



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CAMPUS CRATEÚS
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

JHULIA FABRINNY RODRIGUES OLIVEIRA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO EFLUENTE DA ETE-MARATOAN
UTILIZANDO SEMENTES DE *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*

CRATEÚS

2021

JHULIA FABRINNY RODRIGUES OLIVEIRA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO EFLUENTE DA ETE-MARATOAN
UTILIZANDO SEMENTES DE *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Ceará, Campus Crateús, como requisito parcial à obtenção do título do grau de bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Dra. Thayres de Sousa Andrade

CRATEÚS

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- O47a Oliveira, Jhulia Fabrinny Rodrigues.
Avaliação ecotoxicológica do efluente da ETE-MARATOAN utilizando sementes de *Lactuca sativa* L. e *Cucumis sativus* L. / Jhulia Fabrinny Rodrigues Oliveira. – 2021.
64 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Crateús, Curso de Engenharia Ambiental, Crateús, 2021.
Orientação: Profa. Dra. Thayres de Sousa Andrade.
1. Testes agudos . 2. Efluentes sanitários. 3. Ecotoxicologia. I. Título.

CDD 628

JHULIA FABRINNY RODRIGUES OLIVEIRA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO EFLUENTE DA ETE-MARATOAN
UTILIZANDO SEMENTES DE *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Ceará, Campus Crateús, como requisito parcial à obtenção do título do grau de bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dra. Thayres de Sousa Andrade (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Me. Larissa Granjeiro Lucena
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Me. Raimunda Moreira da Franca
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Diego Sousa Moura
Universidade de Brasília (UnB)

A Deus.

Aos meus pais, Rosinha e Fábio.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo seu cuidado incomparável e sua fidelidade.

À Universidade Federal do Ceará, pelo apoio ao meu desenvolvimento profissional.

À minha querida orientadora, Prof. Dr. Thayres de Sousa, pela excelente orientação, pelos conselhos e dedicação.

Aos professores participantes da banca examinadora Prof^a. Me. Larissa Granjeiro Lucena, Prof^a. Me. Raimunda Moreira da Franca e Prof. Dr. Diego Sousa Moura pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Aos meus pais, Rosinha e Fábio, pela inspiração e caráter exemplar.

À minha irmã Dayanne, pela amizade e companheirismo em todos esses anos de faculdade.

Às minhas avós Darlene e Júlia, por zelarem por mim e serem meu exemplo de força e coragem.

Ao meu tio Flávio, por me incentivar nessa jornada.

Às minhas tias Rosileide, Francineide e Marta, pelas palavras de ânimo e incentivo.

Aos colegas da turma, principalmente aos meus queridos amigos, Jenilson, Gabriela, Leyanne, Ivo, Luan, Isabel, pelas reflexões, críticas e sugestões recebidas.

Ao Laboratório de Química (UFC-Campus Crateús) pela utilização do espaço para a elaboração dos experimentos.

À CAGECE pela disponibilidade das amostras e dos dados.

Ao grupo eco-tóxico, Luanderson, Tiago e Vitória, pelo apoio científico e disposição em auxiliar nos experimentos.

Aos técnicos do laboratório, Antônio e Nathana.

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a minha formação, obrigada.

“Nós nos esquecemos que o ciclo da água e o
ciclo da vida são, na verdade, um só.”

Jacques Yves Cousteau

RESUMO

Os efluentes de esgoto doméstico são misturas complexas de vários compostos tóxicos orgânicos e inorgânicos. Tradicionalmente, o monitoramento de efluentes é realizado por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos para comprovar a eficiência do tratamento. Entretanto, somente as análises físico-químicas e microbiológicas não são capazes de prever o real efeito do efluente nos seres vivos. Neste trabalho foi realizada a avaliação do potencial tóxico das amostras de efluente doméstico proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Crateús (ETE - Maratoan), por meio de testes de fitotoxicidade com sementes de *Lactuca sativa L.* (alface) e *Cucumis sativus L.* (pepino). Para tanto, foram realizadas coletas em cada uma das etapas de tratamento da ETE-Maratoan: Efluente bruto, Efluente da lagoa facultativa, Efluente da lagoa de maturação e Efluente final. Foram feitas diluições sucessivas apenas do Efluente final de forma a obter a seguinte série: 6,25, 12,5, 25, 50 e 100%. Em seguida, as sementes de *Lactuca sativa L.* e de *Cucumis sativus L.* foram dispostas em placas de Petri com substrato de papel filtro e umedecidas com 4 ml de cada amostra, sob temperatura controlada de 20 ± 1 °C por um período de 120 h. Ao final do período de incubação, foram avaliados os parâmetros de germinação, comprimento da radícula e do hipocótilo das plântulas. A partir das medições foram calculados: Média, Erro Padrão, Análise de Variância (ANOVA), Índice de germinação (IG), Índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) e o Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER). Os resultados das análises físico-químicas demonstraram que o efluente está de acordo com o preconizado pela legislação Federal e Estadual. Os resultados dos testes de toxicidade indicaram que houve redução de toxicidade no decorrer das etapas de tratamento, identificada pela indução do crescimento da radícula e hipocótilo nos efluentes da lagoa facultativa e lagoa de maturação, para ambas as espécies testadas. Estes parâmetros demonstraram ser mais sensíveis quando comparados à taxa de germinação. De modo geral, os testes de toxicidade demonstraram que os efluentes apresentam baixa toxicidade aguda para ambas as espécies testadas. Portanto, recomenda-se estudos ecotoxicológicos mais aprofundados com o objetivo de descartar qualquer potencial tóxico que efluentes domésticos possam apresentar.

Palavras-chave: Testes agudos. Efluentes sanitários. Ecotoxicologia.

ABSTRACT

Domestic sewage effluents are complex mixtures of various toxic organic and inorganic compounds. Traditionally, the monitoring of effluents is carried out by physical-chemical and microbiological parameters to prove the efficiency of the treatment. However, physical-chemical and microbiological analyzes alone are not able to predict the real effect of the effluent on living beings. In this work, the toxic potential evaluation of domestic effluent samples from the Cateús Sewage Treatment Station (ETE - Maratoan) was carried out using phytotoxicity tests with *Lactuca sativa L.* (lettuce) and *Cucumis sativus L.* (cucumber) seeds. For this purpose, sampling was carried out in each of the treatment stages of the ETE-Maratoan: raw effluent, effluents from the facultative pond, the maturation pond and the final effluent. Successive dilutions were made only for the final effluent in order to obtain the following series: 6.25, 12.5, 25, 50 and 100%. Then, the seeds of *Lactuca sativa L.* and *Cucumis sativus L.* were placed in Petri dishes with filter paper substrate and moistened with 4 ml of each sample, under a controlled temperature of 20 ± 1 °C for a period of 120 h. At the end of the incubation period, the parameters of germination, radicle length and seedling hypocotyl were evaluated. The following measurements were calculated: Mean, Standard Error, Analysis of Variance (ANOVA), Germination Index (IG), Normalized residual germination percentage Index (IGN) and the Normalized residual radical elongation percentage index (IER). The physico-chemical analysis results showed that the effluent is in accordance with Federal and State legislation. The results of the toxicity tests indicated that there was a reduction in toxicity during the treatment stages, identified by the induction of radicle and hypocotyl growth in the effluents of the facultative and maturation ponds, for both tested species. These parameters proved to be more sensitive when compared to the germination rate. In general, the toxicity tests showed that the effluents have low acute toxicity for both species tested. Therefore, further ecotoxicological studies are recommended in order to discard any toxicity that domestic effluents may present.

Keywords: Acute tests. Sanitary effluents. Ecotoxicology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Esquema simplificado do funcionamento de uma lagoa facultativa.....	21
Figura 2 - Imagens de satélite e in situ do sistema de lagoas da ETE-Maratoan	31
Figura 3 - Fluxograma dos processos da ETE e pontos de amostragem	32
Figura 4 - Morfologia das sementes e plântulas	36
Figura 5 - Germinação e desenvolvimento das radículas de sementes de <i>L. sativa</i> expostas a amostras de efluentes: (A)-sementes expostas ao EB; (B)-sementes expostas a amostra do ELF; (C)-sementes expostas ao EM; (D)-sementes expostas ao EFI.	43
Figura 6 - Germinação e desenvolvimento das radículas de sementes de <i>C. sativus</i> expostas a amostras: (A)-sementes expostas ao controle negativo (água destilada); (B)-sementes expostas amostra do EB; (C)-sementes expostas ao ELF; (D)-sementes expostas ao EM.....	51

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan na germinação de sementes de <i>L. sativa</i> durante 120h de exposição (MED±EP)	42
Gráfico 2 - Efeitos da exposição a amostras das diluições do efluente final da ETE-Maratoan na germinação de sementes de <i>L. sativa</i> durante 120h de exposição (MED±EP).....	44
Gráfico 3- Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de <i>L. sativa</i> após 120h de exposição (MED±EP)	45
Gráfico 4- Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de <i>L. sativa</i> após 120h de exposição (MED±EP)....	46
Gráfico 6 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de <i>L. sativa</i> após 120h de exposição (MED±EP) ..	48
Gráfico 7- Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan na germinação de sementes de <i>C. sativus</i> durante 120h de exposição (MED±EP)	50
Gráfico 9 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de <i>C. sativus</i> após 120h de exposição	53
Gráfico 10 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de <i>C. sativus</i> após 120h de exposição (MED±EP) ..	54
Gráfico 11 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de <i>C. sativus</i> após 120h de exposição (MED±EP).	55
Gráfico 12 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de <i>C. sativus</i> após 120h de exposição (MED±EP)	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Metodologias adotadas pela CAGECE nas análises físico-químicas	33
Tabela 2- Condições de ensaios para <i>L. sativa</i> e <i>C. sativus</i>	35
Tabela 3- DQO (mg/L) do Efluente Bruto.....	40
Tabela 4 – DQO (mg/L) e DBO (mg/L) do efluente final tratado.....	41
Tabela 5- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do <i>L. sativa</i> para as amostras das diferentes etapas do tratamento da ETE-Maratoan	45
Tabela 6- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do <i>L. sativa</i> para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan.....	46
Tabela 7- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo da <i>L. sativa</i> para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan	48
Tabela 8 - Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do <i>C. sativus</i> para as amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan.	53
Tabela 9 - Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do <i>C. sativus</i> para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan	54
Tabela 10- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo do <i>C. sativus</i> para as amostras das diferentes etapas de tratamento ETE-Maratoan.	55
Tabela 11- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo do <i>C. sativus</i> para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan.	56

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CE50	Concentração Efetiva Mediana
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CRR	Crescimento Relativo da Radícula
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GRS	Germinação Relativa de Sementes
IER	Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado
IG	Índice de Germinação
IGN	Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Apresentação do tema e contextualização do problema.....	15
1.2 Objetivos.....	16
1.3 Justificativa	17
2 REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1 Poluição hídrica	18
2.2 Tratamento de Esgoto Doméstico.....	20
2.3 Parâmetros Físico-Químicos de Análise de Qualidade do Efluente.....	23
2.3.1 pH (potencial hidrogeniônico)	23
2.3.2 Temperatura	24
2.3.3 Fósforo Total.....	25
2.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	25
2.3.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	25
2.4 Ensaios ecotoxicológicos em amostras ambientais	26
2.5 Bioensaios com sementes: <i>Lactuca sativa L.</i> e <i>Cumumis sativus L.</i>.....	28
3 METODOLOGIA.....	29
3.1 Tipo de Estudo	29
3.2 Local do Estudo	30
3.3 Procedimento de coleta de dados	31
3.4 Análises Físico-químicas	32
3.5 Organismos-teste	33
3.6 Teste de toxicidade com <i>Lactuca sativa L.</i> e <i>Cucumis sativus L.</i>	34
3.7 Análise e tratamento de dados.....	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 Análises físico-químicas.....	38
4.2 Testes Ecotoxicológicos.....	41
4.2.1 Ensaio com sementes de <i>Lactuca sativa L.</i>	42
4.2.2 Ensaio com sementes de <i>Cucumis sativus L.</i>	50
5 CONCLUSÕES.....	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação do tema e contextualização do problema

O tratamento de águas residuárias com eficiência satisfatória é um enorme desafio enfrentado pelos gestores de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Os compostos químicos, as indústrias clandestinas e os descartes inadequados, entre outros fatores provocam a geração de poluentes nos efluentes domésticos cada vez mais complexos. Diante de tal situação, observa-se a necessidade de realizar estudos cada vez mais especializados para avaliar a qualidade os efluentes lançados nos corpos hídricos de modo a garantir a proteção dos ecossistemas aquáticos.

Os efluentes domésticos são quimicamente caracterizados pela presença de sólidos totais (sólidos em suspensão; sólidos dissolvidos), fósforo total (fósforo orgânico; fósforo inorgânico), nitrogênio total (nitrogênio orgânico; amônia; nitrito; nitrato), matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio; Demanda Química de Oxigênio), cloretos, pH, alcalinidade, óleos e graxas e outros contaminantes ambientais, como metais, pesticidas, fármacos e etc. (VON SPERLING, 1996).

Quando não tratados adequadamente, os efluentes lançados em corpos hídricos podem provocar o decréscimo do oxigênio dissolvido e desencadear a poluição das águas. De acordo com Von Sperling (1996), a poluição provocada na água é seletiva com relação às espécies aquáticas, ou seja, apenas as espécies adaptadas às novas condições ambientais causadas pelo lançamento de esgoto, sobreviverão.

Tradicionalmente, o monitoramento de efluentes é realizado por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos na maioria das companhias de saneamento e órgãos reguladores para comprovar a eficiência do tratamento. Entretanto, somente estas análises não são capazes de predizer o real efeito do efluente nos seres vivos, uma vez que não permitem diferenciar as substâncias que afetam os organismos numa mistura complexa como os esgotos domésticos.

Diante de tal problemática, a avaliação ecotoxicológica é extremamente importante e necessária para a adequada análise dos riscos ecológicos provocados pelo lançamento de efluentes nos ecossistemas aquáticos. O uso de bioensaios permite a verificação dos efeitos tóxicos e torna possível a elaboração de estratégias para evitá-los. A análise ecotoxicológica pode ser usada como ferramenta para os gestores ambientais, funcionando como uma fonte de informações para que seja viável o monitoramento ambiental, o controle da poluição e a

previsão de impactos nos compartimentos ambientais (ZAGATTO E BERTOLETTI, 2008).

Os bioensaios são realizados para avaliar os efeitos do agente poluidor no organismo-teste, permitindo prever quais aspectos podem ser afetados, desde o menor nível de organização biológica até o nível de ecossistema (SILVEIRA, 2016). Os referidos ensaios podem ser aplicados em diferentes níveis tróficos: produtores, consumidores primários, consumidores secundários e até em organismos decompositores (COSTA *et al.*, 2008).

Diante do exposto, considerando o potencial dos efluentes domésticos desencadear efeitos tóxicos nos ecossistemas aquáticos e na saúde humana, e a necessidade de estudos desse tipo no município de Crateús, uma vez que o clima é semiárido com cursos d'água intermitentes, o presente projeto visa caracterizar de forma integrada efluentes domésticos empregando análises físico-químicas e ecotoxicológicas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar de forma integrada o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) - MARATOAN por meio de análises físico-químicas e de testes de toxicidade com sementes de alface crespa (*Lactuca sativa L.*) e pepino (*Cucumis sativus L.*).

