) (VIEIRA; FERNANDES, 2012).

A parede celular de bactérias Gram-positivas é composta basicamente por peptidoglicano, que constitui uma espessa camada ao redor da célula. Outros polímeros, tais como ácidos lipoteicóicos e polissacarídeos, também podem estar presentes nessa camada (VIEIRA; FERNANDES, 2012).

Nas bactérias Gram-negativas o peptidoglicano constitui uma camada basal delgada, sobre a qual se encontra outra camada, denominada membrana externa que é composta por lipoproteínas, fosfolipídios, proteínas e lipopolissacarídeos. O processo de coloração de Gram consiste basicamente em tratar bactérias sucessivamente com cristal violeta, lugol, álcool e fucsina. O cristal violeta e o lugol penetram tanto nas bactérias Gram-positivas quanto nas Gram-negativas, formando um complexo de cor roxa. O tratamento com álcool é a etapa diferencial; nas Gram-positivas, o álcool não retira o complexo cristal violeta + lugol, pois a sua ação desidratante faz com que a espessa camada de peptidoglicano torne-se menos permeável, retendo o corante. Nas Gram-negativas, devido à pequena espessura da camada de peptidoglicano, o complexo corado é extraído pelo álcool, deixando as células descoradas. O tratamento com fucsina não altera a cor roxa das Gram-positivas, ao passo que as Gram-negativas descoradas pelo álcool tornam-se avermelhadas. A coloração de Gram é amplamente utilizada para identificar e classificar bactérias e isso é muito importante, pois as bactérias Gram-positivas são mais sensíveis à penicilina (VIEIRA; FERNANDES, 2012).

A resistência bacteriana representa um sério problema à saúde pública e vem aumentando a cada ano em todo o mundo. Hoje se conhecem microrganismos multirresistentes, não sensíveis a quaisquer dos antibióticos disponíveis clinicamente, levando rapidamente à morte pacientes hospitalizados. É importante salientar que antibióticos não são agentes mutagênicos, portanto não causam mutação em microrganismos. Os antibióticos exercem a chamada "pressão seletiva", em contato com microrganismos exercerão sua atividade levando à morte as cepas sensíveis sobrevivendo então as resistentes. Com o uso frequente, essa seleção leva ao predomínio das cepas que de alguma forma sobreviveram, multiplicaram-se e agora é maioria. Por isso em ambientes hospitalares o aparecimento de cepas multirresistentes é mais frequente e também mais complicado (FIO; FILHO; GROppo, 2000).

As bactérias são organismos que apresentam grande aplicação econômica e ecológica. Algumas, entretanto, causam danos à saúde humana e à de outros animais, como é o caso de algumas estirpes de *Escherichia coli* (MENIN et al., 2008). A bactéria *E. coli*, pertencente à família *Enterobacteriaceae*, apresenta formato de bacilo, é gram-negativa, anaeróbia facultativa e fermentadora de açúcares. Ela é encontrada normalmente no intestino de aves e mamíferos e faz parte do grupo dos coliformes fecais, atualmente chamados de termotolerantes, segundo a Resolução CONAMA nº 375/05.

Alguns tipos de *E. coli* são patogênicos, destacando-se como as causadoras mais comuns de infecções urinárias, além de provocarem diarreia (BRASIL, 2016). As principais condições que determinam o crescimento e desenvolvimento de *E. coli* são temperatura, pH, radiação.

A contaminação por *E. coli* ocorre após a ingestão de alimentos e água contaminados pela bactéria. Além disso, de maneira menos frequente, a transmissão pode ocorrer de pessoa para pessoa, principalmente em locais onde existe pouca higiene. No caso das infecções urinárias, a contaminação ocorre principalmente em virtude da má higienização das regiões genitais e por meio de atividade sexual (principalmente sexo anal), práticas que podem possibilitar a invasão do orifício urinário pelas bactérias intestinais (DOS SANTOS, 2016).

O tratamento das infecções intestinais causadas por *E. coli* baseia-se, principalmente, na ingestão de líquidos para repor o que foi perdido. Nos casos de diarreia, normalmente não se recomenda o uso de antibióticos; entretanto, no tratamento de outros problemas, como a infecção urinária, o uso desse medicamento é indicado. Para evitar a contaminação por essas bactérias, é fundamental ter hábitos de higiene, tais como lavar bem os alimentos e as mãos, além de manter limpa a região do ânus e vagina. Além disso, evitar carnes mal cozidas e não

ingerir água sem tratamento são medidas que podem ajudar no controle da bactéria (BRASIL, 2016).

Para Cerqueira e Horta (2016) o principal fator de diferenciação de coliformes termotolerantes e fecais é sua temperatura de incubação, entretanto as últimas pesquisas têm mostrado que esse fator de diferenciação não tem sido suficiente para essa finalidade. A imprecisão do teste de incubação tem levado à adoção do parâmetro coliformes fecais-termotolerantes como índice suficiente para avaliação da poluição fecal de ambientes aquáticos.

### 3.6 PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

Os Processos Oxidativos Avançados geram radical hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ), espécies altamente oxidantes, em quantidade suficiente para provocar a mineralização da matéria orgânica a dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos. Segundo Mansilla et al. (1997), os radicais podem ser gerados através de reações fortes como  $\text{O}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ , semicondutores ( $\text{TiO}_2$ ) e irradiação UV.

Estes podem ser classificados em heterogêneos e homogêneos, conforme haja ou não, presença de catalisadores sólidos, além de poderem estar ou não recebendo irradiação (MANSILLA et al., 1997; PALACIO et al., 2012; SILVA et al., 2015; ZHANG et al., 2015). São processos limpos e não seletivos que podem degradar inúmeros compostos independente da presença de outros (LUAN et al., 2012).

Na Tabela 1, é apresentado um resumo dos POA's.

Tabela 1 – Processos Oxidativos Avançados (POA's) e os principais reagentes utilizados.

	<b><u>COM RADIAÇÃO</u></b>
	O <sub>3</sub> , UV
	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , UV
	US
	FOTO FENTON
<b>SISTEMA HOMOGÊNEO</b>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , US
	UV/US
	<b><u>SEM RADIAÇÃO</u></b>
	O <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>
	O <sub>3</sub> , OH-
	FENTON
	<b><u>COM RADIAÇÃO</u></b>
<b>SISTEMA HETEROGÊNEO</b>	TiO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> /UV
	TiO <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV



**SEM RADIAÇÃO**  
**ELETRO-FENTON**

Fonte: TEIXEIRA; JARDIM, 2004.

Estes processos possuem vantagens como a mineralização do poluente, a utilização para compostos refratários transformando-os em biodegradáveis, não necessitam de tratamento final e melhoram as características organolépticas da água (ZHANG et al., 2015).

Na Tabela 2, encontram-se alguns dos principais trabalhos utilizando POA's.

Tabela 2 – Estudos realizados utilizando POA's.

