



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**SEMENTES DE HORTALIÇAS APLICADAS NA FITOTOXICIDADE DE LIXIVIADO
BRUTO E TRATADO POR FOTO-FENTON SOLAR**

TALLYSON TAVARES CUNHA DE SOUZA

João Pessoa – Paraíba

Julho – 2019

TALLYSON TAVARES CUNHA DE SOUZA

**SEMENTES DE HORTALIÇAS APLICADAS NA FITOTOXICIDADE DE
LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR FOTO-FENTON SOLAR**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Coordenação do Curso de
Engenharia Ambiental da Universidade
Federal da Paraíba, como pré-requisito
para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Ambiental.

**Orientadora: Prof. Dr^a. Elisângela
Maria Rodrigues Rocha**

João Pessoa – Paraíba

Julho – 2019

**Catalogação na publicação
Seção de Catalogação e Classificação**

S729s Souza, Tallyson Tavares Cunha de.
SEMENTES DE HORTALIÇAS APLICADAS NA FITOTOXICIDADE DE
LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR FOTO-FENTON SOLAR /
Tallyson Tavares Cunha de Souza. - João Pessoa, 2019.
69 f. : il.

Orientação: Elisângela Maria Rodrigues Rocha.
Monografia (Graduação) - UFPB/CT.

1. POAs; Lixiviado; Toxicidade; *Lactuca sativa*. I. Rocha,
Elisângela Maria Rodrigues. II. Título.

UFPB/BC

FOLHA DE APROVAÇÃO

Tallyson Tavares Cunha de Souza

SEMENTES DE HORTALIÇAS APLICADAS NA FITOTOXICIDADE DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR FOTO-FENTON SOLAR

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado em 24/07/2019 perante a seguinte Comissão Julgadora:

Elisangela Maria Rodrigues Rocha

nome do professor orientador

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do CT/UFPB

APROVADO

(Aprovado/Reprovado)

Gilson Barbosa Athayde Junior

nome do professor membro 1

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do CT/UFPB

APROVADO

(Aprovado/Reprovado)

Samara Teixeira Pereira

nome do membro 2

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do CT/UFPB

APROVADO

(Aprovado/Reprovado)

Elisangela M. R. Rocha

Profa. Elisangela Maria Rodrigues Rocha

Coordenadora do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

Elisangela M. R. Rocha

Coordenadora de Eng. Ambiental

CT/UFPB - Mat. 1821373

*Dedico aos meus pais, Lucineide Tavares e
Lucinaldo Cunha, e aos meus avós, Maria José e
José Alves.*

AGRADECIMENTOS

Deus vence obstáculos! Não teria como começar de outra forma... porque tudo isso só foi possível pela misericórdia dEle.

Sou muito grato aos meus pais, Lucineide e Lucinaldo, e aos meus avós, Maria José e José Alves, por possibilitarem a melhor formação possível, apoio, carinho e por sempre acreditarem em mim, até mesmo quando eu me abalava.

Destaco com muito carinho a participação dos meus amigos nessa trajetória, que levo da graduação para a vida: Deborah, Dani, Lucas e Thalita. Agradeço a Djair, em especial, por ser o melhor amigo que alguém poderia ter. Com vocês eu aprendi muito sobre o que é a vida e como ela pode ser incrível. Obrigado!

Não poderia deixar de mencionar a importância do grupo de pesquisa de tratamento de efluentes recalcitrantes. Em especial, agradeço a Elda, a Samara e a Giulia pelas dicas e pelo apoio nos experimentos.

Gostaria de agradecer a Prof.^a Carmem Lúcia e aos técnicos do LABSAN, Romildo, Dorivaldo e Elson, por toda a ajuda.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à minha orientadora Prof.^a Elisângela por todos os ensinamentos e confiança.