1.2.2 Objetivos Específicos

A partir do objetivo geral, foram elencados os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o efluente doméstico por meio de parâmetros físico-químicos;
- Analisar a toxicidade aguda do efluente através da germinação das sementes *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*;
- Determinar a diluição que causa toxicidade aguda aos organismos teste após exposição às diferentes diluições de efluente;
- Avaliar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto na redução da toxicidade, comparando os efluentes de cada etapa de tratamento;
- Determinar os parâmetros dos testes de toxicidade mais sensíveis para avaliar os efeitos tóxicos das amostras ambientais.

1.3 Justificativa

A água é um recurso natural essencial à manutenção da vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social. Apesar de sua importância e demanda crescente, nos últimos anos tem predominado a degradação dos recursos hídricos em termos de quantidade e qualidade. No Brasil, os baixos índices de cobertura do saneamento (SNIS, 2018), agravam o problema de poluição, uma vez que o descarte direto de efluentes tratados e não tratados, deterioram a qualidade da água afetando seus usos múltiplos (NETO, 2006).

O principal problema causador de poluição nas águas do nosso país é o lançamento de matéria orgânica nos corpos hídricos que provoca a depleção do oxigênio dissolvido no meio aquático, afetando a biota e ecossistemas totalmente dependentes da oxigenação (VON SPERLING, 1996).

No período pós-Revolução Industrial, com aumento dos fármacos e produtos industrializados, uma elevada quantidade de substâncias químicas foram produzidas de forma intencional ou como subproduto de atividades produtivas. Essas substâncias, algumas identificadas como poluentes emergentes que aumentaram com o consumo de industrializados e saneantes, são apenas parcialmente removidas no tratamento convencional, em razão, principalmente, das limitações tecnológicas operacionais. Quando lançados nas águas naturais, provocam degradação dos corpos hídricos.

A problemática é agravada quando se observa que a maior parte das substâncias presentes nos efluentes domésticos não são monitoradas e/ou controladas (VETTORELLO *et al.*, 2017). Embora a diluição dos efluentes nos corpos hídricos resulte numa considerável diminuição da concentração, esses poluentes podem ser altamente tóxicos e mesmo em baixas concentrações podem acarretar efeitos na biota, causando desequilíbrio ecológico (CAVALCANTI, 2017; NAIR e CHUNG, 2014; NAVARRO *et al.*, 2008).

No Brasil, os testes ecotoxicológicos são previstos por duas resoluções normativas, a CONAMA nº 357/05 e CONAMA nº 430/11 que altera e complementa a primeira. As referidas resoluções dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecem as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005; 2011). Ambas definem os ensaios ecotoxicológicos e toxicológicos como ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos, visando também avaliar o potencial de risco à saúde humana. Além disso, cada estado possui um órgão ambiental responsável pela fiscalização dos recursos naturais e que também elabora resoluções complementares. No caso do estado do Ceará, a

resolução COEMA de nº 2 de 02 de fevereiro de 2017 (CEARÁ, 2017), que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, prevê a realização de testes ecotoxicológicos apenas como ferramenta de análise da qualidade de efluentes não sanitários. Cabe ressaltar que pouquíssimos estados realizam monitoramento ecotoxicológico no Brasil, entre eles estão, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (MARIANI, 2006).

Considerando que os tratamentos convencionais para efluentes sanitários, como o tratamento biológico em lagoas de estabilização, por vezes não apresentam eficiência satisfatória e não eliminam determinadas substâncias químicas, e que a exposição a poluentes ambientais podem provocar diferentes distúrbios nos seres vivos, a caracterização integrada, físico-química, microbiológica e ecotoxicológica dos efluentes das estações de tratamento de esgotos, torna-se indispensável. Além disso, este projeto é completamente inédito para o tratamento de esgoto da ETE-Maratoan, e, concomitantemente, para a cidade de Crateús, proporcionando o desenvolvimento de pesquisas no âmbito ecotoxicológico e toxicológico com os efluentes domésticos. Ademais, a situação climática da região dos Sertões de Crateús também propicia a carência desse tipo de trabalho, uma vez que se desconhece a autodepuração do rio Poty, corpo hídrico em que o efluente é lançado, fazendo-se necessário elevar a qualidade no tratamento do efluente antes de seu lançamento.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Poluição hídrica

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido contínuas alterações devido, principalmente, à ação de agentes externos (COSTA *et al.*, 2008), como substâncias resultantes das atividades humanas que provocam poluição (CONNEL E MILLER, 1984). De acordo com a Lei 6.938 que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981), a poluição consiste na degradação da qualidade do meio ambiente, como resultado direto e indireto das atividades antrópicas que lançam poluentes em desacordo com os padrões de qualidade, causando prejuízos ambientais, econômicos e à saúde humana.

Os efeitos da poluição do ambiente aquático dependem de alguns fatores intervenientes: propriedades do ambiente, características físico-químicas do efluente, concentração do contaminante, variedade das estruturas biológicas, capacidade de resistência do ambiente, tempo e continuidade do lançamento do contaminante (RAND; WELLS;

MCCARTY, 1995; KLAASSEN; WATKINS III, 2012). Por serem abertos e dinâmicos, os sistemas aquáticos são vulneráveis às modificações em sua composição química, com consequências diretas sobre a flora e fauna aquática.

O lançamento de efluentes domésticos no meio aquático de forma contínua, mesmo quando tratado, introduz um fator de desequilíbrio no ecossistema. Isso decorre (i) da contaminação por organismos patogênicos, (ii) aumento da matéria orgânica e, (iii) da eutrofização por excesso de nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005). Estes dois últimos, podem ter sérias consequências para os organismos aquáticos devido à floração acelerada de microrganismos fotossintéticos no fenômeno conhecido como eutrofização (ARCHELA *et al.*, 2003).

Além da elevada carga de matéria orgânica e nutrientes, os poluentes químicos têm provocado preocupação. Embora a maioria dos sistemas atuais de tratamento de esgoto sejam eficientes na remoção de organismos patogênicos, nutrientes e matéria orgânica, apresentam baixa capacidade para remoção de contaminantes químicos (GAGNÉ *et al.*, 2006; METCALFE *et al.*, 2003; VETTORELLO *et al.*, 2017).

A quantidade de compostos químicos que chegam às estações de tratamento e posteriormente vão parar nos corpos hídricos é cada vez maior, e, infelizmente, as agências regulatórias não conseguem monitorar e ainda não há legislação específica para o controle de algumas dessas substâncias, como os poluentes emergentes. Apesar da diluição das águas residuárias nos corpos hídricos resultar na significativa diminuição da concentração destes compostos, por processos de hidrólise, fotólise, degradação, oxidação e sedimentação, estes podem causar efeitos na biota aquática, podendo interferir no comportamento, características e funções de populações, comunidades e ecossistemas. Os Poluentes Orgânicos Persistentes - POP's, por exemplo, podem permanecer por bastante tempo no ambiente, bioacumulando em tecidos gordurosos de seres vivos. Por serem substâncias químicas com resistência à biodegradação, apresentam toxicidade aguda e crônica em baixas concentrações (BITTENCOURT *et al.*, 2016; BILA; DEZOTTI, 2007; SOARES; LEÃO, 2015).

Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS apontam que o Brasil possui um Índice de cobertura média de coleta de esgoto de 53,2%. A Região Nordeste apresentou Índice de atendimento com coleta de esgoto de apenas 28%, e índice de tratamento dos esgotos coletados de 83,6% (SNIS, 2019). Especificamente no estado do Ceará, a cobertura de coleta de esgoto é de 44%, sendo que 40% deste é tratado (ANA, 2017).

Essa questão é extremamente relevante no cenário de cobertura do saneamento básico no Brasil, uma vez que 45% do esgoto gerado no país é lançado nos corpos hídricos sem

tratamento (ANA, 2017). Esse lançamento descontrolado vem comprometendo mais de 110 mil km de trechos de rio devido ao excesso de carga orgânica, sendo que em 83.450 km não é mais permitida a captação para abastecimento público devido à poluição e em 27.040 km a captação pode ser feita, mas requer tratamento avançado (ANA, 2017).

Portanto, é de fundamental importância, não só ampliar a cobertura de saneamento básico no país, melhorar as tecnologias de tratamento para garantir a remoção de compostos tóxicos, mas também, garantir um monitoramento integrado que envolva análises físico-químicas e ecotoxicológicas que possa avaliar o real impacto dos efluentes, mesmo tratados, nos ecossistemas aquáticos.

2.2 Tratamento de Esgoto Doméstico

O tratamento de esgotos é um processo desafiador para o Brasil, tendo em vista que o serviço ainda não conseguiu alcançar mais de 55% da população (ANA, 2017). Tratar o esgoto doméstico é de fundamental importância, pois tem impactos diretos na saúde humana e do meio ambiente. O principal objetivo do tratamento de esgotos é reduzir a carga poluidora a níveis tais que ele não possa causar prejuízos ao meio ambiente. Para tanto, diferentes alternativas técnicas estão disponíveis, dentre as mais utilizadas no Brasil pode-se destacar: lagoas de estabilização, lodos ativados, e os reatores de manta de lodo. (VON SPERLING, 1995).

O tratamento de efluentes através de lagoas de estabilização é adequado para águas residuais provenientes de ambiente doméstico em países tropicais e subtropicais. No Brasil, os sistemas de lagoas de estabilização são os mais difundidos em todas as regiões, em razão das inúmeras vantagens atribuídas a estes sistemas, dentre as quais destacam-se o baixo custo de construção, operação e manutenção, pouca ou nenhuma utilização de energia elétrica, alta eficiência, simplicidade de operação e ainda são renováveis, biológicos e naturais (VARON; MARA, 2004). Em razão dessas vantagens, esta tecnologia se enquadra perfeitamente no contexto econômico brasileiro (ALMEIDA, 2017; da SILVA *et al.*, 2010), inclusive para atender municípios do interior com baixa receita, como é o caso de Crateús cujo sistema de tratamento de esgoto é composto por uma lagoa facultativa e duas de maturação (CRATEÚS, 2014).

O tratamento de esgotos é composto por diversas etapas que vão desde a remoção de sólidos grosseiros, até a remoção de microrganismos patogênicos. Segundo Hamada (2008), a fase preliminar do tratamento é fundamental, pois destina-se a remoção dos sólidos grosseiros e areia através de mecanismos físicos, como grades e peneiras. Tem por objetivo facilitar as

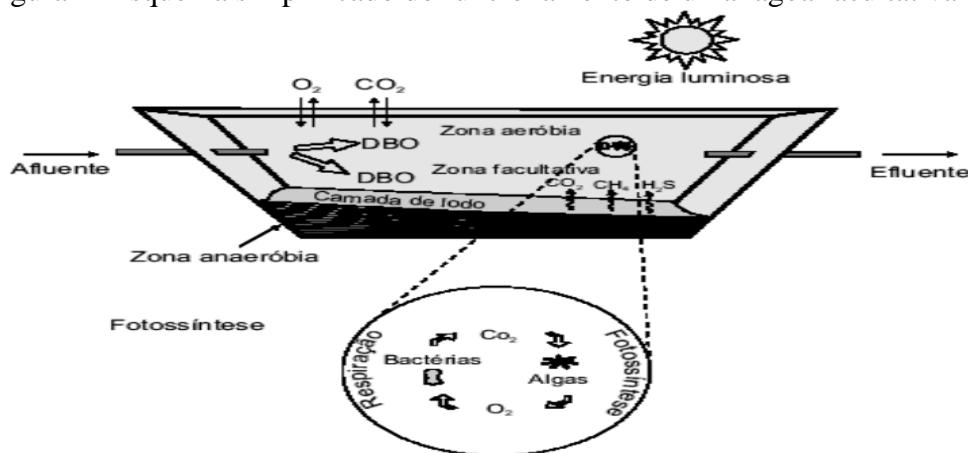
próximas etapas de tratamento e evitar danos aos dispositivos de transporte tais como tubulações e bombas.

Nas etapas de tratamento primário e secundário devem ser removidas a matéria orgânica, sólidos sedimentáveis, sólidos não sedimentáveis, DBO em suspensão fina, DBO solúvel. Após o tratamento primário e secundário, 90% da DBO deve ser eliminada (HAMADA, 2008).

De acordo com Von Sperling (2006) existem cinco principais tipos de lagoas: Lagoa Facultativa, Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada, Lagoa de Maturação e Lagoa de Polimento. Nesta seção, será abordado de forma mais detalhada o funcionamento das Lagoas facultativas e de maturação, não só pelo seu amplo uso no cenário nacional, mas por ser o sistema adotado no local de estudo do presente projeto.

O processo de tratamento da lagoa facultativa não necessita de mecanização e é dividido em três zonas: *zona aeróbia*, *zona facultativa* e *zona anaeróbia*, conforme pode ser observado na Figura 1.

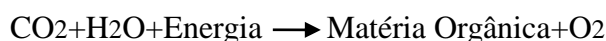
Figura 1- Esquema simplificado do funcionamento de uma lagoa facultativa



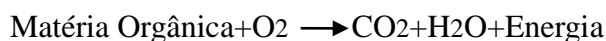
Fonte: Von Sperling (1995)

A zona aeróbia caracteriza-se por estar na parte mais superficial da lagoa e conter a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) e a de pequenas dimensões (DBO finamente particulada). Nesta zona, a oxidação da matéria orgânica ocorre por meio do processo catabólico aeróbio das bactérias. O processo aeróbio se dá, basicamente, pelo consumo de oxigênio e produção de gás carbônico das bactérias, e pela produção de oxigênio e consumo de gás carbônico das algas através da atividade fotossintética (OLIVEIRA, 2004). Tem-se um equilíbrio entre a fotossíntese e a respiração conforme pode ser observado pelas equações abaixo (VON SPERLING, 1995):

- Fotossíntese



- Respiração



A zona facultativa situa-se na parte intermediária da lagoa e é caracterizada pela presença de bactérias que atuam na presença ou ausência de oxigênio (Figura 1). Nesta zona outros aceptores de elétrons atuam, como nitratos, sulfatos e CO_2 .

Por fim, está a zona anaeróbia, localizada na camada de fundo da lagoa, contendo a DBO particulada (Figura 1). A matéria orgânica em suspensão se sedimenta no fundo da lagoa e forma um lodo. As bactérias anaeróbias, de forma lenta, convertem a matéria orgânica em água, gás carbônico, metano e outros (OLIVEIRA, 2004). Após um determinado período de tempo, permanece apenas a parte inerte do lodo. O gás sulfídrico gerado não causa mau cheiro devido a oxidação realizada pelas bactérias aeróbias presentes na parte superior da lagoa. Por se tratar de um processo natural, a lagoa facultativa possui taxas lentas e demora usualmente de 6 a 30 dias para realizar o tratamento de forma efetiva. As características principais de uma lagoa facultativa são: cor esverdeada (devido as algas), elevado teor de oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão (VON SPERLING, 1995).

Embora seja um sistema vantajoso, as lagoas facultativas também apresentam algumas desvantagens, entre elas estão: os elevados requisitos de área, dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos, simplicidade operacional pode provocar descaso com a manutenção, possível necessidade de remoção de algas do efluente para cumprimento a padrões rigorosos, performance variável com as condições climáticas e possibilidade de crescimento de insetos (CETESB, 2018; MARA E PEARSON, 1988; PEARSON, 2003).