<b>AUTOR</b>	<b>PROCESSO</b>	<b>UTILIZAÇÃO</b>
Assalin, 2001	Fotólise	Aplicação da fotólise e fotocátalise heterogênea na desinfecção de águas contaminadas com E.coli
Borba et al.,2014	Eletro-Fenton e Foto-Fenton	Remoção dos poluentes do efluente de curtume tratado
Borba et al.,2013; Modenes et al.,2012	Foto-Fenton	Degradação de efluente de curtume
Bilotta e Daniel,2012	Fotocátalise	Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário
Galvão et al.,2006	Foto-Fenton	Tratamento de efluente contaminado com diesel
Huang et al.,2015	Fotocátalise	Tolerância de patógenos de agua residual à luz
Liberti et al.,2002	Fotocátalise	Desinfecção UV para reutilização de águas residuais
Manenti et al.,2009	Foto-Fenton	Tratamento de Efluentes de Indústria de Alimentos
Manenti et al., 2010	Foto-Fenton	Degradação de efluente têxtil sintético
Manenti et al.,2014	Eletrocoagulação e Foto-Fenton	Tratamento de aguas residuais de tingimento de algodão por foto-fenton
Mehrjouei et al.,2014	Ozonização	Tratamento de águas residuais
Malato et al.,2007	Foto-Fenton	Tratamento de efluente industrial metil fenil glicina
Palacio et al.,2012	TiO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> /UV	Degradação de corante de efluente têxtil
Palácio et al.,2013	Eletrocoagulação	Tratamento de efluente de cromagem
Petrick et al.,2014	Foto-Fenton	Tratamento de aguas residuais de tingimento de algodão por foto-fenton
Prieto-Rodriguez et al.,2012	TiO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> /UV	Efluentes de estações de tratamento de águas residuais municipais
Quiroz et al.,2011	Fotocátalise	Remoção de pesticidas por meios aquosos
Silva et al.,2009	Foto-Fenton	Degradação de compostos orgânicos recalcitrantes no petróleo bruto
Sichel et al.,2007; Helali et al.,2013	Fotocátalise	Sobrevivência E. Coli durante radiação solar
Tania Silva et al.,2015	Foto-Fenton	Tratamento de lixiviado de aterro

sanitário		
Wang et al.,2015	Foto-Fenton	Tratamento de efluentes orgânicos
Wisbeck et al.,2011	Fotocatálise	Desinfecção de água de chuva
Nguyen et al., 2015	Fotólise	Inativação de bactérias com luz solar: indicadoras de contaminação fecal na unidade de água aberta de tratamento processo: Modelando taxas de inativação de endógenos e exógenos
Chatzisyneon., 2015	Fotólise	Inativação de bactérias na água de processamento de pescado por meio de tratamento UV
Sanches et al., 2011	Fotólise	Fotólise Direta de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos em Fontes de Água Potável

Fonte: elaborado pelo autor.

### 3.6.1 Fotólise

Na fotólise, a luz é a única fonte capaz de produzir a destruição do poluente. A fotólise direta, em comparação com processos envolvendo geração do radical hidroxila tem geralmente uma eficiência mais baixa. Dessa forma, a maioria dos estudos é feita para quantificar a contribuição da fotólise da matéria orgânica em processos de oxidação em que ela atua em forma conjunta com um catalisador (TEIXEIRA; JARDIM, 2004).

Os processos de fotólise baseiam-se na decomposição ou dissociação de compostos químicos causados pela absorção de luz. Normalmente dois processos são aplicados, a fotólise direta e a indireta. No primeiro caso, os compostos orgânicos absorvem a energia da radiação UV, podendo reagir com outros constituintes na matriz ou sofrerem autodecomposição. A fotólise indireta envolve a fotodegradação por fotosensibilizadores, produzindo os radicais hidroxila ou peróxil. Estes oxidantes podem ser produzidos através da fotólise de substâncias constituintes da matriz da água, como ácidos húmicos e substâncias inorgânicas ou mesmo pela adição de algum oxidante, como peróxido de hidrogênio. Embora os processos por fotólise direta e indireta possam ocorrer simultaneamente, a fotólise direta é considerada a mais importante na degradação dos contaminantes (SILVA, 2014).

A eficiência dos processos fotolíticos depende, especificamente, do espectro de absorção dos compostos alvo, da intensidade e frequência da radiação, bem como do tipo de matriz. As diferentes matrizes aquosas apresentam substâncias que podem inibir ou aumentar o processo de degradação (matéria orgânica) ou a geração de espécies oxidantes (substâncias húmicas e inorgânicas, tais como metais dissolvidos). A fotólise com radiação solar tem sido considerada uma das formas mais importantes na degradação de antibióticos no ambiente aquático natural (SILVA, 2014).



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 COLETA DE ÁGUA

A amostra de água foi coletada no dia 07/08/16 as 08h00min em um ponto pré-estabelecido no Arroio Clarimundo no município de Cerro Largo/RS. O ponto de coleta da água foi no cruzamento das ruas Marechal Floriano e Helmuth Schmidt, conforme é demonstrado na Figura 1. A coleta foi feita com frascos de 250 mL e levada para o Laboratório de Águas da UFFS.

A vizinhança do arroio neste ponto é caracterizada por oficinas mecânicas, residências particulares e uma lancheria. No leito do rio há presença de árvores, cobrindo com sombra o fluxo das águas. Não há presença de lixo acumulado nos barrancos do rio, porém seu leito exala um odor um pouco desagradável.

Figura 1 – Localização do ponto de coleta de água.



Fonte: GOOGLE, 2016.

### 4.2 REATOR SUNTEST

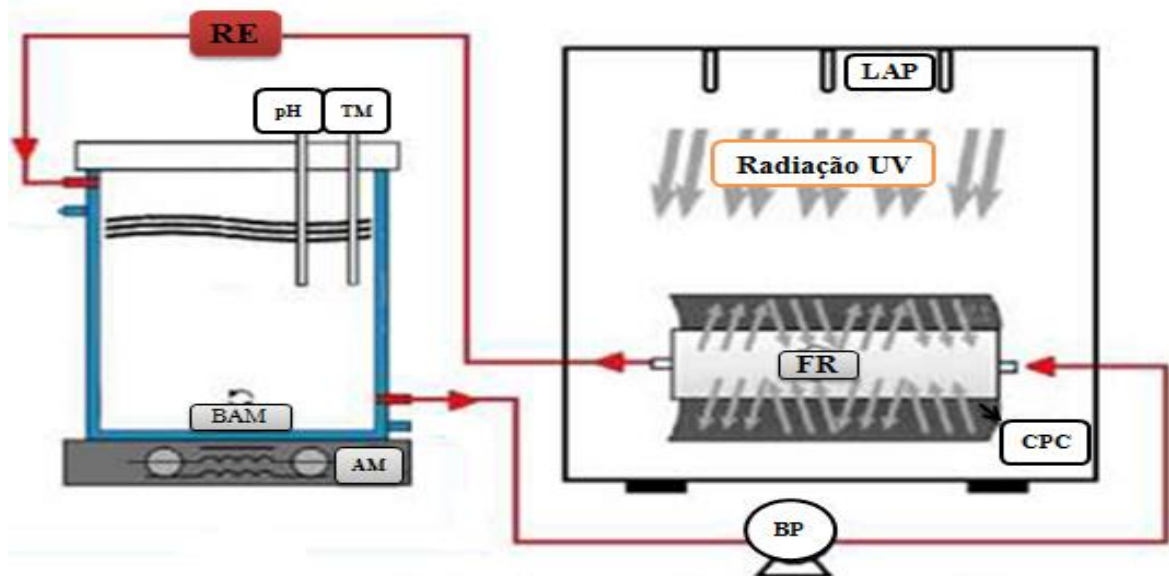
O módulo experimental desenvolvido consiste em uma caixa com revestimento interno em inox (80 cm x 80 cm x 50 cm), equipada com três lâmpadas de vapor de mercúrio de 250 Watts, instaladas na parte superior como fonte simulada de radiação solar UV,

obtendo-se 0,4 m<sup>2</sup> de área efetivamente iluminada. A luz artificial é focada no fotoreator, um tubo cilíndrico em borossilicato, marca Schott-Duran 3.3 cutoff 280 nm, com diâmetro interno de 46.4 mm, 180 mm de comprimento e espessura de 1.8 mm. O coletor utilizado é do modelo parabólico concentrador (CPC), com refletores em alumínio anodizado eletropolido, e 0,023 m<sup>2</sup> de área iluminada. Para saber a intensidade de radiação, um radiômetro de banda larga (Apogee, modelo UM-200) foi posicionado a 26 cm de altura com relação à base interna da caixa para medir a irradiação incidente por unidade de área iluminada obtendo um valor de 9 W.m<sup>-2</sup>.