RESUMO

Uma das maiores problemáticas do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é o tratamento do lixiviado, já que suas características lhe conferem um elevado potencial tóxico e poluidor. A toxicidade é um parâmetro de considerável importância quando se trata do lançamento de efluentes, já que os organismos tendem a reagir de maneira diferente na presença dos diversos compostos que formam esses efluentes. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a fitotoxicidade do lixiviado bruto e pós-tratado por foto-Fenton e fotólise solar, do Aterro Sanitário Municipal de João Pessoa-PB, além de verificar a eficiência do tratamento na redução dos seguintes parâmetros ambientais: Cor, DQO e Aromaticidade. As espécies foram escolhidas em função da sensibilidade e do seu potencial de germinação, sendo elas: *Lactuca sativa* (alface) e *Brassica oleracea L. var. capitata* (repolho). A análise da fitotoxicidade se deu através da taxa de germinação e inibição do crescimento relativo das plântulas e o CE_{50} (concentração que causa efeito letal em 50% da população testada). Com relação à redução da toxicidade do lixiviado após o tratamento por foto-Fenton solar, foi possível verificar que os testes indicaram uma redução média de 74% de toxicidade, enquanto na amostra acidificada-fotólise-alcalinizada, verificou-se uma redução na fitotoxicidade de apenas 12%. Além disso, também se constatou considerável melhora da Cor, DQO e Aromaticidade após os processos de foto-Fenton. Porém, houve uma piora nos parâmetros Cor e DQO com relação a amostra acidificada-fotólise-alcalinizada.

Palavras-chave: Processos Oxidativos Avançados; Lixiviado; Toxicidade; *Lactuca sativa*.

ABSTRACT

One of the biggest problems in the management of municipal solid waste in landfills is the treatment of leachate, since its characteristics give it a high toxic and polluting potential. Toxicity is a parameter of considerable importance when it comes to the discharge of effluents, since organisms tend to react differently in the presence of the various compounds that form these effluents. Thus, the objective of this work is to evaluate the phytotoxicity of the crude and post-treated leachate by photo-Fenton and solar photolysis of the Municipal Landfill of João Pessoa-PB, as well as to verify the efficiency of the treatment in reducing the following environmental parameters: Color, COD and Aromaticity. The species were chosen according to the sensitivity and their germination potential, being: *Lactuca sativa* (lettuce) and *Brassica oleracea* L. var. *capitata* (cabbage). Phytotoxicity analysis was done by germination and relative growth inhibition rates of the seedlings and EC50 (concentration that causes lethal effect in 50% of the population tested). In relation to the reduction of leachate toxicity after solar photo-Fenton treatment, it was possible to verify that the tests indicated an average reduction of 74% of toxicity, whereas in the acidified-photolysis-alkalized sample, a reduction in the phytotoxicity of only 12%. In addition, a significant improvement of Color, COD and Aromaticity was also observed after the photo-Fenton processes. However, there was a worsening in the parameters Cor and COD with respect to the photolysis of the acidified / alkalized sample.

Keywords: Advanced Oxidative Processes; Leached; Toxicity; *Lactuca sativa*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Coleta de RSU segundo as regiões brasileiras e a sua destinação final em aterros sanitários..... Figura 2 - Esquema de plântula de <i>Lactuca sativa</i> Figura 3 - Fluxograma da metodologia utilizada..... Figura 4 - Coleta do lixiviado no ASMJP em um dos tanques de decantação..... Figura 5 - Experimentos de fotólise e foto-Fenton solar do lixiviado bruto do ASMJP..... Figura 6 - Placa de Petri após as 120 horas de teste..... Figura 7 - Medição do crescimento da plântula..... Figura 8 - DQO e cor das amostras de lixiviado bruto e foto-tratadas..... Figura 9 - Espectros do lixiviado do aterro SMJP para as amostras foto-tratadas por fotólise solar (FAA) e (FS)..... Figura 10 - Espectros do lixiviado do aterro SMJP para as amostras de LB, FF e FAA..... Figura 11 - Espectros do lixiviado do aterro SMJP para as amostras FF e FF*..... Figura 12 - Amostras utilizadas nos testes de fitotoxicidade (antes da centrifugação (A) e depois da centrifugação (B))..... Figura 13 - Representação da germinação das plântulas a partir das amostras LB (B) e FF (C)..... Figura 14 - Representação do crescimento das plântulas em diferentes concentrações para a amostra de efluente tratado por foto-Fenton solar..... Figura 15 - ICRP para as sementes da espécie <i>Lactuca sativa</i> (alface), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB..... Figura 16 - ICRP para as sementes da espécie <i>Brassica oleracea L. var. capitata</i> (repolho), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB..... 	20 26 31 32 35 37 37 41 43 44 44 45 47 49 49 50
---	--