Após a remoção da elevada carga orgânica, a última etapa de tratamento, denominada de tratamento terciário, visa remover poluentes específicos, como os compostos tóxicos e os não biodegradáveis e microrganismos patogênicos não eliminados em fases anteriores. Nesta fase de tratamento é feita a desinfecção que pode ser realizada naturalmente, através de lagoa de maturação; e artificialmente, via cloração, ozonização ou radiação ultravioleta. Dos três mecanismos artificiais apresentados, a cloração é o que tem menor custo, em contrapartida gera produtos tóxicos, como os organoclorados (HAMADA, 2008).

Segundo a CETESB (2018), a lagoa de maturação tem por função remover

organismos patogênicos, principalmente coliformes termotolerantes. As profundidades das lagoas de maturação são da ordem de 1 m, pois deste modo facilita a entrada eficaz de raios solares sobre os organismos presentes em toda a coluna d'água. É importante a entrada de luz, dado que esta possibilita a ação dos raios UV, que atuam na desinfecção do efluente (FONSECA, 2005).

Para aumentar eficiência do tratamento, o sistema deve ser composto por três ou quatro lagoas de maturação em série ou uma lagoa com chicanas. Sendo recomendado 3 a 5 dias de tempo de detenção para lagoas em série, e 10 a 20 dias para lagoas com chicanas (CETESB, 2018).

O tratamento de esgoto no Brasil é desenvolvido, principalmente, por processos biológicos, associados a operações físicas de separação de sólidos. Embora se mostrem eficientes na remoção de carga orgânica e nutrientes, a eliminação de micropoluentes orgânicos e inorgânicos ainda é deficitária. Vários estudos têm identificado a presença de contaminantes emergentes em amostras de efluentes tratados (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017), evidenciando a importância de um monitoramento integrado de efluentes de modo a avaliar os reais impactos de efluentes nos ecossistemas aquáticos (GROSSELI, 2016).

2.3 Parâmetros Físico-Químicos de Análise de Qualidade do Efluente

O monitoramento da qualidade da água e de efluentes é conduzido, principalmente, por meio da análise conjunta de diversos parâmetros de qualidade que representam as características físicas, químicas e biológicas da água. Atualmente no Brasil, esses parâmetros são legalmente exigidos por meio das Resoluções CONAMA nº 357/05 e nº 430/11 para o enquadramento e lançamento de efluentes em corpos hídricos, muitas vezes complementadas por legislações estaduais que procuram englobar algumas características regionais como a COEMA nº 02/17 no estado do Ceará. Alguns desses parâmetros serão brevemente descritos abaixo de modo a compreender melhor sua utilização e importância na avaliação da qualidade de efluentes e da água, bem como seus valores padrões estabelecidos nas referidas resoluções.

2.3.1 pH (potencial hidrogeniônico)

O pH é um parâmetro que varia de 0 a 14 e indica a intensidade da acidez ($\text{pH} < 7,0$), neutralidade ($\text{pH} = 7,0$) ou alcalinidade ($\text{pH} > 7,0$) de um meio aquoso. Nos ecossistemas aquáticos o pH influencia diretamente na fisiologia das espécies. O efeito indireto também

acontece, tendo em vista que determinadas condições de pH podem provocar a precipitação de elementos químicos tóxicos como os metais pesados. A variação de pH também está diretamente atrelada ao grau de decomposição da matéria orgânica (PIVELI; KATO, 2005). Ademais, o pH afeta a ionização ou dissociação das moléculas presentes no efluente, portanto afeta a distribuição das espécies dos compostos presentes.

Estudos mostram que a redução do pH na água provoca alteração na fisiologia dos organismos aquáticos, como os peixes, sendo observado aumento de sua frequência respiratória. Já o aumento do pH, pode acarretar corrosão do epitélio branquial e das nadadeiras, ocasionando a morte. No entanto é essencial ressaltar que cada espécie tem suas peculiaridades. Por isso, no geral, o recomendado é que os corpos hídricos tenham pH neutro ou levemente alcalino para o bom desenvolvimento das espécies aquáticas (NASCIMENTO; BOIJINK; PÁDUA, 2007).

Conforme as resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017, nas condições de lançamento de efluentes, o pH deve estar entre 5 e 9.

2.3.2 Temperatura

A temperatura é um parâmetro muito importante na água e no esgoto. No ambiente aquático ela atua como uma condicionante que influencia em uma série de variáveis físico-químicas. Organismos aquáticos têm limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para o crescimento e temperatura preferida em gradientes térmicos (CETESB, 2010). Em temperaturas fora dos padrões considerados ideais, algumas espécies podem ter sua fisiologia comprometida. Os processos de reprodução, crescimento, alimentação e migração provavelmente serão afetados de forma significativa em razão do aumento ou diminuição da temperatura. A variação brusca, como choque térmico, também é extremamente estressante para os organismos aquáticos.

Por este motivo as resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017, recomendam, nas condições de lançamento de efluentes, que a temperatura deve ser inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura.

2.3.3 Fósforo Total

O fósforo pode ser encontrado no esgoto nas formas de polifosfatos, orto-fosfatos e fósforo orgânico. Este composto pode ser originado pela presença de excretas e detergentes sintéticos na água. A descarga de fosfatos na água pode desencadear processos de eutrofização (PARRON *et al.*, 2011).

As resoluções CONAMA nº 357/2005 e a nº 430/2011 não fazem referência ao fósforo total nas condições de padrões de lançamento. Já a COEMA nº 02/2017 estabelece o valor máximo de 1,0 mg/L de organofosforados antes do lançamento.

2.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pode ser definida como a quantidade de oxigênio demandada pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica degradável em condições aeróbias após um determinado tempo e uma temperatura padrão. A matéria orgânica degradável serve como alimento para as bactérias e a energia é resultado de sua oxidação (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

A análise do parâmetro DBO₅ consiste em medidas da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras, diluídas ou não, antes e após um período de incubação de 5 dias sob temperatura de 20°C. Neste período, ocorrerá diminuição no teor de oxigênio dissolvido da água, consumido para satisfazer as reações bioquímicas de decomposição de compostos orgânicos biodegradáveis. Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica biodegradável na água, maior será o consumo de oxigênio durante os 5 dias de incubação e, portanto, maior será o valor da DBO₅ (PIVELI; KATO, 2006).

Conforme as resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017, nas condições de lançamento de efluentes, a DBO 5 dias, 20°C deve se enquadrar em até 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

2.3.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro utilizado globalmente na

caracterização de águas residuárias e superficiais, avaliando o Oxigênio Dissolvido (OD) consumido na decomposição de matéria orgânica em meio ácido.

Sua análise pode ser determinada através de dois métodos: titulométrico e colorimétrico. Sendo o primeiro mais vantajoso que o segundo para amostras com elevada turbidez e cor residuais, como é o caso dos efluentes domésticos.

A DQO mede os elementos com baixo número de oxidação presentes na amostra analisada. Dessa forma, observará DQO a amostra que apresentar substâncias orgânicas e/ou inorgânicas passíveis de oxidação pelo dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido. No que diz respeito aos esgotos domésticos, a fração orgânica, geralmente, supera a fração inorgânica reduzida, e a DQO contém elevado potencial para quantificar diretamente a matéria orgânica oxidável presente. Apesar da DQO ser um parâmetro eficaz para o monitoramento das águas superficiais e residuárias, tendo em vista a sua utilidade em relação a DBO, as resoluções CONAMA nº 357/2005 e a nº 430/2011 não fazem referência no enquadramento de corpos hídricos, e muito menos nos padrões de lançamento (AQUINO; SILVA; CHERNICHARO, 2006). E a COEMA nº 02/2017 não estabelece padrão para DQO com relação aos efluentes domésticos.

2.4 Ensaios ecotoxicológicos em amostras ambientais

Historicamente, a qualidade das águas e efluentes aquosos é controlada por meio de análises físicas, químicas e biológicas que identificam e quantificam diferentes parâmetros e a presença de substâncias químicas nas amostras. Entretanto, os resultados de tais análises não permitem estimar com segurança os efeitos que as alterações destes parâmetros podem causar nos organismos aquáticos. Com o avanço da Ecotoxicologia, os bioensaios com organismos vivos vêm sendo cada vez mais utilizados de forma a complementar os resultados das análises físico-químicas, pois os testes de toxicidade são significativos quando se trata de avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes, dando uma dimensão mais completa no controle de qualidade das águas (COSTA *et al.*, 2008).

Para Walker (2006) a ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias químicas sobre os organismos vivos, funcionando como uma ferramenta auxiliar nas análises de impactos ambientais. A mesma permite estimar a toxicidade em relação ao organismo teste utilizado na identificação de poluentes no ar, água, solos, e sedimentos através da cadeia alimentar, com as transformações químicas e biotransformação. A ecotoxicologia expande seus estudos na análise de contaminantes presentes na biosfera, bem como seus efeitos

sobre os componentes desse conjunto de ecossistemas. A CONAMA nº 357/2005 divide os efeitos tóxicos em duas definições: efeito tóxico agudo e efeito tóxico crônico. No parágrafo XVII, o conceito de efeito tóxico agudo é definido como o efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, usualmente letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição. Já o parágrafo XVIII apresenta a definição de efeito tóxico crônico, conceituando como o efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos que afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele (BRASIL, 2005; KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Com a difusão do conceito de ecotoxicologia e sua aplicação na garantia da qualidade da água, a legislação brasileira, acompanhando uma evolução mundial, também estabeleceu o uso de bioensaios na avaliação da qualidade de efluentes como disposto nas Resoluções CONAMAS nº 357/2005 e nº 430/2011 que tratam da classificação dos corpos d'água e do lançamento de efluentes. Frente às legislações, os estados e municípios são incumbidos de realizar o controle da qualidade das águas e efluentes por meio dos ensaios ecotoxicológicos (ZAGATTO E BERTOLETTI, 2008). Alguns estudos brasileiros concluíram que mesmo quando os despejos atendem aos padrões de emissão exigidos na lei, os sistemas de tratamento, em muitas situações, são ineficientes na remoção de toxicidade nos efluentes (BERTOLETTI; ZAGATTO, 2006). Além disso, atualmente no Brasil, apenas 6 estados fazem o monitoramento dos efluentes utilizando testes ecotoxicológicos e, portanto, há ainda um longo caminho a percorrer.

No processo de realização dos bioensaios são observados alguns aspectos, dentre eles, os compostos e substratos que serão analisados, os organismos-teste a serem utilizados, a estrutura e a disponibilidade da equipe para a análise (ROMERO; CANTÚ, 2008). Apesar das limitações de alguns ensaios ecotoxicológicos, são encontrados diferentes métodos que podem possibilitar a determinação de toxicidade em um efluente ou algum despejo de água contaminada no ambiente, e verificar o potencial de risco tóxico à fauna, à flora e até mesmo ao ser humano (PÉREZ et al., 2012). Há uma grande variedade de testes, tanto agudos como crônicos, que se utilizam de organismos de diferentes níveis tróficos com o objetivo de garantir as respostas adequadas às análises. Dentre os organismos destacam-se os bioensaios com sementes (*Allium Cepa*, *Lactuca sativa*, *Cucumis sativus*, entre.), bactérias (*Vibrio fischeri*), algas (*Pseudokirchneriella subcapitata*), microcrustáceos (*Daphnia magna*), e peixes de águas continentais (*Danio rerio*) e marinhas, e testes com sedimentos (GUEVARA et al, 2018; LELES,

2017; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Para Costa *et al.* (2008), os ambientes aquáticos são complexos, um fator que dificulta as análises toxicológicas, tendo em vista que não existe um organismo-teste que retrate perfeitamente os efeitos tóxicos dos contaminantes. Portanto, é fundamental utilizar diferentes organismos, preferencialmente de diferentes níveis tróficos para que seja possível uma avaliação de toxicidade mais completa.

2.5 Bioensaios com sementes: *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*

Os bioensaios com sementes têm se mostrado excelentes bioindicadores de poluição, pois possibilitam avaliar o ambiente natural do ponto de vista tóxico e mutagênico (SANDALIO *et al.*, 2001), e apresentam maior sensibilidade às mudanças ambientais que outros bioindicadores (BAGATINI *et al.*, 2009).

Em comparação com outros organismos-teste, a utilização de vegetais é bastante vantajosa, uma vez que é economicamente viável, apresentando menor custo (FISKESJÖ, 1985) em relação aos organismos animais. Uma segunda vantagem, validando a análise com hortaliças, é que as plantas são organismos eucarióticos, indicando que possuem células análogas às células animais (SANDERMANN, 1994) e às células humanas (PALMIERI *et al.*, 2016). Portanto, se uma substância química danifica o DNA de uma planta, provavelmente esta substância seja capaz de acarretar danos ao DNA de outros organismos superiores (RANK E NIELSEN, 1997).

Dentre as espécies que podem ser utilizadas em ensaios ecotoxicológicos, as espécies *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*, têm-se destacado não só por terem a sua biologia amplamente conhecida, por já terem protocolos de teste consolidados, mas também, por serem amplamente utilizadas como organismo modelo para avaliação de efluentes como demonstram vários estudos publicados em periódicos nacionais e internacionais. A *Lactuca sativa L.*, popularmente conhecida como alface, trata-se de uma eudicotiledônea pertencente à família Asteraceae, sendo muito utilizada para avaliar macroscopicamente efeitos tóxicos provocados por resíduos ambientais e compostos químicos (CHARLES *et al.*, 2011; LELES, 2017; SILVEIRA, 2016; SOBRERO; RONCO, 2008).

Quando comparada às algas e plantas aquáticas, Sobrero *et al.* (2004) afirmam que os testes com *L. sativa* podem ser realizados com amostras de elevada turbidez, não necessitando de pré-tratamento, como a filtração. A avaliação da toxicidade aguda através da *L. sativa* é determinada pelos bioensaios de germinação e crescimento da plântula (VALERIO,

GARCIA e PEINADO, 2007), pois são etapas do desenvolvimento muito sensíveis a interferência de fatores externos em diferentes níveis de exposição.

O uso de bioensaios com plantas, incluindo a *Lactuca Sativa L.*, são aprovados e padronizados através de protocolos por instituições internacionais como United Nations Environmental Program (UNEP), World Health Organization (WHO) e US Environmental Protection Agency (US EPA) (GRANT, 1999), e tem sido bastante utilizados para avaliar a toxicidade de diferentes amostras ambientais (CALDASSO, 2018; GUEVARA *et al.*, 2018; LELES, 2017).

Já a espécie *Cucumis sativus L.*, popularmente chamado de pepino, também trata-se de mais uma espécie capaz de auxiliar na identificação dos efeitos tóxicos. Como as demais sementes, o bioensaio com *C. sativus* mostra-se vantajoso por ser sensível aos compostos químicos, apresentar fácil manipulação, boas condições cromossômicas e baixo custo (STEINKELLNER *et al.*, 1998; FISKESJÖ, 1985; CHARLES *et al.*, 2011).

Assim como a *L. sativa*, o *C. sativus* pode ter seu desenvolvimento avaliado por meio de biotestes de fitotoxicidade, analisando as características macroscópicas como germinação e crescimento de radícula. De acordo com Barbosa *et al.* (2013) e Guevara *et al.* (2019), que validam a viabilidade dos bioensaios com o *C. sativus*, constata-se que o referido organismo modelo é sensível ao efeito tóxico de diferentes compostos e amostras ambientais.