A temperatura inicial do sistema observada foi de 25 °C e o pH 7,0. Para garantir homogeneização da solução durante o experimento, foi utilizado um recipiente externo de vidro (1 L) contendo um agitador magnético (Centauro, modelo CAMA - 15). Além disto, uma bomba peristáltica (MS TECNOPON, modelo DMC 100) foi utilizada para manter uma recirculação adequada da solução e um termômetro para medir a temperatura da água. Todos os tubos e conexões utilizadas foram de material teflon.

Na Figura 2 é apresentado um esquema do sistema fotocatalítico utilizado, e na Figura 3, é apresentado o vidro no interior da caixa.

Figura 2 – Esquema Fotocatalítico utilizado.



RE - Recirculação do Efluente  
 AM - Agitador Magnético  
 BAM - Barra de agitação Magnética  
 TM - Medição de Temperatura  
 pH - Medição de pH

BP - Bomba Peristáltica  
 LAP - Lâmpadas alta pressão  
 CPC - Coletor parabólico  
 FR - Fotoreator

Fonte: BUENO, 2016.

Figura 3 – Caixa aberta com o reator de vidro Schott-Durán.



Fonte: autor.

A quantidade de energia UV acumulada ( $J L^{-1}$ ) por unidade de volume da água no interior do reator de vidro Schott-Durán, no intervalo de tempo  $\Delta t$ , foi calculada pela Equação (1), descrita por Malato et al. (2012).

$$Q_{UV,n} = Q_{UV,n-1} + \Delta t_n \overline{UV}_{G,n} \frac{A_r}{V_t}; \Delta t_n = t_n - t_{n-1} \quad (1)$$

Onde  $t_n$  é o tempo correspondente para o número  $n$  de amostras (s),  $V_t$  é o volume total no reator (L),  $A_r$  é a área superficial iluminada do coletor ( $m^2$ ) e  $\overline{UV}_{G,n}$  é a média de irradiação UV medida durante o período de tempo  $\Delta t_n$  (s).

#### 4.3 AVALIAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES

Para avaliação dos coliformes utilizou-se a técnica do Número Mais Provável (NMP) também conhecido como método de tubos múltiplos. Este teste consiste da etapa presuntiva e da confirmativa. No teste presuntivo os tubos são esterilizados e preparados com Caldo Lauryl Triptose Broth em cinco diluições diferentes (0,1; 0,01; 0,001; 0,0001; 0,00001 mL da água bruta por tubo) e ficam encubados entre 35 e 37 °C por 48 horas.

Na etapa presuntiva, os tubos em que ocorreu formação de gás no Caldo LSB tiveram alíquotas transferidas para tubos com caldo de identificação para *Escherichia coli* (EC Broth)

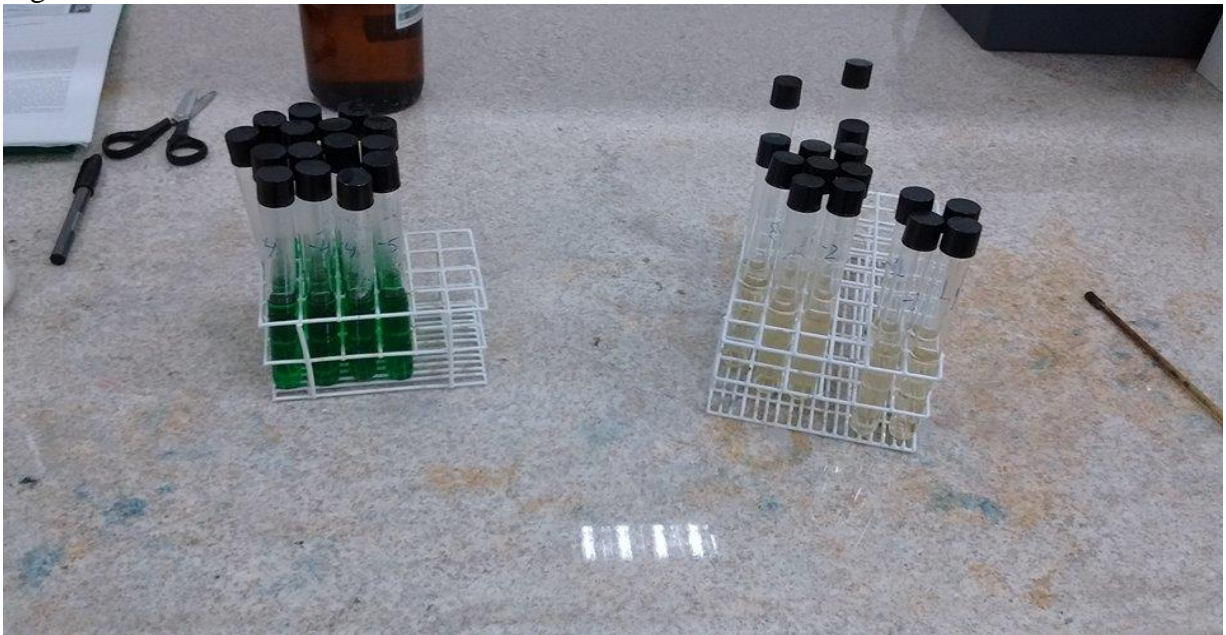


e tubos com caldo de identificação para coliformes totais (Green Brilliant Broth). Isto é, na etapa presuntiva se inocula a água a ser analisada para determinar se nela possivelmente existem bactérias. Para isso, se observa a formação de gás dentro do tubo de Durham após 48 horas na estufa a 36 °C, se existir gás é porque possivelmente existem coliformes ali.

As amostras com formação de gás são então encaminhadas para o teste confirmativo, onde os coliformes são inoculados nos caldos para cada grupo de coliforme, o caldo EC Broth e Green Brilliant Broth. A positividade do teste é novamente avaliada com a produção de gás no interior dos tubos de Durham. A partir daí os resultados são analisados consultando a tabela de número mais provável (NMP).

Na Figura 4, é apresentada uma imagem dos tubos de ensaio inoculados com as bactérias em seus respectivos meios de crescimento.

Figura 4 – Tubos de ensaio com coliformes totais e termotolerantes inoculados.



Fonte: autor.

Na Tabela 3, é apresentada uma parte da tabela de Número mais Provável de Bactérias que pode ser acessada na íntegra através do site da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). A tabela do Número Mais Provável traz uma sequência de três algarismos para um resultado. Na verificação dos tubos utiliza-se o número de positivos em cada diluição e tira fora o resultado da diluição na qual todos os tubos derem negativos. A partir daí, utiliza-se a sequência para achar o valor na tabela. O valor correspondente da tabela ainda é multiplicado duas vezes. Uma vez multiplica-se por dez, pois cada amostra continha este volume e depois

se multiplica o resultado por cem, para que o resultado seja expresso em unidade de NMP/100 mL.

Para os testes de coliformes utilizaram-se tubos de ensaio esterilizados em autoclave, depois de feitas as diluições os tubos com coliformes totais vão para estufa durante dois dias a temperatura de 36 °C e os tubos com coliformes termotolerantes vão para banho ultratermostático a fim de controlar a temperatura em 44 °C durante dois dias.

Tabela 3 – Tabela de cálculo do Número Mais Provável (NMP).

Número de Tubos Positivos			NMP por g ou mL do produto
Número de mL do produto por tubo			
0,1 mL	0,01 mL	0,001 mL	
0	0	0	<3
0	0	1	3
0	1	0	3
0	1	1	6,1
0	2	0	6,2
0	3	0	9,4
1	0	0	3,6
1	0	1	7,2
1	0	2	11
1	1	0	7,4
1	1	1	11
1	2	0	11
1	2	1	15
1	3	0	16
2	0	0	9,2
2	0	1	14
2	0	2	20
2	1	0	15
2	1	1	20
2	1	2	21

Fonte: FUNASA, 2016.