Figura 17 - ICRP para as espécies de *Lactuca sativa* (alface) e *Brassica oleracea L.* var. *capitata* (repolho), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação de alguns trabalhos de Toxicidade com diferentes organismos testes para lixiviado de aterros sanitários.	24
Tabela 2 - Classificação dos POAs.....	28
Tabela 3 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados na pesquisa.	33
Tabela 4 - Condições de ensaio de fitotoxicidade com as sementes para o lixiviado. .	38
Tabela 5 - Caracterização do lixiviado bruto, tratado por foto-Fenton solar e por fotólise solar (bruto e acidificado/neutralizado).....	40
Tabela 6 - Coeficiente de variação para as amostras de foto-Fenton (FF) – em destaque os CV's com maiores variações.	45
Tabela 7 - Coeficiente de variação para as amostras LB e AA em destaque os CV's com maiores variações.....	45
Tabela 8 - Percentual médio de germinação das sementes a partir de diferentes diluições do efluente FF.	46
Tabela 9 - Percentual médio de germinação das sementes a partir de diferentes diluições dos efluentes FAA e LB.....	47
Tabela 10 - Inibição média do crescimento das plântulas (ICRP) a partir de diferentes diluições do efluente FF.	48
Tabela 11 – Inibição média do crescimento das plântulas (ICRP) a partir de diferentes diluições dos efluentes AA e LB.	48
Tabela 12 - Equações da reta obtidas através do %ICRP das hortaliças, correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.....	51
Tabela 13 - Concentração Efetiva Mediana - CE ₅₀ , das hortaliças, correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.	52
Tabela 14 - Teste de hipótese de Wilcoxon para as amostras do lixiviado bruto (LB).	53
Tabela 15 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra LB e demais parâmetros calculados.....	63

Tabela 16 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra FF e demais parâmetros calculados.....	64
Tabela 17 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra FAA e demais parâmetros calculados.....	65
Tabela 18 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra LB e demais parâmetros calculados.....	66
Tabela 19 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra FAA e demais parâmetros calculados.....	67
Tabela 20 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra FF e demais parâmetros calculados.....	68
Tabela 21 - Teste de normalidade de Shapiro-Wilk para as amostras controle, LB, FAA e FF com as sementes de alface e repolho.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira De Normas Técnicas
ABS	Absorbância
ANOVA	Análise De Variância
APHA	American Public Health Association
ASMJP	Aterro Sanitário Metropolitano De João Pessoa
CE50	Concentração Efetiva Mediana
CONAMA	Conselho Nacional Do Meio Ambiente
CV	Coeficiente De Variação
DBO5	Demanda Bioquímica De Oxigênio (5 Dias)
DQO	Demanda Química De Oxigênio
FAA	Amostra Tratada Por Acidificação-Fotólise-Alcalinização
FF	Amostra Tratada Por Foto-Fenton Solar
FF*	Amostra Tratada Por Foto-Fenton Solar Sem Decomposição Térmica Do Peróxido De Hidrogênio
FS	Amostra Tratada Por Fotólise Solar Em Ph Natural
H202/UV	Processo De Oxidação Com Peróxido E Radiação Ultravioleta
HO•	Radical Hidroxila
LABSAN	Laboratório De Saneamento
LB	Lixiviado Bruto
NBR	Norma Brasileira
PH	Potencial Hidrogênico
POA	Processo Oxidativo Avançado
UFPB	Universidade Federal Da Paraíba
USEPA	United States Environmental Protection Agency

UV Ultravioleta Visível

UV-C Radiação Ultravioleta C

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
1.1. Objetivos.....	18
1.1.1. Objetivo Geral.....	18
1.1.2. Objetivos Específicos.....	18
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
2.1. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	19
2.2. Lixiviado de aterros sanitários	20
2.2.1. Impactos ambientais.....	22
2.3. Toxicidade de lixiviados	23
2.3.1. Fitotoxicidade	25
3. METODOLOGIA	31
3.1. Descrição geral da metodologia.....	31
3.2. Coleta do lixiviado.....	32
3.3. Caracterização do lixiviado.....	32
3.4. Tratamento por fotólise e foto-Fenton solar	33
3.4.1. Procedimento experimental	34
3.5. Ensaios de fitotoxicidade	35
3.5.1. Procedimento experimental	37
3.6. Análises estatísticas	39
4. RESULTADOS	40
4.1. Caracterização do lixiviado.....	40
4.2. Aromaticidade.....	42
4.3. Fitotoxicidade	45
4.3.1. Parâmetros-resposta	46