Os testes com *Cucumis sativus L.* (pepino), além de serem acessíveis, possibilitam inferir a presença de vários contaminantes no ambiente pelo fato de ter elevada sensibilidade aos compostos tóxicos (PEREIRA *et al.*, 2006). A plântula da semente do pepino é fundamental para observar o desenvolvimento das reações de mercúrio e sua capacidade de injuriar a planta nas fases posteriores do crescimento, por exemplo. As sementes de *C. sativus* apresentam alta sensibilidade nas fases iniciais de desenvolvimento e tem sido amplamente utilizadas na avaliação da toxicidade de diferentes matrizes ambientais (CARGNELUTTI, 2007; CALDASSO, 2018)

3 METODOLOGIA

3.1 Tipo de Estudo

Esta pesquisa se enquadra na modalidade de pesquisa experimental em laboratório. A característica principal de estudos experimentais está nos procedimentos técnicos utilizados. Segundo Gil (2008) essa modalidade de pesquisa científica é comumente aplicada quando o (a)

pesquisador (a) define um objeto de estudo e seleciona as diferentes variáveis que podem influenciar em seu comportamento, permitindo aplicar e/ou criar metodologias de controle e observação dos efeitos que cada variável possui. No presente estudo, as amostras coletadas em diferentes etapas de tratamento de esgoto, foram analisadas em laboratório utilizando diferentes metodologias para determinar suas características e potencial tóxico.

A realização dos experimentos laboratoriais, permitiram a obtenção de grande quantidade de dados/informações que serão analisadas estatisticamente. Portanto, quanto a forma de abordagem, o presente estudo pode ser classificado como abordagem quantitativa. Nessa forma de abordagem, a pesquisa considera que tudo pode ser quantificável, sendo possível transformar em números hipóteses e informações com o fim de possibilitar classificações e análises. Sua linha de estudo demanda o uso de recursos e de técnicas estatísticas, como, percentagem, média, moda, mediana, desvio-padrão, coeficiente de correlação, análise de regressão, etc. (PRODANOV E FREITAS, 2013).

3.2 Local do Estudo

O município de Crateús possui um sistema de tratamento de esgoto composto por duas estações de tratamento do tipo lagoas de estabilização (ETE-Maratoan e ETE-Revoltosos) e mais treze ETEs do tipo decanto digestor. Neste trabalho foi escolhida como local de estudo apenas a ETE-Maratoan (coordenadas UTM 0315808 E / 9426164 S), localizada na Rua Antônio Francisco de Macedo, Nº 270, Bairro IPASE. A referida estação é constituída por um medidor de vazão do tipo calha parshall, tratamento preliminar (gradeamento + caixa de areia), e tratamento biológico por meio de lagoas de estabilização em série:1 (uma) lagoa facultativa e 2 (duas) de maturação, seguidas de um tanque de desinfecção com cloro e 5 filtros de areia (Figura 2). Atendendo, por gravidade, os seguintes bairros: Fátima II, Maratoan, IPASE, COHAB e uma parte do Planalto. A vazão média de esgoto coletado diariamente é 25,752 m³/h. Após o tratamento, o efluente é lançado no rio Poty, localizado na Bacia Hidrográfica dos Sertões de Crateús (CRATEÚS, 2014).

Figura 2 - Imagens de satélite e in situ do sistema de lagoas da ETE-Maratoan

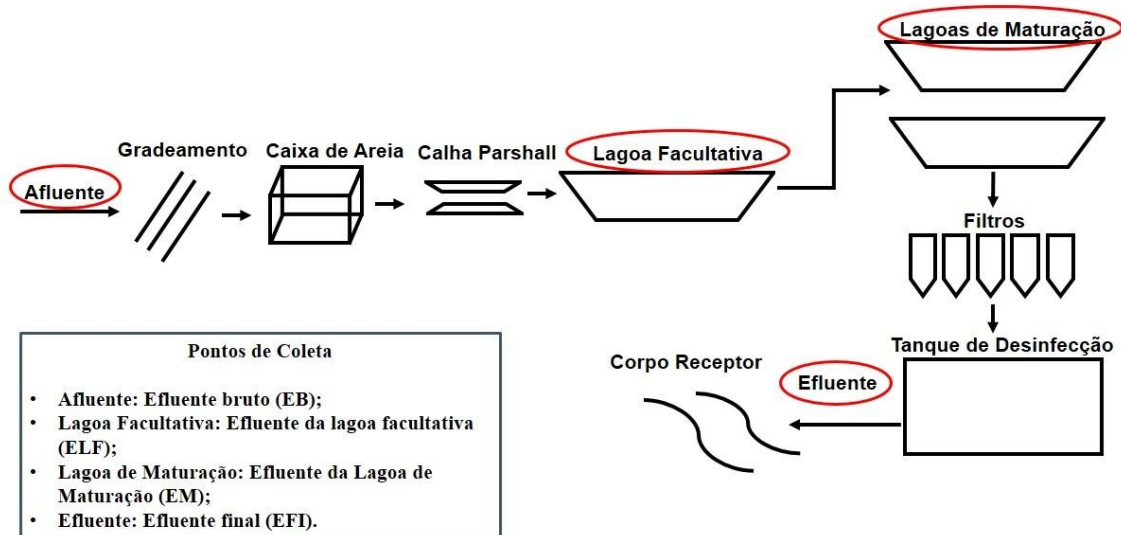


Fonte: CRATEÚS (2014) A-Entrada do sistema de tratamento, gradeamento e caixa de areia; B-Vista aérea da ETE-Maratoan; C-Lagoa de Maturação

3.3 Procedimento de coleta de dados

As amostras de efluente foram coletadas de acordo com a rotina de coletas da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), com a qual a Universidade Federal do Ceará, campus de Crateús, mantém parceria. Foi realizada uma coleta no mês de dezembro de 2020, respeitando o calendário de coletas da Companhia. As amostras de efluente coletadas para esse estudo foram obtidas em quatro pontos da Estação (Figura 3), na entrada do sistema (EB-Efluente Bruto), na saída da lagoa facultativa (ELF-Efluente da Lagoa Facultativa), na saída da lagoa de maturação (EM-Efluente da Lagoa de Maturação), e na saída do efluente final (EFI- Efluente Final).

Figura 3 - Fluxograma dos processos da ETE e pontos de amostragem



Fonte: Próprio autor (2021)

Os frascos utilizados para a coleta das amostras foram de polietileno, os quais foram preenchidos totalmente com volume de amostra para minimizar a presença de ar. Após coletadas, as amostras foram armazenadas em bolsa térmica, e transportadas em baixa temperatura, protegidas da luz, até o laboratório de química da UFC- Campus Crateús, onde foram realizados os testes. As análises foram realizadas logo após a coleta devido à rapidez da biodegradabilidade do efluente de esgoto e às possíveis alterações capazes de enviesar resultados.

3.4 Análises Físico-químicas

As análises físico-químicas foram disponibilizadas pela CAGECE de acordo com o monitoramento de rotina realizado pela companhia. Os dados foram solicitados através do Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão (SIC), especificamente no Portal Ceará Transparente. Os dados solicitados compreendem aqueles relacionados à carga de matéria orgânica e nutrientes presentes nos esgotos domésticos, e a presença de metais e outros compostos orgânicos e inorgânicos com algum potencial tóxico, seguindo as metodologias apresentadas na Tabela 1:

Tabela 1 – Metodologias adotadas pela CAGECE nas análises físico-químicas

Parâmetros	Métodos
Parâmetros orgânicos e inorgânicos	SMWW, 2012; EPA 8260B:2006 Rev. 03
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	5210 B, SMEWW 23RD ED., 2017
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO Filtrada)	5210 B, SMEWW 23RD ED., 2017
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	410.4, USEPA, 1993
Demanda Química de Oxigênio (DQO Filtrada)	410.4, USEPA, 1993
pH	4500-H+ B, SMEWW 23RD ED., 2017

Fonte: CAGECE (2020)

SMEWW - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater

EPA - Environmental Protection Agency

US EPA - United States Environmental Protection Agency

3.5 Organismos-teste

Os organismos modelos que foram testados neste estudo são de ampla utilização. Os bioensaios realizados com *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.* vêm sendo cada vez mais utilizados para avaliação da toxicidade de diferentes contaminantes ambientais e misturas complexas, tais como, efluentes domésticos e industriais, lixiviados de solos, sedimentos, entre outras matrizes ambientais (BARBOSA *et al.*, 2013; BRITO *et al.*, 2010; SILVEIRA, 2016).

Os bioensaios com sementes apresentam diversas vantagens em relação aos testes de toxicidade com outros organismos devido ao seu custo relativamente baixo, à curta duração dos ensaios e à sensibilidade que estes organismos-teste apresentam às substâncias tóxicas (PIERANTOZZI *et.al.*, 2012). É importante destacar que os bioensaios de germinação são realizados durante os primeiros dias de seu desenvolvimento nos quais ocorrem uma série de processos fisiológicos importantes e a presença de uma substância tóxica pode causar efeitos adversos, resultando em uma série de anomalias e até mesmo interferir na sobrevivência dos organismos (RODRIGUES *et. al.*, 2013).

Além disso, segundo Silveira (2016), ambas as sementes são facilmente encontradas devido a sua variedade no mercado, estando presentes em várias fornecedoras de sementes do Brasil. Em sua maioria, os testes seguem protocolos padronizados e podem ser realizados in-situ ou ex-situ. Os bioensaios com as sementes possibilitam a constatação da presença de subprodutos tóxicos encontrados no esgoto doméstico, permitindo inferir a

qualidade do efluente tratado em um curto período com simplicidade e agilidade.

3.6 Teste de toxicidade com *Lactuca sativa L.* e *Cucumis sativus L.*

Para avaliar os efeitos tóxicos das amostras de esgoto bruto e tratado, foram realizados ensaios de fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa L.*), da Isla, lote 134421-027 (validade: julho de 2022), e pepino (*Cucumis sativus L.*), da Isla, lote 125753-014 (validade: agosto de 2021), como organismos teste. Os experimentos foram conduzidos de acordo com protocolos padronizados e metodologias recomendadas pela OECD (2003) e US EPA (1996) com adaptações de Sobrero e Ronco (2004). O ensaio do tipo estático de germinação teve início logo após a obtenção das amostras ambientais. Foram realizados dois ensaios concomitantemente. Um para avaliar a eficiência da ETE na remoção da toxicidade, as sementes foram expostas às seguintes amostras de efluente doméstico sem diluição: EB, ELF, EM, EFI. Outro, para avaliar o potencial tóxico do efluente tratado, as sementes foram expostas a diferentes diluições do Efluente Final (EFI), respeitando a seguinte série: 6,25%, 12,5%, 25%, 50% e 100%. Um total de 20 sementes de *Lactuca sativa* e 10 de *Cucumis sativus L.*, não peletizadas, foram dispostas em placas de Petri (90 mm de diâmetro) com substrato papel filtro (porosidade 14 µm) e umedecidas com 4 ml de amostra de cada diluição. Para manter a umidade e evitar a dessecação da amostra, as placas de Petri foram seladas com filme transparente e regadas diariamente com 2 ml de cada amostra.

As placas de Petri foram acondicionadas em ambiente com temperatura de $20 \pm 1^\circ\text{C}$, e fotoperíodo de 12:12h (luz:escuro) durante o período de exposição de 120 horas. Os testes foram realizadas em triplicata para cada concentração definida.

As sementes foram monitoradas a cada 24h para avaliar o parâmetro de germinação. Ao final das 120h com o auxílio de um paquímetro digital (KALA®, 6", inch/mm) foram medidos o comprimento das radículas e hipocótilos para as respectivas espécies *L. sativa* e *C. sativus*. No parâmetro germinação foi observado o critério de aparecimento efetivo da raiz. A porcentagem de germinação ideal de ambas as espécies foi admitida como 90%, para fins de teste. As sementes foram previamente selecionadas antes da exposição para evitar o uso de sementes com tamanhos muito discrepantes. Com a finalidade de observar o desenvolvimento ideal das sementes e compará-lo com os tratamentos, foi preparado o controle negativo, utilizando-se água destilada.

A Tabela 2 apresenta, resumidamente, as condições de ensaios de germinação e crescimento da *L. sativa* e *C. sativus*.

Tabela 2- Condições de ensaios para *L. sativa* e *C. sativus*

Parâmetros	<i>L. sativa</i>	<i>C. sativus</i>
Tipo de ensaio	Estático	Estático
Temperatura	20±1 °C	20±1°C
Fotoperíodo	12:12h	12:12h
Volume soluções teste	4 ml	4 ml
Efluente sem diluição	EB, ELF, EM, EFI	EB, ELF, EM, EFI
Efluente com diluição	100; 50; 25; 12,5; 6,25 %	100; 50; 25; 12,5; 6,25 %
Água de diluições	Água destilada	Água destilada
Nº sementes/réplicas	20	10
Nº de réplicas	3	3
Duração de ensaio	120 h	120h
Parâmetros medidos	Germinação; alongamento da radícula e do hipocótilo	Germinação; alongamento da radícula e do hipocótilo
Resultado final	IG%; IGN%; IER%;	IG%; IGN%; IER%;
Aceitabilidade resultados	Germinação>90%	Germinação>90%
Controle negativo	Água destilada	Água destilada

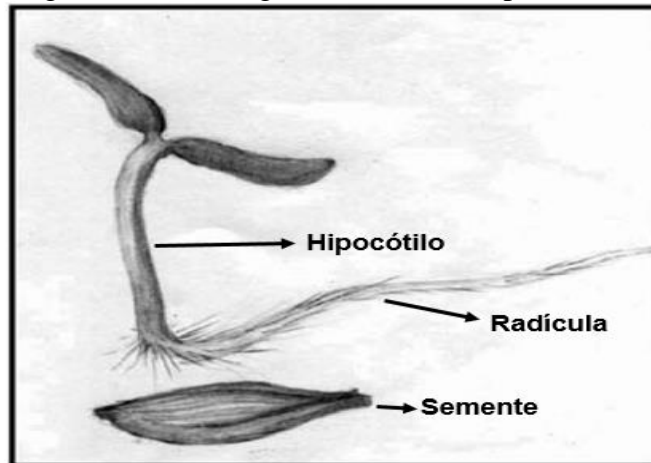
Fonte: Próprio autor (2021)

IG- Índice de Germinação; IGN- Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER- Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado

3.7 Análise e tratamento de dados

Para obtenção dos dados realizou-se a contagem das sementes germinadas e, em seguida, as medições da radícula e do hipocótilo com a utilização de um paquímetro digital (Figura 4).

Figura 4 - Morfologia das sementes e plântulas



Fonte: Sobrero e Ronco (2008). Adaptada pela Autora

No ensaio de germinação e desenvolvimento da radícula e hipocótilo, além da Porcentagem de Germinação, também foram avaliados os seguintes Índices: Índice de Germinação (Equação 1); Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado (Equação 4); Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (Equação 5). Os últimos dois índices citados, segundo González *et al.* (2011), funcionam como indicadores de nível de toxicidade para a *Lactuca Sativa L.* e outras sementes. No entanto, neste trabalho, os referidos índices também foram utilizados para a análise do *Cucumis Sativus L.*

A. Índice de Germinação

$$IG(\%) = \frac{GRS(\%) * CRR(\%)}{100} \quad (1)$$

Onde,

- GRS: Germinação Relativa das Sementes
- CRR: Crescimento Relativo da Radícula

$$GRS(\%) = \frac{N^{\circ} \text{ de sementes germinadas com amostra}}{N^{\circ} \text{ de sementes germinadas no controle negativo}} * 100 \quad (2)$$

$$CRR(\%) = \frac{\text{Comprimento médio da radícula com amostra}}{\text{Comprimento médio da radícula no controle negativo}} * 100 \quad (3)$$

B. Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado

$$IGN(\%) = \frac{Germ_y - Germ_{controle}}{Germ_{controle}} \quad (4)$$

Onde,

Germ_y: é a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra;

Germ_{controle}: é a porcentagem de sementes germinadas no controle.

C. Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado

$$IER(\%) = \frac{along_y - along_{controle}}{along_{controle}} \quad (5)$$

Onde,

along_y: é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra

along_{controle}: é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle.

De acordo com González et al. (2011), o IGN e IER indicam o nível de toxicidade, classificando-se nas seguintes categorias:

- 0 a -0,25: Toxicidade baixa;
- -0,25 a -0,5: Toxicidade moderada;
- -0,5 a -0,75: Toxicidade alta;
- -0,75 a -1,0: Toxicidade muito alta;
- Maior que 0: Hormese (dose benéfica para o organismo-teste).

Para cada conjunto de dados obtidos foram efetuados testes de normalidade e homogeneidade de variâncias (Kolmogorov-Smirnov e Levene's, respectivamente). As diferenças entre os grupos tratados e não tratados foram avaliadas por meio de ANOVA seguido pelo pós-teste de Dunnett ($\alpha = 0,05$) (dados normais) e Kruskal-wallis seguido pelo pós-teste

de Dunn's (dados não paramétricos) ($\alpha = 0,05$), através da comparação com os respectivos controles negativos (Sigmaplot 11.0 San Diego, CA, USA).

Por último foi calculada a Porcentagem de Inibição do Crescimento dos parâmetros de alongamento de radícula e hipocótilo, de acordo com a equação 6:

$$PIC(\%) = \frac{compcontrole - compefluyente}{compcontrole} * 100 \quad (6)$$

Onde,

PIC: Porcentagem de Inibição do Crescimento;

Compcontrole: comprimento da radícula/hipocótilo do controle negativo;

Compefluyente: comprimento da radícula/hipocótilo dos tratamentos (efluentes).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análises físico-químicas

Uma vez que as análises físico-químicas da CAGECE são realizadas semestralmente e ocorreram no mês de agosto de 2020, ressalta-se que as amostras utilizadas nestas análises não coincidiram com as que foram utilizadas nas análises ecotoxicológicas, realizadas em dezembro de 2020. No entanto, esses parâmetros foram válidos neste trabalho, considerando que as condições climáticas não variaram significativamente entre os meses.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros físico-químicos do efluente tratado e os padrões de lançamento em águas de classe 2 conforme a Resolução CONAMA 430/2011 e a COEMA 02/2017.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e padrões de lançamentos das Resoluções Federal e Estadual

Parâmetros	Concentração do Efluente Tratado	Padrão de lançamento - CONAMA 430/2011	Padrão de lançamento - COEMA 02/2017
Alumínio Total	< 0,05 mg/L	-	10 mg/L
Arsênio Total	< 0,005 mg/L	0,5 mg/L	0,5 mg/L

Bário Total	< 0,20 mg/L	5,0 mg/L	5,0 mg/L
Boro Total	< 0,10 mg/L	5,0 mg/L	5,0 mg/L
Cádmio Total	< 0,001 mg/L	0,2 mg/L	0,2 mg/L
Chumbo Total	< 0,008 mg/L	0,5 mg/L	0,5 mg/L
Cianeto Total	< 0,003 mg/L	1,0 mg/L	1 mg/L
Cobre Dissolvido	< 0,008 mg/L	1,0 mg/L	1 mg/L
Cromo Hexavalente	< 0,05 mg/L	0,1 mg/L	0,1 mg/L
Estanho Total	< 0,80 mg/L	4,0 mg/L	4,0 mg/L
Ferro Dissolvido	< 0,10 mg/L	15,0 mg/L	15,0 mg/L
Fluoreto Total	1,08 mg/L	10,0 mg/L	10,0 mg/L
Manganês Dissolvido	0,04 mg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Mercúrio Total	< 0,00020 mg/L	0,01 mg/L	0,01 mg/L
Níquel Total	< 0,008 mg/L	2,0 mg/L	2,0 mg/L
Nitrato	1,81 mg/L	-	10 mg/L
Nitrito	< 0,03 mg/L	-	1,0 mg/L
Prata Total	< 0,003 mg/L	0,1 mg/L	0,1 mg/L
Selênio Total	< 0,005 mg/L	0,30 mg/L	0,05 mg/L
Zinco Total	0,10 mg/L	5,0 mg/L	5,0 mg/L
Benzeno	< 1,200 µg/L	1,2 mg/L	1,2 mg/L
Clorofórmio (THM)	< 1,000 µg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Organofosforados	< 0,50000 µg/L	-	1,0 mg/L
Dicloroeteno	< 1,000 µg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Estireno	< 1,000 µg/L	0,07 mg/L	0,07 mg/L
Etilbenzeno	< 1,000 µg/L	0,84 mg/L	0,84 mg/L
Fenóis Totais	0,020 mg/L	0,5 mg/L	0,5 mg/L
Tricloroeteno	< 1,000 µg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Tetracloroeto de Carbono	< 1,000 µg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Tolueno	< 1,000 µg/L	1,2 mg/L	1,2 mg/L
Xilenos	< 2,000 µg/L	1,6 mg/L	1,6 mg/L
Organoclorados	< 0,500 µg/L	-	0,05 mg/L

Fonte: CAGECE (2020)

A partir dos resultados físico-químicos orgânicos e inorgânicos (Tabela 3), verifica-

se que o efluente final não apresenta riscos ambientais ao corpo receptor, uma vez que este tem seus parâmetros de acordo com as resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017.

Para o bioensaio dos testes ecotoxicológicos foram medidos pH e a temperatura (°C) dos efluentes originais utilizados para a exposição das sementes.

Tabela 4- pH e temperatura dos efluentes

pH e Temperatura		
Amostras	pH	T (°C)
EB	7,47	22,1
EF	7,52	22,1
EM	7,85	22,6
EFI100	7,31	23,2
EFI50	7,07	23,2
EFI25	7,21	23,5
EFI12,5	7,55	23,6
EFI6,25	7,85	24

Efluente final (EFI) nas concentrações 100%, 50%, 25%, 12,5% e 6,25%
Fonte: Próprio autor (2021)

Constata-se que o pH varia de 7,47 a 7,85, em conformidade com as Resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017, que nas condições de lançamento de efluentes recomendam que o pH deve estar entre 5 e 9. A temperatura também se encontra de acordo com as referidas resoluções, inferior a 40 °C.

Outros parâmetros avaliados foram DQO e DBO para o efluente bruto (EB) e efluente final (EFI) objetivando uma comparação.

Tabela 5- DQO (mg/L) do efluente bruto

Parâmetro	Concentração do efluente bruto (mg/L)	Padrão de lançamento - CONAMA 430/2011 (mg/L)	Padrão de lançamento - COEMA 02/2017 (mg/L)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	983,31	-	-

Fonte: CAGECE (2020)

A DQO é um parâmetro eficaz para o monitoramento das águas residuárias, tendo em vista a sua utilidade em relação a DBO. Entretanto, as resoluções CONAMA 430/2011 e COEMA 02/2017 não fazem referência nos padrões de lançamento de efluentes sanitários.

Tabela 6 – DQO (mg/L) e DBO (mg/L) do efluente final tratado

Parâmetro	Concentração do efluente tratado (mg/L)	Padrão de lançamento - CONAMA 430/2011 (mg/L)	Padrão de lançamento - COEMA 02/2017 (mg/L)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	64,17	120	120
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO filtrada)	16,57	120	120
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	524,56	-	-
Demanda Química de Oxigênio (DQO Filtrada)	120,29	-	-
pH	8,2	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0

Fonte: CAGECE (2020)

A DBO do efluente tratado (64,17 mg/L) está de acordo com os padrões previstos na CONAMA 430/2011 e COEMA 02/2017 (120 mg/L), significando que este efluente tem uma baixa demanda bioquímica de oxigênio e que quando lançado no corpo receptor não oferece riscos ambientais.

Observa-se que houve redução de DQO entre o efluente bruto (983,31 mg/L) e o efluente tratado (524,56 mg/L), apresentando 46,65% de eficiência na remoção de DQO.

Quanto à biodegradabilidade do esgoto bruto, a relação DQO/DBO, de acordo com Von Sperling (1996), para esgotos domésticos brutos, varia em torno de 1,7 a 2,4. Conforme a Tabela 6, o esgoto analisado teve uma relação DQO/DBO de 1,8, ou seja, a relação foi baixa (próxima de 1,7), constatando que a fração biodegradável é maior que a inerte no efluente, corroborando para a utilização do tratamento biológico.

4.2 Testes Ecotoxicológicos

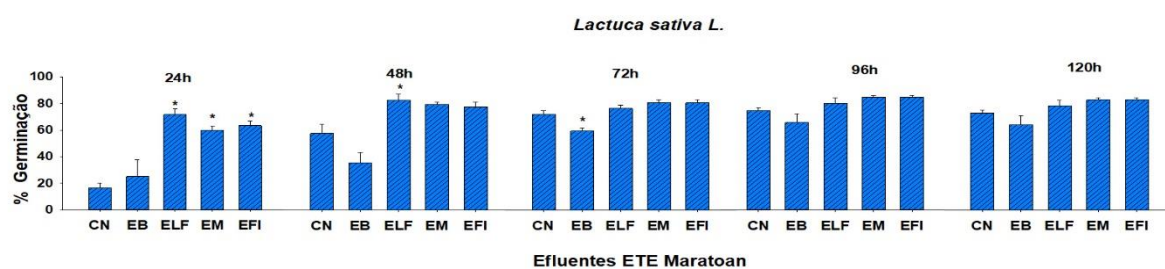
As sementes de *L.sativa* e *C.sativus* foram expostas a amostras de efluentes de diferentes etapas de tratamento e diluições por um período de 120h. Abaixo serão apresentados os resultados por semente e os parâmetros analisados.

4.2.1 Ensaio com sementes de *Lactuca sativa* L.

- **Germinação**

O Gráfico 1 apresenta os resultados dos efeitos da exposição a diferentes amostras das etapas de tratamento da ETE Maratoan na germinação das sementes de *L. sativa*.

Gráfico 1 – Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan na germinação de sementes de *L. sativa* durante 120h de exposição (MED±EP)



*indicam diferenças significativas quando comparadas ao controle ($p < 0,05$)

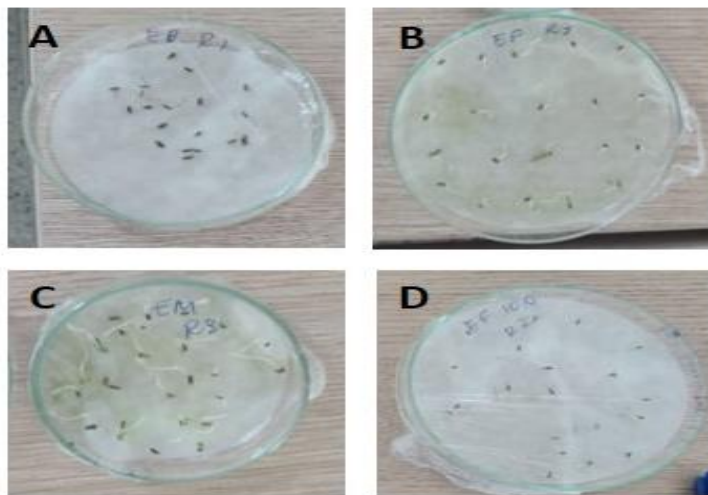
Fonte: Próprio autor (2021)

Nas primeiras 24 h de teste houve diferença significativa das sementes expostas aos efluentes ELF, EM e EFI com relação as do controle negativo ($p < 0,001$), destacando-se com maior média de germinação os efluentes de esgoto, superando as médias do CN (controle negativo). Esse fenômeno pode estar relacionado a presença de nutrientes nas amostras das lagoas, uma vez que estas apresentam baixa eficiência na remoção de nutrientes.

Godoy (2007) ressalta que nos sistemas de lagoas de estabilização de esgotos, a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, apresenta baixa eficiência, sendo necessário tratamentos complementares antes do lançamento em corpos receptores.

O ELF, após 48 h ainda apresenta o mesmo comportamento ($p < 0,05$) das 24 h anteriores, porém, após 72 h o gráfico se modifica, ocorrendo diferença significativa, apenas, entre as sementes do EB ($p < 0,05$) e do CN. Dessa vez a germinação é superior no CN, demonstrando efeito inibitório na germinação do efluente bruto.

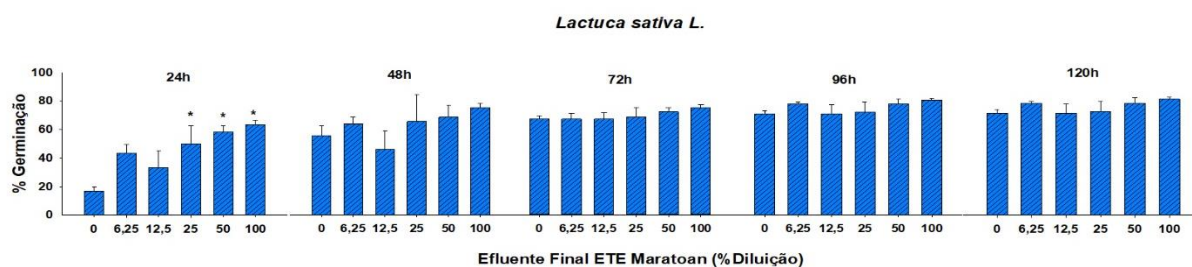
Figura 5 - Germinação e desenvolvimento das radículas de sementes de *L. sativa* expostas a amostras de efluentes: (A)-sementes expostas ao EB; (B)-sementes expostas a amostra do ELF; (C)-sementes expostas ao EM; (D)-sementes expostas ao EFI.



Fonte: Próprio autor (2020)

Esse efeito inibitório das amostras de EB foi bem evidente nas sementes expostas como é possível observar na Figura 5A. As sementes expostas ao esgoto bruto além de não germinarem, apresentavam aspecto de escurecimento, indicando um sintoma de intoxicação. Já as sementes expostas ao ELF e EM apresentaram um aumento no crescimento das plântulas, sendo possível observar o surgimento de folhas no efluente da lagoa de maturação (Figura 5C). No caso das sementes expostas ao EFI verificou-se características semelhantes às do EB, no entanto, não ficaram escurecidas. É possível que os efeitos adversos que acometem as sementes submetidas ao efluente final, seja consequência do cloro utilizado na etapa de desinfecção, que antecede ao lançamento. Esse efeito pode ser explicado, tendo em vista que o cloro é uma substância tóxica capaz de causar a formação de compostos organoclorados carcinogênicos, como os trialometanos e cloraminas (VON SPERLING, 1996).