A cada duas horas de reação foi retirada uma amostra de 2 mL de água para analisar a quantidade de patógenos. Com a amostra de água bruta e as cinco retiradas no decorrer da reação foram feitos seis testes de NMP para patógenos, totalizando 180 tubos de ensaio inoculados no teste presuntivo. No teste confirmativo apenas 30 tubos foram inoculados. Todas as amostras foram inoculadas na mesma temperatura de 20 °C.



Para o cálculo da eficiência da técnica de fotólise na inativação dos patógenos, utilizou-se o número inicial e final de coliformes. Para ambas as análises, o resultado foi obtido a partir da Equação (2).

$$\eta = \frac{(N_0 - N)}{N_0} 100 \quad (2)$$

Onde  $\eta$  é a eficiência da fotólise (%),  $N_0$  é o número inicial de coliformes observado por 100 mL e  $N$  é o número final de coliformes observado por 100 mL.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os principais resultados obtidos a partir do estudo realizado. Dessa forma, primeiramente apresentam-se os valores calculados dos coliformes e a eficiência do processo de fotólise. Após isso, é avaliada a inativação em função da energia acumulada. Por fim, é apresentado um ajuste linear para os dados de inativação dos patógenos em função da energia acumulada.

Ao final do experimento, a água subiu sua temperatura de 25 °C para 37 °C, já seu pH não variou (pH = 7). A quantidade de microrganismos na água, antes e após a radiação UV, pode ser observada na Tabela 4.

Tabela 4 – Microrganismos residuais na água ao longo do tempo.

Tempo (h)	Microrganismo	NMP/100 mL
0	<i>E. coli</i>	240000
	CT	210000
2	<i>E. coli</i>	175000
	CT	186000
4	<i>E. coli</i>	102000
	CT	130000
6	<i>E. coli</i>	65000
	CT	82000
8	<i>E. coli</i>	31000
	CT	50000
10	<i>E. coli</i>	9200
	CT	21000

Fonte: elaborado pelo autor.

Observando a quantidade de microrganismos na água no instante inicial (tempo 0), demonstra-se a alta carga poluidora que este arroio recebe. Segundo a Portaria MS 2914/11, de acordo com os parâmetros avaliados, as águas do Arroio Clarimundo não podem ser destinadas para nenhum fim.

No ensaio retirado após duas horas, a inativação dos microrganismos atingiu um 0,13 Log com residual de 175000 NMP/100 mL para *E. coli* e 0,10 Log com residual de 186000

NMP/100 mL para CT. Para 4 horas *E. coli* apresentou 0,37 Log e 102000 NMP/100 mL de residual, já o CT apresentou 0,21 Log e 130000 NMP/100 mL residual.

Para o ensaio de oito horas alcançou-se 48.992 J.L<sup>-1</sup> de radiação, inativando 0,88 Log para *E. coli* com residual de 31000 NMP/100 mL enquanto que para CT alcançou-se 0,76 Log de inativação e 50000 NMP/100 mL residual.

Souza et al. (2012), em ensaios utilizando efluente de uma ETE, conseguiram atingir 5 Log de inativação para *E. coli* e 5,5 Log de inativação para CT, apresentando microrganismos residuais em todos os experimentos. Resultados com boa inativação de patógenos em águas aonde foi analisada baixas cargas de sólidos suspensos mostram que a tecnologia UV é limitada na prática a efluentes vindos de tratamento secundário e terciário (GONÇALVES, 2003).

Calculando a eficiência do processo de fotólise em 10 horas para o parâmetro *E. coli*, obtém-se o valor aproximado de 96%. Já para CT, a eficiência obtida após as 10 horas de operação do processo foi um pouco menor, 90%.

Na Tabela 5, é apresentada a energia acumulada para os diferentes tempos de exposição, calculada a partir da Equação (1).

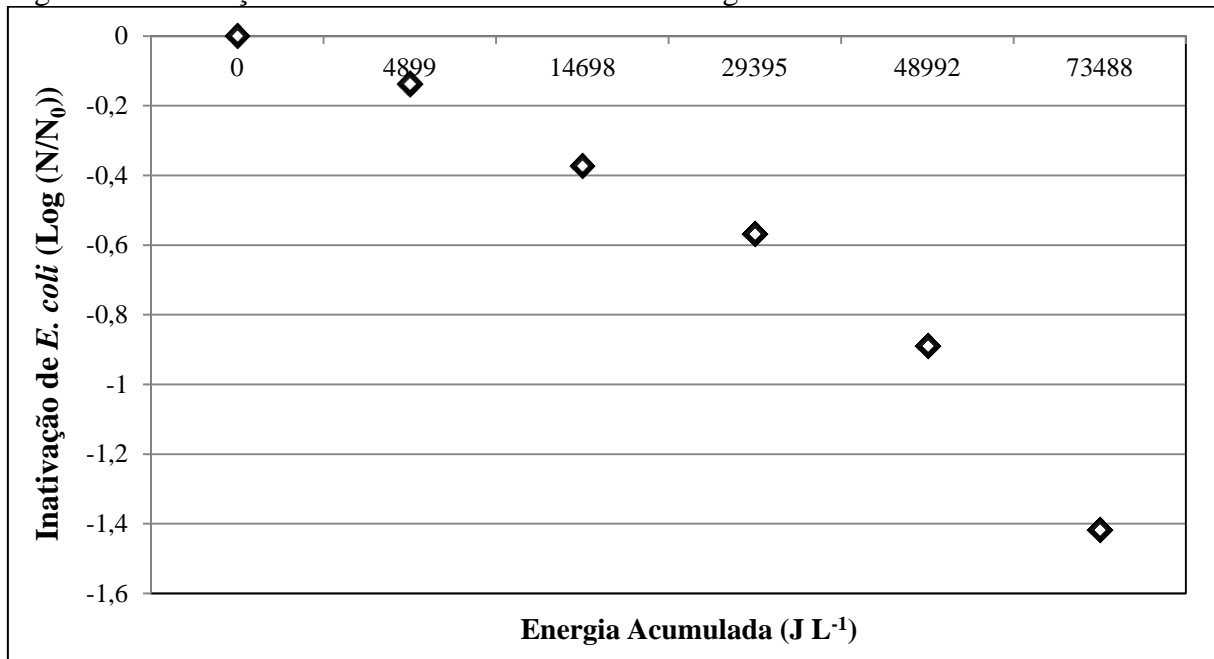
Tabela 5 – Energia acumulada utilizando as três lâmpadas ligadas.

Tempo (h)	Energia Acumulada (J L <sup>-1</sup> )
2	4.899
4	14.698
6	29.395
8	48.992
10	73.488

Fonte: elaborado pelo autor.