5. CONCLUSÃO	55
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
APÊNDICE A – Comprimento das Plântulas	63
APÊNDICE B – Teste de Normalidade	69

1. INTRODUÇÃO

A problemática do gerenciamento dos resíduos sólidos vem sendo agravada ao longo dos anos devido principalmente ao crescimento da população mundial e a mudança nos hábitos de consumo, motivada pela globalização, os ideais capitalistas do ocidente e o avanço tecnológico da indústria de bens de consumo.

Segundo dados da Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2017), no Brasil são produzidos em média 214.868 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) por dia. Sendo coletados 91,16% desses resíduos, os quais tem como destino, lixões (17,4%), aterros controlados (24,2%) e aterros sanitários (58,4%).

Embora os aterros sanitários sejam medidas de destinação adequada para os resíduos sólidos urbanos, eles ainda apresentam problemas e desafios, pois durante o processo de decomposição dos resíduos são gerados subprodutos líquidos e gasosos. Estes subprodutos devem ter um tratamento e destinação final adequados, tendo em vista a legislação ambiental e a necessidade da conservação da qualidade do meio ambiente.

Um dos subprodutos da decomposição em aterros é o lixiviado, que é um líquido de cor escura e cheiro forte, composição extremamente variada e cuja suas características físicas e químicas o tornam um poluidor em potencial (GOMES, 2017; PELINSON, 2013). A forma mais comum de tratamento dos lixiviados no Brasil são os processos biológicos, em particular, as lagoas de estabilização (MARTINS *et al.*, 2010; ROCHA, 2010). Entretanto, a presença de compostos orgânicos de difícil degradação acaba comprometendo a eficácia desse tratamento, gerando um efluente que não atende aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais (COUNTRERA, 2008; PELINSON, 2013).

Além disso, o lixiviado também é constituído por uma série de compostos tóxicos, onde os metais pesados, cloretos, pH e o nitrogênio amoniacal são os fatores de maior relevância ambiental, pois quando em excesso no solo ou água, podem ser a causa de vários problemas, como: mortandade da fauna e flora presentes na água, fitotoxicidade no solo e inibição no metabolismo de microrganismos (FERREIRA *et. al.*, 2007; GOMES, 2017; SILVA, 2009).

Nesse contexto, um método simples de verificar a influência da toxicidade em efluentes se dá através da realização de ensaios de fitotoxicidade, onde o comportamento de sementes vegetais e plântulas são utilizadas como bioindicadores (SOBRERO e RONCO, 2004;

WANG e KETURI, 1990 *apud* GOMES, 2017). Por consequência, diversos autores têm empregado ensaios fitotóxicos para investigar possíveis cargas tóxicas em lixiviados, indicando assim, o seu potencial poluidor com relação ao solo e aos corpos hídricos quando lançado em natura (GOMES, 2017; MOR *et al.*, 2006).

Sendo assim, se faz necessário à utilização de técnicas de pós-tratamento para o lixiviado tendo em vista a necessidade de redução de compostos tóxicos e/ou recalcitrantes presentes no mesmo. Um dos processos que vem mostrando excelentes resultados são os tratamentos por Processos Oxidativos Avançados (POAs), onde ocorre a mineralização desses poluentes em substâncias facilmente biodegradáveis, como dióxido de carbono e água (PELINSON, 2013; ROCHA, 2010).

Diante disso, o presente trabalho buscou avaliar a eficiência do Processo Oxidativo Avançado foto-Fenton solar na melhora dos parâmetros ambientais, utilizando duas espécies de hortaliças como indicadores ambientais de fitotoxicidade.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

Avaliar a fitotoxicidade do lixiviado bruto e pós-tratado por foto-Fenton e fotólise solar do Aterro Sanitário Municipal de João Pessoa-PB.