Gráfico 2 - Efeitos da exposição a amostras das diluições do efluente final da ETE-Maratoan na germinação de sementes de *L. sativa* durante 120h de exposição (MED±EP)



* indicam diferenças significativas quando comparadas ao controle ($p < 0,05$)

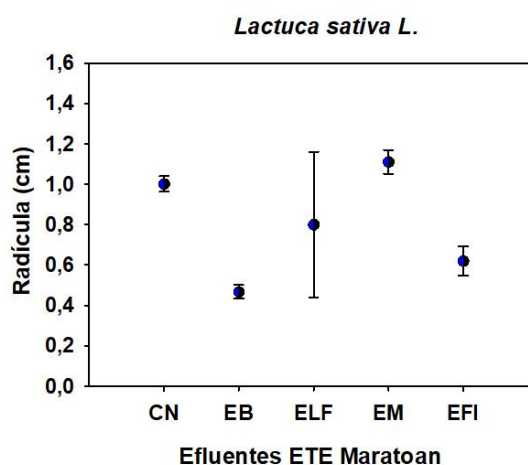
Fonte: Próprio autor (2021)

Após 24h de exposição, as sementes expostas às diluições de 25%, 50% e 100 %, apresentaram taxas de germinação significativamente maiores que as sementes do controle ($p < 0,05$). A partir das 48h, embora efeitos estatisticamente significativos não tenham sido identificados, é possível observar comportamento semelhante, ou seja, as sementes expostas apresentaram taxas de germinação maiores quando comparadas ao controle. Este aumento na taxa de germinação em sementes expostas ao efluente das lagoas ou ao efluente final (em todas as diluições) está, possivelmente, relacionado a maiores concentrações de nutrientes presentes no efluente, uma vez que nutrientes como nitrogênio e fósforo (normalmente em altas concentrações em efluentes de esgoto doméstico) são essenciais para o desenvolvimento inicial de plantas (CUBA *et al.*, 2015).

- **Radícula**

Para avaliar a eficiência do sistema na remoção de toxicidade e os potenciais efeitos tóxicos de efluentes domésticos, parâmetros mais sensíveis de toxicidade foram analisados. Após 120 h de teste, as radículas dos organismos expostos foram medidas com o auxílio de um paquímetro digital. O Gráfico 3 apresenta os resultados para sementes expostas às amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE Maratoan, e o Gráfico 4 apresenta os resultados das sementes expostas ao efluente final nas diluições 6,25, 12,5, 25, 50 e 100%.

Gráfico 3- Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de *L. sativa* após 120h de exposição (MED±EP)



Fonte: Próprio autor (2021)

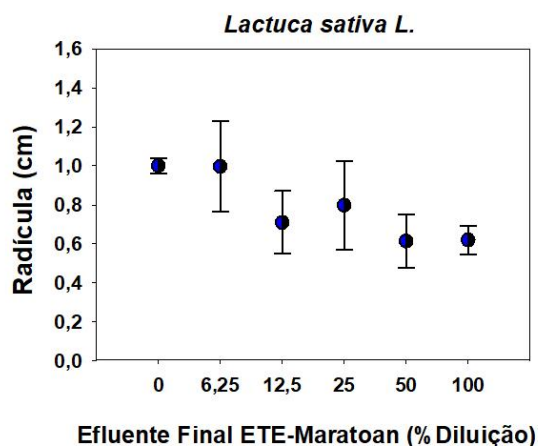
Tabela 7- Média do comprimento, Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do *L. sativa* para as amostras das diferentes etapas do tratamento da ETE-Maratoan

Amostra	Média do comprimento da radícula (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	1,00	0,06	0
EB	0,47	0,05	53,38
ELF	0,80	0,51	20,08
EM	1,11	0,08	-10,89
EFI	0,62	0,10	38,11

Fonte: Próprio autor (2021)

Nos organismos expostos as amostras das diferentes etapas de tratamento da ETE, o comprimento de radícula não apresentou diferença significativa quando comparado com o controle negativo ($p > 0,05$). Contudo, verifica-se que a exposição a amostra do EB causou uma porcentagem de inibição das radículas de 53,38% quando comparada ao controle (Tabela 7). Essa inibição também foi observada em organismos expostos as amostras do EFI (38,11%). Verificou-se nas placas expostas ao efluente bruto (EB) que algumas plântulas estavam com suas radículas escurecidas e necrosadas, sendo um possível indicativo de toxicidade (Figura 6A). Por outro lado, organismos expostos as amostras do ELF e EM, apresentaram um leve aumento do comprimento das radículas quando comparadas ao controle (Figuras 6B e 6C). Constatando-se que o EB e EFI têm níveis tóxicos com potencial de causar efeitos adversos nas sementes e que o EFL e EM atuaram como estimulantes no crescimento das radículas.

Gráfico 4- Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de *L. sativa* após 120h de exposição (MED±EP)



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 8- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do *L. sativa* para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan

Amostra	Média do comprimento da radícula (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	1,00	0,06	0
EFI6,25	1,00	0,33	0,47
EFI12,5	0,71	0,23	29,07
EFI25	0,80	0,32	20,25
EFI50	0,61	0,19	38,70
EFI100	0,62	0,10	38,11

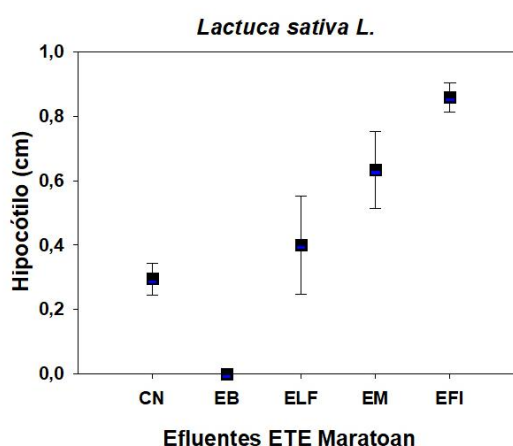
Fonte: Próprio autor (2021)

No Gráfico 4, a exposição a diferentes diluições da amostra de efluente final, também causou uma redução no comprimento das radículas, obedecendo um padrão de concentração x resposta, ou seja, à medida que a concentração do efluente aumenta, a redução no comprimento das radículas também aumenta, embora diferenças significativas entre os tratamentos e o controle negativo não tenham sido observadas ($p > 0,05$). Diferenças significativas não foram detectadas possivelmente devido à alta variabilidade dos dados. Isso pode estar relacionado ao elevado tempo de leitura das placas do experimento (54 placas; aproximadamente 810 sementes a serem medidas). De acordo com Sobrero e Ronco (2008), as sementes deveriam ser congeladas após as 120 horas de exposição, no entanto, esse procedimento não foi realizado neste trabalho, justificando, assim, a elevada variabilidade entre os tratamentos.

- **Hipocótilo**

Outro importante parâmetro de toxicidade avaliado no presente trabalho, foi o crescimento do hipocótilo. Os Gráficos 5 e 6 apresentam os efeitos de 120h de exposição no crescimento do hipocótilo de sementes expostas as amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE Maratoan e da exposição a amostra diluída (6,25 a 100%) do efluente final, respectivamente.

Gráfico 5- Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de *L. sativa* após 120h de exposição.



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 6 - Média do comprimento, Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do *L. sativa* para as amostras das diferentes etapas de tratamento dos efluentes da ETE-Maratoan

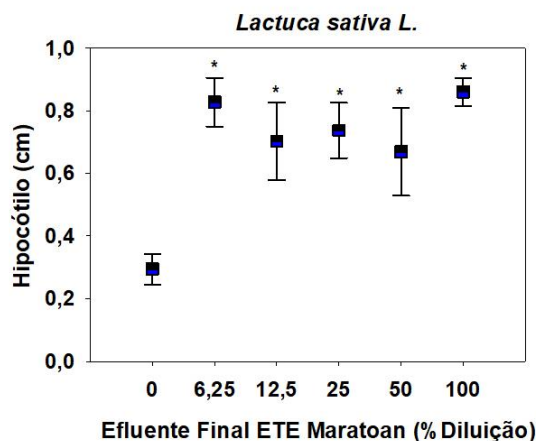
Amostra	Média do comprimento do hipocótilo (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	0,29	0,07	0
EB	0,00	0,00	100,00
EF	0,40	0,22	-35,90
EM	0,63	0,17	-115,18
EFI	0,86	0,06	-192,19

Fonte: Próprio autor (2021)

No caso dos efluentes sem diluição, observa-se no Gráfico 5, que as plântulas expostas ao Efluente bruto (EB) apresentaram inibição total do crescimento do hipocótilo, enquanto, que as expostas ao ELF, EM e EFI apresentaram comprimento superior quando comparadas ao controle negativo. Embora tenha ocorrido essa diferenciação entre os tratamentos e o controle negativo, não houve diferença significativa do ponto de vista estatístico

($p > 0,05$).

Gráfico 6 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de *L. sativa* após 120h de exposição (MED \pm EP)



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 9- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo da *L. sativa* para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan

Amostra	Média do comprimento do hipocótilo (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	0,29	0,07	0
EFI6,25	0,83	0,11	-181,09
EFI12,5	0,70	0,17	-138,73
EFI25	0,74	0,12	-150,40
EFI50	0,67	0,20	-127,07
EFI100	0,86	0,06	-192,19

Fonte: Próprio autor (2021)

Para as sementes expostas às diluições do efluente final, é possível observar um aumento significativo do hipocótilo em todas as diluições testadas quando comparado ao controle ($p < 0,05$). Essa indução do crescimento do hipocótilo também pode estar relacionada à presença de concentrações mais elevadas de nutrientes e outros compostos essenciais ao desenvolvimento de plantas no efluente final. Os resultados demonstram que, mesmo após a maior diluição (6,25%), o efluente final apresentou efeito significativo no crescimento do hipocótilo. Este parâmetro se demonstrou sensível para a avaliação ecotoxicológica de efluentes domésticos.

O Quadro 3 apresenta a análise da germinação e crescimento das sementes da *L. sativa* através da obtenção dos Índices: IG%; IGN% e IER:

Quadro 1- Germinação das sementes de *Lactuca sativa* L.: Germinação Relativa da Semente (GRS), Crescimento Relativo da Radícula (CRR), Índice de Germinação (IG), Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado (IGN), Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER) da *L. sativa*

Amostra	Nº de sementes expostas	Média do Nº de sementes germinadas	Porcentagem média de germinação (%)	GRS%	CRR%	IG%	IGN%	IER%
CN	20	17,00	85,00	-	-	-	-	-
EB	20	15,00	75,00	88,24	46,62	41,14	-0,12	-0,53
ELF	20	18,33	91,67	107,84	79,92	86,19	0,08	-0,20
EM	20	19,33	96,67	113,73	95,57	108,69	0,14	-0,04
EFI100	20	19,33	96,67	113,73	61,88	70,37	0,14	-0,39
EFI50	20	18,67	93,33	109,80	61,31	67,32	0,10	-0,20
EFI25	20	17,33	86,67	101,96	79,75	81,32	0,02	-0,29
EFI12,5	20	17,00	85,00	100,00	70,93	70,93	0,00	0,00
EFI6,25	20	18,67	93,33	109,80	99,53	109,29	0,10	-1,00

Fonte: Próprio autor (2020)

Nesta análise, os valores do IG variaram de 41,14% a 109,29%, verificando menor IG para o efluente bruto, e maior, para o efluente final na diluição 6,25%. O IGN classificou o efluente bruto com um nível baixo de toxicidade ($0 < \text{IGN} < -0,25$), e as demais amostras com efeito hormese ($\text{IGN} \geq 0$), ou seja, o efluente provocou um estímulo na germinação do organismo teste.

O efeito hormese está associado a substâncias tóxicas ou estressoras, e ocorre quando estas em altas concentrações causam toxicidade, porém, em baixas concentrações ocasionam efeitos estimulantes e benéficos aos organismos, apresentando reações positivas (SILVA *et. al.*, 2020).

Esse fenômeno pode estar diretamente relacionado às concentrações de nitrato (1,81 mg/L) e nitrito ($< 0,03$ mg/L) presentes no efluente tratado na ETE-Maratoan (Quadro 1). Os referidos compostos, em pequenas quantidades, têm a capacidade de estimular a germinação e crescimento de plântulas, como a alface (BOYDEN E RABABAH, 1996; CUBA *et al.*, 2015).

Os valores de IER permitiram classificar o efluente bruto com um nível alto de toxicidade; os efluentes da lagoa facultativa e maturação com nível baixo; EFI 100% com nível moderado; EFI 50% com nível baixo; EFI 25% com nível moderado; EFI12,5% efeito hormese; e EFI6,25% com nível muito alto de toxicidade. Verifica-se maior toxicidade no IER do que no IGN, isso se justifica pelo fato de o IER ser mais sensível. O aumento de toxicidade no EFI 100% pode estar relacionado ao uso de cloro na etapa de desinfecção. À medida que o EFI foi diluído (50%, 25%, 12,5%) ocorreu redução do efeito tóxico, todavia, no EFI 6,25% verifica-se um efeito altamente tóxico, podendo ser justificado pela provável remoção de nutrientes na

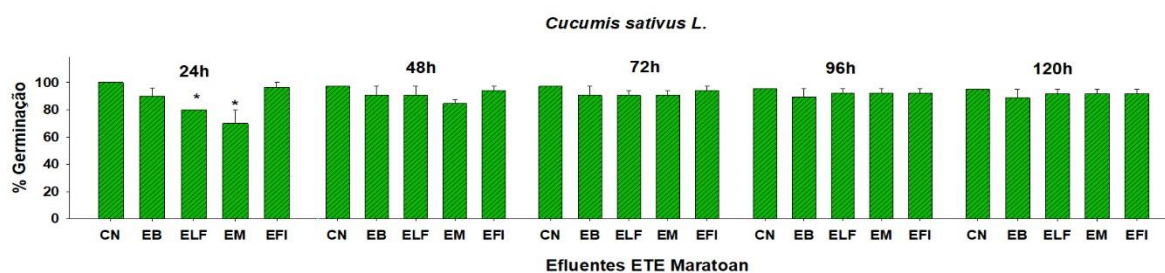
série de diluição ou alteração química da água destilada utilizada como solvente no teste (BARSZCZ *et al.*, 2019).

4.2.2 Ensaio com sementes de *Cucumis sativus L.*

- **Germinação**

O processo de contagem das sementes germinadas foi realizado a cada 24 horas, até completarem-se os cinco dias de teste. Nos gráficos 7 e 8 estão apresentados os efeitos da exposição a diferentes amostras das etapas de tratamento da ETE-Maratoan e os efeitos da exposição a amostras das diluições do efluente final da ETE-Maratoan na germinação de sementes de *C. sativus*, respectivamente.

Gráfico 7- Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan na germinação de sementes de *C. sativus* durante 120h de exposição (MED±EP)

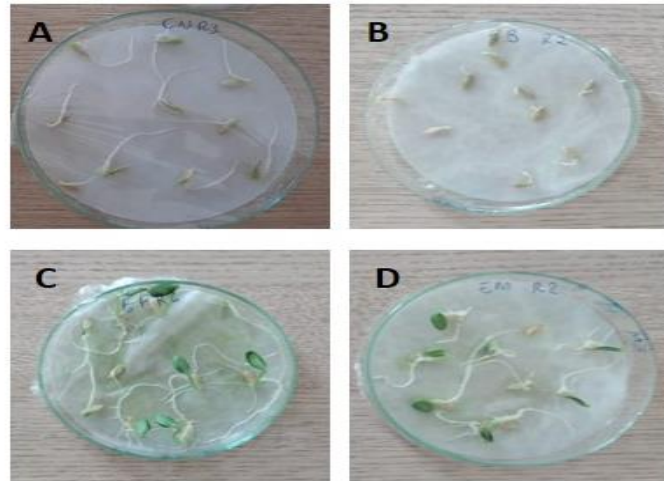


* indicam diferenças significativas quando comparadas ao controle ($p < 0,05$)

Fonte: Próprio autor (2021)

No teste com os efluentes das diferentes etapas do tratamento da ETE-Maratoan, o parâmetro germinação apresentou diferença significativa quando comparado com o controle negativo, apenas para EFL e EM após 24h ($p < 0,001$), verificando maior média de germinação no controle negativo. O efeito adverso constatado pelo parâmetro da germinação das sementes expostas ao ELF e EM, possivelmente estar relacionado à sensibilidade elevada da espécie de *C. sativus* nos testes de fitotoxicidade, superando até mesmo a *L. sativa* (PEDUTO, JESUS, KOHATSU, 2019).