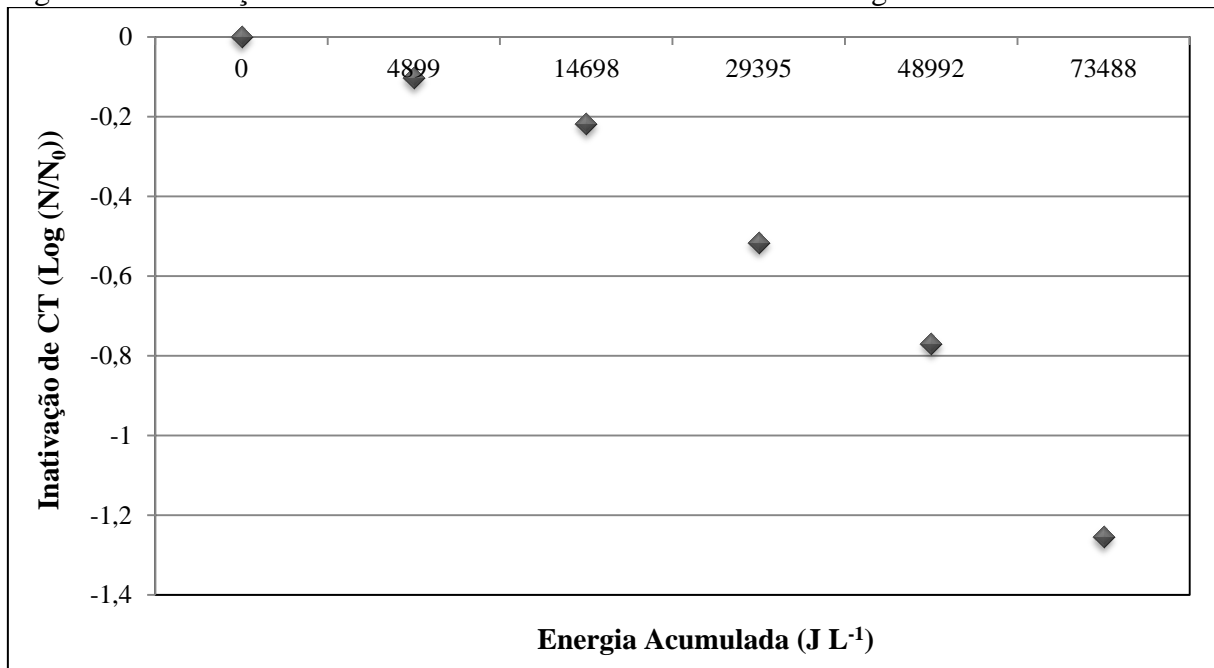
Nas Figuras 5 e 6 são apresentados os resultados de inativação de *E. coli* e Coliformes Totais em função da radiação UV acumulada no ensaio. Para o cálculo da inativação, N representa o número de microrganismos após a desinfecção e N<sub>0</sub> o número inicial de microrganismos presente na amostra de água antes dos ensaios de desinfecção.

Figura 5 – Inativação de *E. coli* com o aumento da Energia Acumulada.



Fonte: elaborado pelo autor.

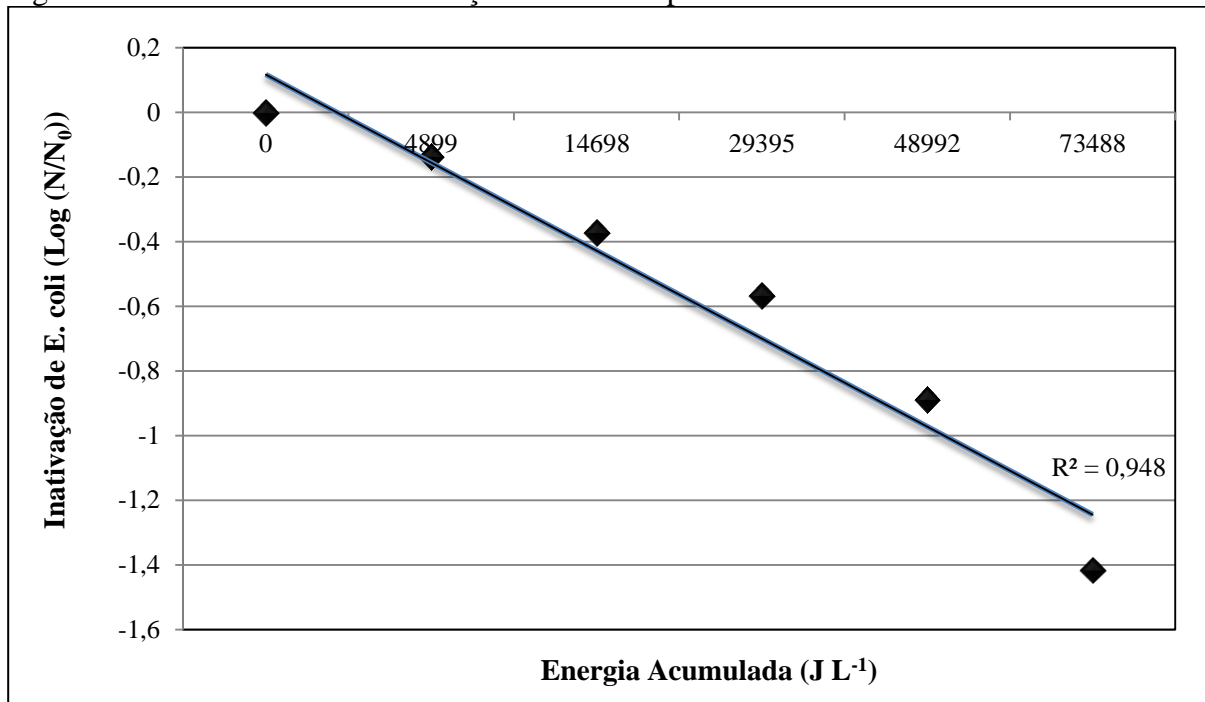
Figura 6 – Inativação de Coliformes Totais com o aumento da Energia Acumulada.



Fonte: elaborado pelo autor.

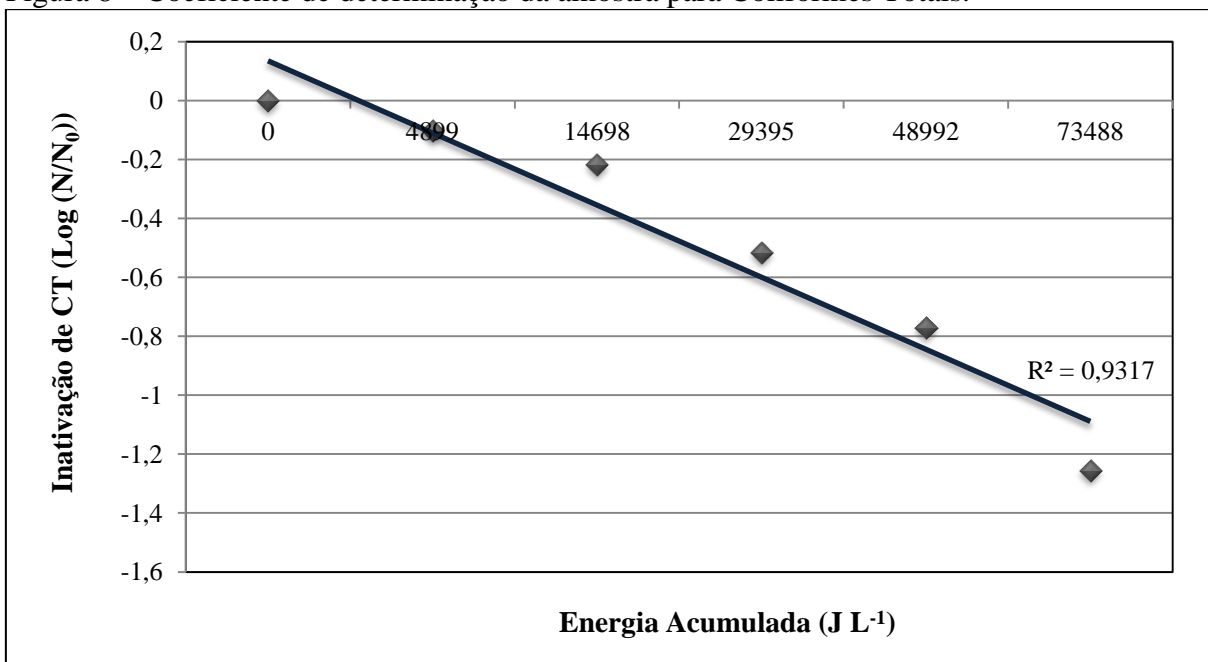
O comportamento do gráfico se assemelha a uma reta em ambos os casos. Para *E. coli* o coeficiente de determinação é  $R^2 = 0,95$ , já para CT o coeficiente é  $R^2 = 0,93$ . Nos dois casos percebe-se um bom ajuste da amostra e a correlação de dependência entre as variáveis, conforme pode ser visto nas Figuras 7 e 8.