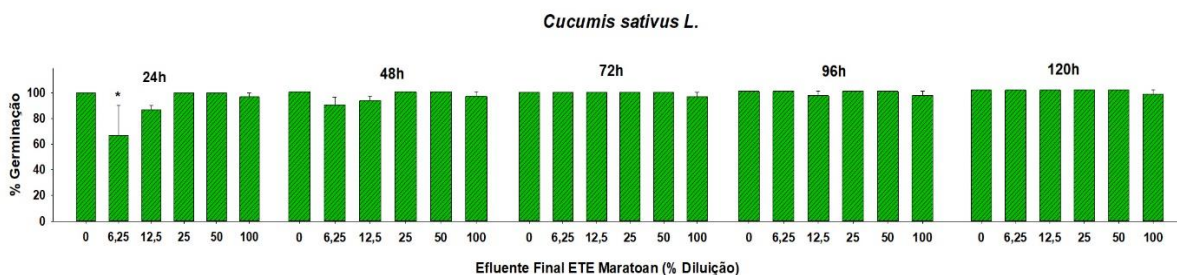
Figura 6 - Germinação e desenvolvimento das radículas de sementes de *C. sativus* expostas a amostras: (A)-sementes expostas ao controle negativo (água destilada); (B)-sementes expostas a amostra do EB; (C)- sementes expostas ao ELF; (D)-sementes expostas ao EM.



Fonte: Próprio autor (2021)

Na figura 6, a exposição aos efluentes das diferentes etapas de tratamento, induziu um desenvolvimento na estrutura das plântulas, com exceção das sementes expostas a amostras do esgoto bruto (EB) que parece inibir o processo de germinação e crescimento de radícula (Figura 6B). Nas sementes expostas ao controle negativo observa-se um desenvolvimento sadio, isso está relacionado ao fato de o controle negativo não ser favorável à fitotoxicidade. Já para os efluentes ELF e EM, identifica-se um desenvolvimento maior de raízes e surgimento de folhagens nas plântulas. Esse comportamento é observado durante todo o período de exposição para essas amostras. Em relação às sementes expostas a amostras do efluente final em diferentes diluições, também foi possível observar um aumento na taxa de germinação quando comparadas ao controle, como pode ser visto no Gráfico 8.

Gráfico 8 - Efeitos da exposição a amostras das diluições do efluente final da ETE-Maratoan na germinação de sementes de *C. sativus* durante 120h de exposição (MED±EP).



* indicam diferenças significativas quando comparadas ao controle ($p < 0,05$)

Fonte: Próprio autor (2021)

Os resultados do Gráfico 8 demonstraram que ocorreu diferença significativa apenas entre a diluição de 6,25 % e o controle negativo, após 24h.

Comparando os Gráficos 7 e 8, após 120 horas de teste, observa-se que as taxas de germinação, em sua maioria, atingiram 100%.

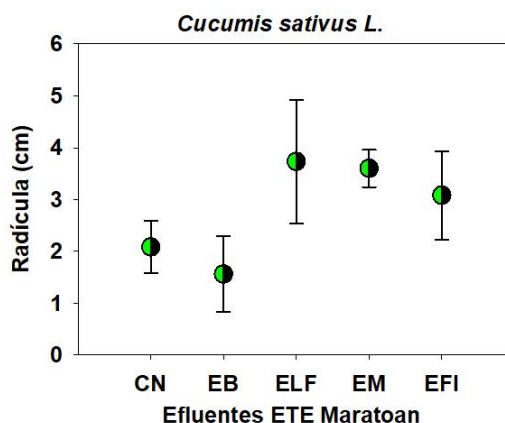
Essa germinação elevada pode ter acontecido devido a algumas substâncias presentes no efluente, como o zinco e nitrato, que são micronutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas, entretanto podem ser tóxicos quando presentes em altas concentrações (CHARLES *et al.*, 2002)

Outro fator que pode ser considerado é a insensibilidade do parâmetro. De acordo com Kapustka (1997), a germinação é relativamente insensível para algumas substâncias.

- **Radícula**

A fim de consolidar os resultados das análises ecotoxicológicas com dados mais aprofundados sobre o efeito tóxico dos efluentes estudados foi avaliado o crescimento radicular da espécie *C. sativus*. Os Gráficos 9 e 10 apresentam a média e o erro padrão do comprimento da radícula, após 120 horas de exposição. O Gráfico 9 apresenta os resultados para sementes expostas às amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE Maratoan, e o Gráfico 10 apresenta os resultados das sementes expostas ao efluente final nas diluições 6,25, 12,5, 25, 50 e 100%.

Gráfico 9 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de *C.sativus* após 120h de exposição



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 10 - Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do *C. sativus* para as amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE-Maratoan

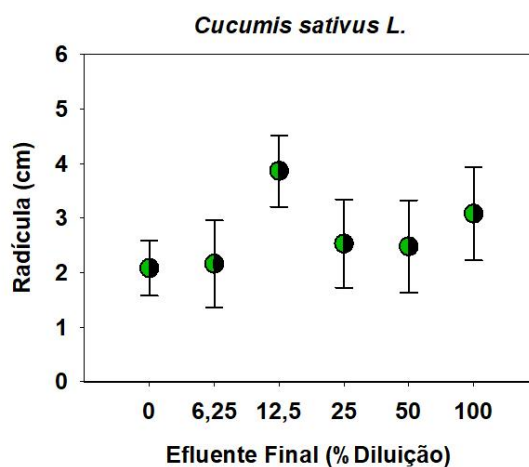
Amostra	Média do comprimento da radícula (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	2,08	0,72	0
EB	1,56	1,03	24,96
ELF	3,73	1,68	-79,20
EM	3,60	0,51	-72,80
EFI	3,08	1,21	-48,00

Fonte: Próprio autor (2021)

No teste verifica-se que as plântulas do EB apresentaram menor média de comprimento radicular, por outro lado, as sementes expostas aos ELF, EM e EFI, apresentaram as maiores médias de comprimento de radículas, superiores as do CN (Gráfico 9). Todavia, na avaliação estatística dos referidos efluentes, não foi identificado diferença significativa em comparação com o controle negativo ($p > 0,05$).

Essa diferença de médias entre as amostras corrobora para a hipótese de que, o aumento do crescimento das radículas pode estar ligado ao potencial eutrofizante das lagoas facultativa e de maturação, expandindo-se para o EFI (BARSZCZ *et al.*, 2019).

Gráfico 10 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das radículas de *C. sativus* após 120h de exposição (MED±EP).



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 11 - Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição da radícula do *C. sativus* para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan

Amostra	Média do comprimento da radícula (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	2,08	0,72	0
EFI6,25	2,16	1,13	-3,84
EFI12,5	3,87	0,93	-85,60
EFI25	2,53	1,14	-21,60
EFI50	2,48	1,20	-19,20
EFI100	3,08	1,21	-48,00

Fonte: Próprio autor (2021)

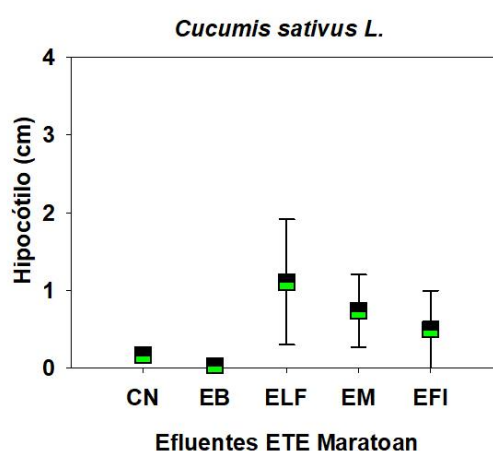
Nas diferentes diluições do efluente final, não foi observado alteração estatística significativa nos tamanhos das radículas entre os tratamentos e o controle negativo. Em todas as amostras, destaca-se uma porcentagem de inibição negativa, significando que os comprimentos de radículas das amostras diluídas foram superiores aos comprimentos do controle negativo.

O Gráfico 10 apresenta que, para o *C. sativus*, nestas condições de testes, o comprimento de radícula em todas as diluições foi maior que o comprimento nas sementes expostas ao controle negativo, sobressaindo dentre todas a diluição de 12,5 %, com maior comprimento de radícula. Aparentemente, verificam-se médias de comprimento parecidas, indicando, provavelmente, que embora o corpo hídrico tenha um alto poder depurativo, este não conseguirá remover o efeito tóxico ou benéfico presente no efluente.

- **Hipocótilo**

No bioensaio com *C. sativus* também foi realizada a medição do tamanho do hipocótilo como uma forma de identificar toxicidade. Os Gráficos abaixo apresentam a média e o erro padrão do comprimento do hipocótilo do *C. sativus*, em centímetros, após 120 horas de exposição. Neste parâmetro foram avaliados o crescimento do hipocótilo de sementes expostas às amostras das diferentes etapas de tratamento de efluentes da ETE Maratoan (Gráfico 11) e da exposição à amostra diluída (6,25 a 100%) do efluente final (Gráfico 12), respectivamente.

Gráfico 11 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes etapas de tratamento ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de *C. sativus* após 120h de exposição (MED±EP).



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 12- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo do *C. sativus* para as amostras das diferentes etapas de tratamento ETE-Maratoan.

Amostra	Média do comprimento do hipocótilo (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	0,17	0,13	0
EB	0,03	0,05	80,39
ELF	1,11	0,66	-552,94
EM	0,74	0,81	-335,29
EFI	0,50	0,71	-194,12

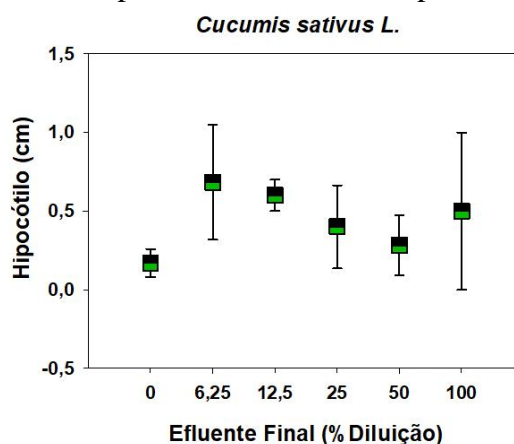
Fonte: Próprio autor (2021)

Observa-se que as plântulas expostas ao efluente bruto (EB) tiveram seu comprimento de hipocótilo quase que totalmente inibido, enquanto que as que foram expostas ao ELF, EM e EFI apresentaram crescimento superior aos demais tratamentos, inclusive o controle negativo, embora diferenças significativas não tenham sido encontradas ($p > 0,05$). O

aumento do desenvolvimento do hipocótilo das sementes expostas às amostras ELF, EM e EFI pode estar relacionado ao excesso de nutrientes dessas lagoas.

Segundo a CETESB (2009), os processos de tratamento de esgotos empregados com lagoas de estabilização não contemplam eficiência na remoção de nutrientes, isto significa que os efluentes finais lançados nos corpos hídricos, ainda que tratados, podem apresentar altas concentrações de nutrientes.

Gráfico 12 - Efeitos da exposição a amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan no comprimento das hipocótilo de *C. sativus* após 120h de exposição (MED±EP)



Fonte: Próprio autor (2021)

Tabela 13- Média do comprimento; Desvio Padrão e Porcentagem de Inibição do hipocótilo do *C. sativus* para as amostras das diferentes diluições do efluente final da ETE-Maratoan.

Amostra	Média do comprimento do hipocótilo (cm)	Desvio padrão	Porcentagem de Inibição (%)
CN	0,17	0,13	0
EFI6,25	0,68	0,52	-301,96
EFI12,5	0,60	0,14	-252,94
EFI25	0,40	0,37	-135,29
EFI50	0,28	0,27	-66,67
EFI100	0,50	0,71	-194,12

Fonte: Próprio autor (2021)

No Gráfico 12, é possível observar um evidente aumento do comprimento do hipocótilo quando comparado ao controle em todas as concentrações. No entanto, esse comprimento diminui nas diluições a partir de 25%, porém, sempre superando o controle. Diferenças significativas não foram observadas entre os tratamentos e o controle negativo.

É provável que, nestas condições de diluição, o efluente tratado ao ser lançado no corpo receptor não causará consequências deletérias aos organismos aquáticos, dado que o efluente provocou efeitos estimulantes no crescimento de hipocótilo.

O Quadro 4 apresenta a análise da germinação e comprimento das radículas do *C. sativus* através da obtenção dos Índices: IG%; IGN% e IER:

Quadro 2 – Germinação das sementes de *Cucumis sativus* L.: Porcentagem, Germinação Relativa da Semente (GRS), Crescimento Relativo da Radícula (CRR), Índice de Germinação (IG), Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado (IGN), Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER).

Amostra	Nº de sementes expostas	Média do Nº de sementes germinadas	Porcentagem média de germinação (%)	GRS%	CRR%	IG%	IGN%	IER%
CN	10,00	10,00	100,00	-	-	-	-	-
EB	10,00	9,33	93,33	93,33	75,04	70,04	-0,07	-0,25
ELF	10,00	9,67	96,67	96,67	179,20	173,23	-0,03	0,79
EM	10,00	9,67	96,67	96,67	172,80	167,04	-0,03	0,73
EFI100	10,00	10,00	100,00	100,00	148,00	148,00	0,00	0,48
EFI50	10,00	10,00	100,00	100,00	119,20	119,20	0,00	0,19
EFI25	10,00	10,00	100,00	100,00	121,60	121,60	0,00	0,22
EFI12,5	10,00	10,00	100,00	100,00	185,60	185,60	0,00	0,86
EFI6,25	10,00	10,00	100,00	100,00	103,84	103,84	0,00	0,04

Fonte: Próprio autor (2021)

Na análise da germinação do *C. sativus*, os valores do IG variaram de 70,04 % a 185,60 %, verificando menor IG para o efluente bruto, e maior, para o efluente final 12,5%. O IGN classificou o efluente bruto, efluente da lagoa facultativa e maturação com um nível baixo ($0 < \text{IGN} < -0,25$) de toxicidade, e as demais amostras com efeito hormese ($\text{IGN} \geq 0$). Já o IER classificou o efluente bruto com nível de toxicidade baixa ($0 < \text{IER} < -0,25$), e as demais amostras com efeito hormese ($\text{IER} \geq 0$).

Verifica-se com os índices apresentados que houve diminuição da toxicidade à medida que o efluente foi tratado. Isso mostra que o sistema da ETE-Maratoan possui eficiência na redução de toxicidade a partir da análise com a espécie do *Cucumis sativus* L.