Figura 7 – Coeficiente de determinação da amostra para *E. coli*.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 8 – Coeficiente de determinação da amostra para Coliformes Totais.



Fonte: elaborado pelo autor.

Alguns estudos sobre a influência do pH na fotólise (CARTAGENA et al., 2013; RODRIGUEZ et al., 2009) mostram que valores de pH mais elevado, entre 6,5 e 9,0, são melhores para degradação compostos orgânicos. Já para eletrocoagulação e fotocatalise, estudos (KHANDEGAR; SAROHA, 2013; LI et al., 2014) obtiveram resultados para pH na

faixa de 4,0 e relataram que este sofre aumento durante a reação devido a geração de radicais  $\bullet\text{OH}$  durante o processo.

Tynngard et al. (2014) estudaram a inativação de patógenos in vitro em plaquetas com radiação UVC, com pH do meio igual a 6,4, e obtiveram resultados satisfatórios de inativação. Moriwaki et al. (2001) estudaram a fotólise direta para degradação da Nabumetona. A temperatura que controlada na câmara de fotólise foi de 35 °C e as amostras foram analisadas em cromatografia líquida de alta eficiência, tendo como fonte de luz 4 lâmpadas de 8 Watts. A degradação do composto foi de 67%, 88,5% e 89,5%, após 47, 73 e 111 dias, respectivamente. Ainda, foi possível perceber a presença de dois subprodutos da degradação.

Marchini et al. (2011) avaliaram o potencial de reúso de um efluente gerado em um segmento industrial alimentício por processo fotolítico utilizando uma lâmpada de vapor de mercúrio com potência de 400 Watts. O pH teve que ser corrigido para 6,0 para que o processo tivesse máxima eficiência. Com o tratamento fotoquímico houve a completa descoloração do efluente, e uma redução de 92% da quantidade de carbono orgânico total, indicando a eficiência desse processo para a remoção de agentes contaminantes em efluentes industriais. Dessa forma, os autores concluíram que o efluente pôde ser reaproveitado pela empresa após tratamento.

Para Sellera (2014), que analisou a fotoinativação de patógenos causadores da mastite bovina utilizando fonte como fonte de luz led vermelhos com irradiância de  $100 \text{ mW cm}^{-2}$ , concluiu-se que após 5 segundos de irradiação sob  $0,50 \text{ J cm}^{-2}$  houve redução de mais de 1 log para *S. aureus* e menos de 1 log para *S. dysgalactiae*, *C. bovis* e *P. zopfii*. Assim, foi constatado que após 2 minutos de irradiação ocorreu a redução de 7 logs sobre  $12,22 \text{ J cm}^{-2}$  para todos patógenos testados, demonstrando que essa energia apresentou citotoxicidade eficaz para inativar os patógenos mais resistentes do estudo. Já Bordignon (2013) analisou a fotólise direta para degradar um efluente sintético contendo Nonilfenol Etoxilado e concluiu que o melhor resultado foi obtido utilizando lâmpada de vapor de mercúrio de 250 Watts com tempos de tratamento de 60 a 240 minutos.

## 6 CONCLUSÃO

O tratamento através da Fotólise mostrou-se eficiente para desinfecção da água contaminada com *E. coli* e CT alcançando 96% de eficiência de inativação de *E.coli* e 90% na inativação de CT. Ainda assim, para que o parâmetro de coliformes esteja dentro do que é pedido pela portaria MS 2914/11 e se enquadre como água de consumo deveria ser necessárias mais horas de reação UV.

O modelo do reator mostrou-se possível de reproduzir o experimento e não apresentou nenhum problema durante o teste. Um ponto importante que deve ser ressaltado é o uso de óculos de proteção UV para caso seja necessário abrir a tampa do reator quando as luzes estiverem ligadas.

O Arroio Clarimundo possui uma grande carga de microrganismos em seu leito. Este arroio corta uma grande parte da cidade de Cerro Largo e, em alguns lugares a qualidade de suas águas pode afetar a qualidade de vida da população, visto que existem muitas pessoas com residência próxima as margens do arroio.

O processo de Fotólise apresentado é de grande importância já que é uma tecnologia limpa, pois não é necessária a adição de produtos químicos para auxiliar no processo de desinfecção e é um processo que não oferece riscos durante o manuseio, pois não gera resíduos tóxicos e é de simples implementação e manutenção, podendo ser utilizado agregado a outros tratamentos.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA et al., **Recycling liquid effluents in a ceramic industry**, Bol. Soc. Esp. Cerám. Vidr. (2016).
- AMARAL, L.A et al. **Drinking water in rural farms as a risk factor to human health**. Revista Saúde Publica, [S.l.], p. 510-514, jan. 2003.
- ASSALIN, M. R. **Aplicação da fotólise e fotocatalise heterogênea na desinfecção de águas contaminadas com E.coli**. 2001. 120 f. Dissertação (Mestrado)- UNICAMP, Campinas- SP, 2001.
- BACH, J. et al. **Nitrate pollution of groundwater; all right..., but nothing else?**. Science of The Total Environment, [S.l.], p. 241-251, jan. 2015.
- BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. **Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário**. Ambi-Agua, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 120-129, 2012.
- BORBA, F. H. et al. **Toxicity assessment of tannery effluent treated by an optimized photo-Fenton process**. Environmental Technology, [S.l.], p. 653-661, mar. 2012.
- BORBA, F. H. et al. **Evaluation of removal of pollutants from tannery wastewater treated by electro-Fenton and photo-Fenton process**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, [S.l.], p. 44-53, mar. 2014.
- BORDIGNON, Gustavo Lanferdini. **Fotólise Direta no Tratamento de Efluente Sintético Contendo Nonilfenol Etox**. 2013.1f. Resumo publicado em evento (Graduação em engenharia) UFRGS, 2013.
- BORTOLETTO E.C., SILVA H.A., BONIFACIO C.M., TAVARES C.R.G.. **Water quality monitoring of the Pirapó River watershed**,Paraná, Brazil, 2015.
- BUENO, F. **Aplicação do Processo foto-Fenton na degradação do corante Reactive Black 5**. 2016. 30 f. RELATÓRIO TÉCNICO PROBIC (Graduação em Engenharia Ambiental)- UFFS, Universidade Federal da Fronteira Sul, CERRO LARGO, 2016.
- BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.



CARTAGENA, C.J. et al . **Degradación fotolítica del carbofurano en aguas del río Ríonegro y en agua ultrapura bajo diferentes condiciones de pH.** Rev. P+L, Caldas , v. 8, n. 2, p. 39-50, July 2013 . Available from <[http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1909-04552013000200005&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552013000200005&lng=en&nrm=iso)>. access on 02 Nov. 2016.

CARVALHO, I. C. M. **Discutindo a Educação Ambiental a partir do diagnóstico em quatro ecossistemas no Brasil.** Educação e Pesquisa, São Paulo, p. 301-313, maio. 2005.

CERQUEIRA A.D. ; HORTA, M. C. S. **Coliformes fecais não existem.** Disponível em: <<http://www.geocities.ws/profberti/19.htm>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

CHATZISYMEON , E. **Inactivation of bacteria in seafood processing water by means of UV treatment.** Journal of Food Engineering, São Paulo, p. 1-7, jul. 2015.

CONAMA. **Resolução nº 430 de 13 de Maio de 2011.** BRASIL. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

CONCEIÇÃO, D.M. et al. **FUNGOS FILAMENTOSOS ISOLADOS DO RIO ATIBAIA, SP E REFINARIA DE PETRÓLEO BIODEGRADADORES DE COMPOSTOS FENÓLICOS.** Arq. Inst. Biol, São Paulo, 01 mar. 2005. Meio Ambiente, p. 99.

**CONSUMO SUSTENTÁVEL: Manual de educação.** Brasília: Consumers International/MMA/ MEC/ IDEC, 2005. 160 p.

CRUZ, V. et al. **Groundwater composition and pollution due to agricultural practices at Sete Cidades volcano (Azores, Portugal).** Applied Geochemistry, [S.l.], p. 162-173, fev. 2013.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão.** – Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

DUNGENI, M; MERWE V.; MOMBA RR. **Abundance of pathogenic bacteria and viral indicators in chlorinated effluents produced by four wastewater treatment plants in the Gauteng Province, South Africa.** Water SA, Pretoria , v. 36, n. 5, p. 607-614, Oct. 2010.

FIO, F.S.; FILHO, T.R.M.; GROPPPO, F.C. **Resistência bacteriana .** Revista Brasileira de Medicina, Rio de Janeiro, p. 1129-1140, jan. 2000. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Fernando\\_DEL\\_FIOL/publication/257645108\\_Resistencia\\_Bacteriana/links/0deec5323c888b5bec000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Fernando_DEL_FIOL/publication/257645108_Resistencia_Bacteriana/links/0deec5323c888b5bec000000.pdf)>. Acesso em: 20 nov. 2016.

FREITAS, M.B; BRILHANTE, O.M.; ALMEIDA, L.M. **The importance of water testing for public health in two regions in Rio de Janeiro: a focus on fecal coliforms, nitrates, and aluminum.** Cad. Saúde Pública, [S.l.], p. 651-660, maio. 2001.

GALVÃO, S.A.O et al. **Application of the photo-Fenton process to the treatment of wastewaters contaminated with diesel.** Science of The Total Environment, São Paulo, p. 42-49, maio. 2006.

GOMES, J. J. A. et al. **Composition of organic compost prepared with equine manure and leucena (*Leucaena leucocephala* Lam de Wit).** Revista Brasileira de Agroecologia, [S.l.], p. 71-77, jan. 2008.

GOPO, J. M.; BANDA, G. M. **Occurrence of Salmonella on meat and products in an ostrich abattoir as determined with a DNA probe.** South African Journal Of Animal Science, [S.l.], p. 1-6, mar. 1997.

GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: RiMa, 2003.

HAN TRAN, N. et al. **A critical review on characterization strategies of organic matter for wastewater and water treatment processes.** Bioresource Technology, [S.l.], p. 523-533, out. 2015.

HANSEN, D. M.; GARCIA, A. C. A. **Minimização dos impactos ambientais em propriedade suinocultora no município de Tupandi/RS.** IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais , [S.l.], p. 1-7, mar. 2013.

HELALI, S. et al. **Solar photocatalysis: A green technology for E. coli contaminated water disinfection. Effect of concentration and different types of suspended catalyst.** Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, [S.l.], p. 31-40, fev. 2015.

HUANG, J. et al. **SUV light tolerance and reactivation potential of tetracycline-resistant bacteria from secondary effluents of a wastewater treatment plant.** Journal of Environmental Sciences, [S.l.], p. 146-153, mar. 2016.

KHAJANCHI, L.; MINHAS, P.S.; YADAV, R.K. **Long-term impact of wastewater irrigation and nutrient rates II. Nutrient balance, nitrate leaching and soil properties under peri-urban cropping systems.** Agricultural Water Management, [S.l.], p. 110-117, jul. 2015.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. **Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent e A review.** Journal of Environmental Management, India, P. 949, 25 jul. 2013.

LI, D. et al. **Photocatalytic degradation of recalcitrant organic pollutants in water using a novel cylindrical multi-column photoreactor packed with TiO<sub>2</sub>-coated silica gel beads.** Journal of Hazardous Materials, China, 10 dez. 2014.

LIBERTI, L.; NOTARNICOLA, M.; PETRUZZELLI, D. **Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation.** Desalination, [S.l.], p. 315-324, maio. 2012.

LIMA, G.F.C. **Questão ambiental e educação: contribuições para o debate.** Ambiente & Sociedade, Campinas- SP, p. 135-153, maio. 1999.

LORENZO-TOJA, Y. et al. **Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants.** Science of The Total Environment, [S.l.], p. 71-82, maio. 2016.

LUAN, M. et al., **Treatment of refractory organic pollutants in industrial wastewater by wet air oxidation.** Arabian Journal of Chemistry (2012).

LUN ANG, W. et al. **A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants.** Desalination, [S.l.], p. 2-18, maio. 2015.

MALATO, S. et al. **Coupling solar photo-Fenton and biotreatment at industrial scale: Main results of a demonstration plant.** Journal of Hazardous Materials, [S.l.], p. 440-446, jul. 2007.

MALDONADO, M.I et al. **Remediation of agro-food industry effluents by biotreatment combined with supported TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> solar photocatalysis.** Elsevier, [S.l.], 01 ago. 2016. Chemical Engineering Journal, p. 205-213.

MANENTI, D.R et al. **Optimization of Photo-Fenton Process with UV Irradiation in the Treatment of Effluents from the Processing Industry by-Products of Food.** Revista Ciências Exatas e Naturais, [S.l.], p. 111-128, jan. 2009.

MANENTI, D.R et al. **Otimização do processo foto-fenton utilizando irradiação artificial na degradação do efluente têxtil sintético.** ENGEVISTA, [S.l.], p. 22-32, jun. 2010.

MANENTI, D.R et al. **Avaliação do desempenho de um Sistema de tratamento utilizando os processos eletrocoagulação e foto-fenton integrados no tratamento de um efluente têxtil.** ENGEVISTA, [S.l.], p. 420-431, set. 2014.

MANSILLA, H.D.; YEBER, M.C.; FREER, J.; RODRÍGUEZ, J.; BAEZA, J. **Homogeneous and heterogeneous advanced oxidation of a bleaching effluent from the pulp and paper industry.** Wat. Sci. Tech., v. 35, n. 4, p. 273-278, 1997.

MARCHINI, A. E.; MACHADO, V. R.; STÜLP, S.. **AVALIAÇÃO PRELIMINAR DO POTENCIAL DE REÚSO DE EFLUENTE GERADO EM INDÚSTRIA DE ALIMENTOS DEGRADADO POR VIA FOTOQUÍMICA.** Tecno-lógica, Santa Cruz do Sul, p. 67-72, jul. 2011.

MEHRJOUEI, M.; MULLER, S.; MOLLER, D. **A review on photocatalytic ozonation used for the treatment of water and wastewater.** Chemical Engineering Journal, [S.l.], p. 209-219, mar. 2014.

MENIN, A. et al. **Agentes bacterianos enteropatogênicos em suínos de diferentes faixas etárias e perfil de resistência a antimicrobianos de cepas de Escherichia coli e Salmonella spp.** Ciência Rural, Santa Maria, p. 1687-1693, set. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v38n6/a30v38n6.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

MING CHEW, C. et al. **Evaluation of ultrafiltration and conventional water treatment systems for sustainable development: an industrial scale case study.** Journal of Cleaner Production, [S.l.], p. 3152-3163, jan. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Água um recurso cada vez mais ameaçado.** Água, [S.l.], p.1-16, jan.2015. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr\\_proecotur/\\_publicacao/140\\_publicacao09062009025910.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf)>. Acesso em: 17 nov. 2016.