Em pesquisa, Neto (2009), avaliando outros organismos-teste, destaca a redução de toxicidade no tratamento de efluentes sanitários com lagoas de estabilização. Justificando, assim, a diminuição do efeito tóxico verificada pela semente de pepino.

5 CONCLUSÕES

As análises físico-químicas realizadas no efluente doméstico da ETE-Maratoan permitiram constatar que o sistema operacional empregado, atende aos padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 430/2011 e COEMA nº 02/2017.

De modo geral, os testes de toxicidade, tanto com sementes de *Lactuca sativa L.*, como *Cucumis sativus L.*, nas condições em que foram realizados, demonstraram que os efluentes apresentam baixa toxicidade aguda. Os testes com *Lactuca sativa L.* demonstraram uma potencial capacidade do sistema de tratamento em reduzir o efeito tóxico durante as etapas do tratamento da estação. Ao analisar parâmetros mais sensíveis, como crescimento da radícula e hipocótilo, observou-se que a exposição aos efluentes da lagoa facultativa e lagoa de maturação parecem favorecer o crescimento desses parâmetros, provavelmente associados ao excesso de nutrientes nestas lagoas.

Nos testes de toxicidade conduzidos com o efluente final em diferentes porcentagens de diluição, observou-se que, no geral, as diluições 25, 50, 100% provocam toxicidade maior nos parâmetros mais sensíveis. Já nas diluições de 6,25% e 12,5 % observou-se uma indução no crescimento de radícula, significando que, se o corpo hídrico estiver com um bom poder de diluição, provavelmente, os organismos aquáticos não sofram consequências deletérias em virtude do lançamento do efluente. Conforme referido anteriormente, essa indução pode estar associada à presença de nutrientes.

Os testes com sementes de *C. sativus* demonstraram comportamento semelhante aos testes com sementes de *L. sativa*. Foi possível verificar também, um acentuado crescimento no comprimento de radícula e hipocótilo em sementes expostas aos efluentes da lagoa facultativa e lagoa de maturação, bem como uma redução de toxicidade do efluente no processo de tratamento. Após as diluições sucessivas do efluente final, destaca-se a indução no crescimento de hipocótilo.

O parâmetro mais sensível para ambas as espécies foi o comprimento de radícula. Em contrapartida, está o parâmetro de germinação, que variou entre 80 a 100% em todos os tratamentos; por meio desse parâmetro, após concluir o teste (120 h), não foi observado efeito tóxico dos efluentes. Estudos empregando organismos modelo de diferentes níveis tróficos, bem como testes de toxicidade crônicos, podem apresentar maior sensibilidade e permitir identificar efeitos não observados com as espécies testadas no presente estudo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. R. G. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf. Acesso em: 15 jun. 2020.
- ARCHELA, E. *et al.* Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**. Londrina, v. 12, n. 1, p. 517-525, 2003.
- AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng sanit ambient**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 295-304, 2006.
- BAGATINI, M. D. *et al.* Biomonitoring hospital effluents by the Allium cepa L. test. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**. v. 82, n. 5, p. 590, 2009.
- BARBOSA R. M. *et al.* Eficiência do pepino como modelo em bioensaios de fitotoxicidade. *In: I CONICBIO / II CONABIO / VI SIMCBIO*. Recife. **Resumos** [...]. Recife, v. 2, 2013.
- BARSZCZ, L. B. *et al.* Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. **Eng Sanit Ambient**, Santo André, v. 24, n. 6, p. 1147-1156, 2019
- BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A. Aplicação dos ensaios ecotoxicológicos e legislação pertinente. *In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Ed.) Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Carlos: Rima, cap. 15, p. 347- 382, 2006.
- BILA, Daniele M.; DEZOTTI, Márcia. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007.
- BITTENCOURT, S. *et al.* Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Eng sanit ambient**. Curitiba, v. 21, n.1, p. 43-53, 2016.
- BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente. **Lei nº 6.938, 31 de agosto de 1981**. Brasília-DF, 1981. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm. Acesso em: 31 ago. 2020.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília: CONAMA, 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 24 ago. 2020.

BRITO N. N. *et al.* Ensaios toxicológicos com sementes para avaliação de tratamento do chorume por filtração lenta e fotocatalise. **HOLOS Environment**. v. 10 n. 2, p. 139-152, 2010.

BOYDEN, B. H.; RABABAH, A. A. Recycling nutrients from municipal wastewater. **Desalination**, v. 106, n. 1-3, p. 241-246, 1996.

CALDASSO, F. A. **Avaliação da fitotoxicidade de lodo de estação de tratamento de efluentes de indústria de pescado utilizando olerícolas como bioindicadores**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

CARGNELUTTI, D. **Efeito do mercúrio no estresse oxidativo, na atividade da delta-ala-d e no crescimento de plântulas de pepino (*Cucumis sativus L.*)**. 2007. Dissertação (Mestrado em Bioquímica toxicológica) – Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CAVALCANTI, C. M. P. **Monitoramento comparativo da concentração de contaminantes emergentes nos principais mananciais utilizados no Distrito Federal**. 2017. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 2, de 02 de fevereiro de 2017**. Ceará: COEMA, 2017. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>. Acesso em: 31 ago. 2020

CETESB. Variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo – 2009**.

CHARLES, J. *et al.* Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Saskatoon, v. 74, p. 2057-2064, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Escola Superior da CETESB. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao/wp-content/uploads/sites/33/2018/11/Apostila-Fundamentos-do-Controle-de-Polui%C3%A7%C3%A3o-das-%C3%81guas-T3.pdf>. Acesso em: 24 ago. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das Águas Doces no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2010.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**. Ribeirão Preto, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, out./2007 – jan./2008.

CRATEÚS (Município) **Plano Municipal de Saneamento Básico de Crateús – CE**. Crateús: Prefeitura municipal de Crateús, 2014. p. 342.

CUBA, R. S. *et al.* Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. **Rev. Ambient. Água**. Taubaté, v.10, n. 3, p.574-586, 2015.

DA SILVA, F. J. A.; SOUZA, R.O.; ARAÚJO, A.L.C. Revisiting the influence of loading on organic material removal in primary facultative ponds. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 63-69, 2010.

FISKESJÖ, G. The Allium test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**. Lund, v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985.

FONSECA, P. W. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativa e de maturação**. 2005. Tese (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

GAGNÉ, F.; BLAISE, C.; ANDRÉ, C. Occurrence of pharmaceutical products in a municipal effluent and toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.]. v. 64, n. 3, p. 329–336, 2006. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15923035/>. Acesso em: 26 ago. 2020.

GARCEZ, L. N. **Manual de Procedimentos e Técnicas Laboratoriais Voltados para análises de águas, esgoto sanitário e industrial**. São Paulo: Escola Politécnica de Universidade de São Paulo, 2004.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GODOY, M.C. **Efeitos do glyphosate sobre o crescimento e absorção de fósforo pela soja**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP - Campus de Botucatu, Botucatu – São Paulo, 2007.

GROSSELI, G. M. **Contaminantes emergentes em estações de tratamento de esgoto aeróbia e anaeróbia**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologias, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

GUEVARA, M. D. F. *et al.* Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. **Revista DAE**. Pelotas, v. 67, n. 216, p. 45-49, 2019.

HAMADA, N. **Ensaio de toxicidade empregados na avaliação de efeitos no sistema de tratamento de esgotos e efluentes, ETE de Suzano, e seu entorno, utilizando organismos aquáticos**. 2008. Tese (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Aplicações) – Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2008.

JORDÃO, E. P; PESSOA. C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

LELES, D. **Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa***. 2017. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

LENIHAN, H.S. *et al.* Patterns of survival and behavior in antarctic benthic invertebrates exposed to contaminated sediments field and laboratory bioassays. **Journal of Experimental**

Marine Biology and Ecology, [S. l.]. v.192, p. 233-255, 1995.

MARA, D. D; PEARSON, H. W. **Artificial freshwater environment**: waste stabilization ponds. **Biotechnology**, Schoenborn, v. 8, p. 177-206, 1986.

MARIANI, C. F. Ecotoxicologia. **Portal de Ecologia Aquática**. São Paulo, 2006. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=143&Itemid=419. Acesso em: 17 março 2021.

METCALFE, C.D. *et al.* Distribution of acidic and neutral drugs in surface waters near sewage treatment plants in the lower Great Lakes, **Environmental Toxicology and Chemistry**, Canadá, v. 22, n. 12, p. 2881-2889, 2003.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, p. 1094-1110, 2017.

NAIR P. M. G., CHUNG I. M. Assessment of silver nanoparticle-induced physiological and molecular changes in *Arabidopsis thaliana*. **Environ. Sci. Pollut. Res.** **21**, [S. l.]. p. 8858–8869, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3210-3>. Acesso em: 24 Ago. 2020.

NAVARRO E. *et al.* Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi. **Springer**. [S. l.]. v. 17, p. 372–386, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10646-008-0214-0>. Acesso em: 24 Ago. 2020.

NASCIMENTO, T. S. R; BOIJINK, C. L.; PÁDUA, D. M. C. Efeito do pH da água no equilíbrio iônico de alevinos de *Piaractus mesopotamicus*. In: I CONGRESSO BRASILEIRO DE PRODUÇÃO DE PEIXES NATIVOS DE ÁGUA DOCE. I ENCONTRO DE PISCICULTORES DO MATO GROSSO DO SUL, 2007, Dourado-MS, **Anais [...]** EMBRAPA, 2007.

NETO, V. P. **Avaliação da qualidade da água de represas destinadas ao abastecimento do rebanho na Embrapa pecuária sudeste**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

NETO, A. C. N. **Avaliação de toxicidade aguda e crônica em águas do rio Jundiá e em afluentes e efluentes da ETE Novo Horizonte, Jundiá, São Paulo**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, 2009.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. Terrestrial Plant Test, 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. [S. l.], 2003

OLIVEIRA, E. C. A. **Avaliação da Remoção de matéria Orgânica na Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra/RN**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

PALMIERI, M. J. *et al.* Cytogenotoxic effects of Spent Pot Liner (SPL) and its main components on human leukocytes and meristematic cells of *Allium cepa*. **Water, Air, Soil**

Pollut. Amsterdam, v. 227, n. 5, p. 1-10, 2016.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água.** Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

PEARSON, H. W. Aspectos biológicos e microbiológicos da água e dos sistemas secundários de tratamento de esgotos. *In:* PEARSON, H. W. **Apostila da Disciplina Tópicos Especiais para Tratamento de Esgotos I.** Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2003.

PEDUTO, T. A. G.; JESUS, T. A.; KOHATSU, M. Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação.** Uberaba, v. 4 n. 2 p. 200-212, 2019.

PEREIRA, L. B. *et al.* Effect of aluminum on δ -aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) and the development of cucumber (*Cucumis sativus*). **Environmental and Experimental Botany.** Santa Maria, v. 57, p. 106-115, 2005.

PÉREZ, G. Y. *et al.* Aplicación de un bioensayo ecotoxicológico em la evaluación de una mezcla compleja ambiental. **Higiene y Sanidad Ambiental.** Santiago de Cuba, v. 12, n. 1, p. 839-845, 2012.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **Metodologia do trabalho científico: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico.** 2. ed. Novo Hamburgo: Feevale, 2013.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade da águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

RANK, J.; NIELSEN, M. H. Allium cepa anaphase–telophase root tip chromosome aberration assay on N-methyl-N-nitrosourea, maleic hydrazide, sodium azide, and ethyl methanesulfonate. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis.** Amsterdam, v. 390, n. 1, p. 121-127, 1997.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment.** 2. ed. Washington: Taylor & Francis, 1995.

ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la experiencia en México.** México: Instituto Nacional de Ecología, 2008. Disponível em: <http://centro.paot.org.mx/index.php/porinstituciones/federales/23-semarnat/1667-ensayos-toxicologicos-para-la-evaluacion-de-sustancias-quimicas-en-agua-y-suelo-la-experiencia-en-mexico>. Acesso em: abril de 2020.

SANDALIO, L. M. *et al.* Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. **Journal of Experimental Botany,** Oxford, v. 52, n. 364, p. 2115-2126, 2001.

SANDERMANN, H. J. R. Higher plant metabolism of xenobiotics: the 'green liver' concept. **Pharmacogenetics and Genomics.** Philadelphia, v. 4, n. 5, p. 225-241, 1994.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1994.

SOARES, A. F. S.; LEÃO, M. M. D., Contaminação dos mananciais por micropoluentes e a precária remoção desses contaminantes nos tratamentos convencionais de água para potabilização. **Revista Jurídica De Jure**. v. 14, n. 24, p. 36-85, 2015. Disponível em: <http://dejure.mpmg.mp.br/index.php/dejure/article/view/70>. Acesso em: 16 jun. 2020.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa L.* In: ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. (Eds). **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la experiencia en México**. México: Instituto Nacional de Ecología, 2008. Disponível em: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/573/cap4.pdf>. Acesso em: abril de 2020.

SILVA, T. R. *et al.* Efeito de subdoses de sulfentrazone em plantas aquáticas e ecotoxicologia para bioindicadores. **Ciência e Cultura**. Barretos, v. 16, p. 2 – 10, 2020. Disponível em: http://www.unifeb.edu.br/uploads/final_rcc162020.pdf. Acesso em: março de 2021.

SILVEIRA, G. L. **Modelos vegetais aplicados a estudos de toxicologia ambiental: uma abordagem comparativa entre *Allium cepa L.* e *Lactuca sativa L.*** 2016. Tese (Mestrado em Botânica Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019.

SOUSA, M. U. Análise físico-química e microbiológica do esgoto de uma universidade pública com proposta de tratamento biológico para o reuso na própria instituição. In: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM CIÊNCIAS, 1., 2016, Paraíba. **Anais [...]** Universidade Estadual da Paraíba, Paraíba, 2016.

STEINKELLNER, H *et al.* Genotoxic Effects of Heavy Metals: Comparative Investigation With Plant Bioassays. **Environmental and Molecular Mutagenesis**. [S. l.]. v. 31, n. 2, p. 183-191, 1998.

VALERIO, M. E.; GARCIA, J. F.; PEINADO, F. M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa L.*). **Science of the Total Environment**. Amsterdam, v. 378, p. 63–66, 2007.

VARON, M.P.; MARA, D.D. Waste stabilization ponds. **IRC International Water and Sanitation Centre**. [S. l.]. p. 37, 2004. Disponível em: https://www.pseau.org/outils/ouvrages/irc_university_of_leeds_waste_stabilization_ponds_2004.pdf. Acesso em: 05 de Fevereiro de 2021.

VETTORELLO, G. *et al.* Micropoluentes em água – o novo desafio emergente, **Caderno Pedagógico**, Lajeado, v. 14, n.1, p. 72-83, 2017.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**.

2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2006. 3 v.

KAPUSTKA, L. A., Selection of phytotoxicity tests for use in ecological risk assessments. In WANG, W., GORSUCH, J.W., HUGHES, J.S. **Plants for environmental studies**. 536p. 1997.

KLAASSEN, C. D.; WATKINS III, J. B. Fundamentos em toxicologia de Casarett e Doull. *In*: DI GIULIO, R. T.; NEWMAN, M. C. **Ecotoxicologia**. 2. ed. São Paulo: Dieimi Deitos, 2012.

WALKER, C. H. *et al.* **Principles of ecotoxicology**. 3. ed. New York: CRC Press, 2006.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. 2. ed. São Paulo: Rima, 2008.