MODENES, A.N et al. **Performance evaluation of an integrated photo-Fenton – Electrocoagulation process applied to pollutant removal from tannery effluent in batch system.** Chemical Engineering Journal, [S.l.], p. 1-9, jul. 2012.

MORIWAKI, Cristiane et al. **Estudo da degradação do fármaco Nabumetona por fotólise direta.** Acta Scientiarum, Maringá, p. 651-654, maio. 2001.

NGUYEN, M.T et al. **Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria in open-water unit process treatment wetlands: Modeling endogenous and exogenous inactivation rates.** Water Research, [S.l.], p. 282-292, mar. 2015.

PALACIO, S.M et al. **Optimised photocatalytic degradation of a mixture of azo dyes using a TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV process.** Water Science & Technology, [S.l.], p. 1392-1398, jul. 2012.

PALACIO, S.M et al. **Tratamento de efluente de cromagem por eletrocoagulação com eletrodo de aço inoxidável e eletrodo misto de aço inoxidável e alumínio.** ENGEVISTA, [S.l.], p. 249-255, dez. 2013.

PARASHAR, Archana et al. **Incorporation of whey permeate, a dairy effluent, in ethanol fermentation to provide a zero waste solution for the dairy industry.** Elsevier, Canada, 27 dez. 2015. J. Dairy Sci., p. 8.

PENA-HARO, S. et al. **Fertilizer standards for controlling groundwater nitrate pollution from agriculture: El Salobral-Los Llanos case study, Spain.** Journal of Hydrology, [S.l.], p. 174-187, out. 2010.

PARASHAR, A. et al. **Incorporation of whey permeate, a dairy effluent, in ethanol fermentation to provide a zero waste solution for the dairy industry.** Journal of Dairy Science, [S.l.], p. 1859-1867, jul. 2015.

PEREIRA, R.S. **Poluição Hídrica: Causas e Consequências.** Instituto de Pesquisas Hidráulicas- UFRGS, 2003.

SOARES, P.A et al. **Insights into real cotton-textile dyeing wastewater treatment using solar advanced oxidation processes.** Environ Sci Pollut Res, [S.l.], p. 932-945, jul. 2013.

PRIETO-RODRIGUEZ, L. et al. **Optimization of mild solar TiO<sub>2</sub> photocatalysis as a tertiary treatment for municipal wastewater treatment plant effluents.** Applied Catalysis B: Environmental, [S.l.], p. 119-125, nov. 2012.

QUIROZ, M.A; BANDALA, E.R.; MARTINEZ-HUITLE, C.A. **Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Removal of Pesticides from Aqueous Media.** INTECHOPEN, [S.l.], p. 685-730, nov. 2011.

RAHMAN, U.U.; SAHAR, A.; KHAN, M. A. **Recovery and utilization of effluents from meat processing industries.** Elsevier, Pakistan, 26 set. 2014. Food Research International, p. 11.

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

RODRIGUEZ, D.C. et al., **EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN Y MINERALIZACIÓN DEL MALATIÓN USANDO FOTOCATÁLISIS MEDIANTE UN COLECTOR SOLAR.** Rev.Colomb.Quim., Bogotá , v. 38, n. 2, p. 221-234, Aug. 2009 . Available from <[http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0120-28042009000200003&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28042009000200003&lng=en&nrm=iso)>. access on 02 Nov. 2016.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. et al. **Predictive modeling of groundwater nitrate pollution using Random Forest and multisource variables related to intrinsic and specific vulnerability: A case study in an agricultural setting (Southern Spain).** Science of The Total Environment, [S.l.], p. 189-206, abr. 2014.

SANCHES, S. et al. **Direct photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water sources.** Journal of Hazardous Materials, [S.l.], p. 1458-1465, jan. 2011.

SANTOS, E.M et al. **Monitoring in Health Promotion: an experience in the training of adults in a Brazilian northeastern state.** Educar em Revista, [S.l.], p. 193-207, out. 2012.

SANTOS, Vanessa Sardinha. **Escherichia coli.** Disponível em: <<http://mundoeducacao.bol.uol.com.br/biologia/escherichia-coli.htm>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

SAVCI, S. **Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment.** APCBEE Procedia, [S.l.], p. 287-292, jan. 2012.

SELLERA, Fábio Parra. **Fotoinativação de patógenos causadores de mastite bovina.** 2014. 105 f. Dissertação (Mestre em Ciências)- USP, São Paulo, 2014.

SICHEL, C. et al. **Effects of experimental conditions on E. coli survival during solar photocatalytic water disinfection.** Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, [S.l.], p. 239-246, jun. 2007.

SICILIANO, G.; SMITH, L.E.D. **A comprehensive review of constraints to improved management of fertilizers in China and mitigation of diffuse water pollution from agriculture.** Agriculture, Ecosystems & Environment, [S.l.], p. 15-25, nov. 2015.

SILVA, M.C.A et al. **Evaluation of the viability of using coliphages as indicators of fecal pollution: relations with physical and chemical parameters and bacterial indicators.** Eng Sanit Ambient, [S.l.], p. 645-652, dez. 2015.

SILVA, R.C.R.S et al. **Utilização do processo oxidativo avançado foto-fenton like na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes presentes no petróleo bruto.** 5º CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO EM PETRÓLEO E GÁS, [S.l.], p. 1-8, out. 2009.

SILVA, I.R et al. **Soluble phosphate fertilizer production using acid effluent from metallurgical industry.** Journal of Environmental Management, [S.l.], p. 140-146, set. 2015.

SILVA, T.F.C.V et al. **Insights into solar photo-Fenton reaction parameters in the oxidation of a sanitary landfill leachate at lab-scale.** Journal of Environmental Management, [S.l.], p. 32-40, dez. 2015.

SILVA, J. C. C. **Avaliação e monitoramento dos subprodutos da fotodegradação de fármacos e disruptores endócrinos em meio aquoso por espectrometria de massas de alta resolução.** 2014. 145 f. Tese (Doutorado em Ciências Química.)- UFMG, Minas Gerais, 2014.

TEIXEIRA, C. P. A. B. ; JARDIM, W. F. **Processos Oxidativos Avançados.** 2004. 83 f. Caderno Temático (Mestrado e Doutorado em Engenharia Química)- Unicamp, Campinas-SP, 2004.

TYNNGÅRD, Nahreen; TRINKS, Marie ; GÖSTA, Berlin. **In vitro function of platelets treated with ultraviolet C light for pathogen inactivation: a comparative study with nonirradiated and gamma-irradiated platelets.** Transfusion, [S.l.], p. 77-83, dez. 2014.

VIEIRA, D. A. P.; FERNANDES, N. C. A. Q. **Microbiologia Geral.** e-Tec Brasil. Inhumas: IFG; Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

WANG, N. et al. **A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment.** Journal of Environmental Chemical Engineering, [S.l.], p. 762-787, mar. 2016.

WISBECK, E. et al. **Disinfection of rainwater by ultraviolet radiation.** Eng Sanit Ambient, [S.l.], p. 337-342, out. 2011.

ZHANG, A. et al. **Electrochemical degradation of refractory pollutants using TiO<sub>2</sub> single crystals exposed by high-energy {001} facets.** Water Research, [S.l.], v. 66, p. 273-282, dez. 2014.

ZHANG, X. et al. **Nitrate in shallow groundwater in typical agricultural and forest ecosystems in China, 2004–2010.** Journal of Environmental Sciences, [S.l.], p. 1007-1014, out. 2012.

ZHANG, A. et al. **Degradation of refractory pollutants under solar light irradiation by a robust and self-protected ZnO/CdS/TiO<sub>2</sub> hybrid photocatalyst.** Water Research, [S.l.], v. 92, p. 78-86, abr. 2016.