1.1.2. Objetivos Específicos

- Investigar a influência da etapa de acidificação do lixiviado de fotólise solar (pH 3), na redução da Cor e DQO;
- Avaliar a redução da aromaticidade e recalcitrância do lixiviado através da varredura espectral;
- Calcular a melhor redução de toxicidade do lixiviado usando as sementes de repolho e alface após os processos de tratamento a partir da análise estatística dos dados.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Segundo Pichtel (2005), resíduo sólido pode ser definido como um material com baixos valores econômicos, que tornam o seu descarte economicamente mais viável que o uso. De outra forma, a Norma Brasileira (NBR) 10.004 que dispõe sobre a classificação dos resíduos sólidos, os caracteriza como: “[...] resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficando também incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água [...]” (ABNT, 2004).

Diariamente são coletadas no Brasil uma média de 214.868 toneladas de resíduos sólidos urbanos. Entretanto, a geração desses resíduos tem apresentado redução ao longo dos anos. Entre 2015 e 2016, por exemplo, mesmo com população brasileira tendo um crescimento de 0,8%, a geração per capita de RSU registrou queda quase 3% nesse período. Tal fato é constatado em todas as regiões do Brasil (ABRELPE, 2017).

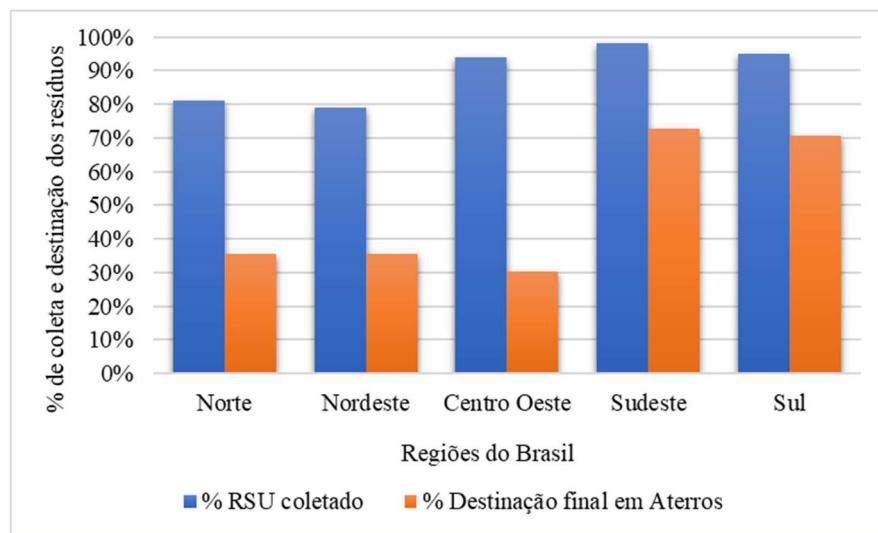
A temática dos resíduos sólidos é debatida em diversas políticas públicas brasileiras, sendo as principais, a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Ressalta-se através dessas políticas a importância do planejamento municipal relacionando-o ao manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos, monitoramento e a fiscalização, identificando e indicando medidas saneadoras para os passivos ambientais originados anteriormente às políticas (NASCIMENTO, *et al.*, 2015; OLIVEIRA, *et al.*, 2015).

Segundo a PNRS os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) formam uma subcategoria dentro da classe dos resíduos sólidos, sendo subdivididos entre domiciliares e de limpeza urbana, onde os domiciliares são oriundos de atividades domésticas e os de limpeza urbana são originários da varrição, limpeza pública, vias e outros serviços (BRASIL, 2015).

Segundo dados da ABRELPE (2017), o Brasil ainda apresenta discrepâncias quando comparados à geração, coleta e destinação final dos resíduos nas diferentes regiões brasileiras (Figura 1). As regiões Sul e Sudeste apresentam um maior percentual na coleta (95% e 98%, respectivamente) e destinação adequada dos resíduos em aterros sanitários (70% e 72%, respectivamente), em contrapartida as regiões Norte e Nordeste têm os menores índices percentuais de coleta (81% e 79%, respectivamente) e baixos índices de destinação adequada

(35% para ambos) o que pode ser explicado pelas diferenças sociais e econômicas entre essas regiões (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Figura 1 – Percentual de coleta de RSU segundo as regiões brasileiras e a sua destinação final em aterros sanitários.



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2017).

Dessa maneira, a geração de resíduos pode ser considerada um indicador dos hábitos de consumo, sendo o seu manejo influenciado pelo padrão de vida, fatores culturais, renda familiar e até mesmo economia de determinada sociedade (OJEDA-BENÍTEZ *et al.*, 2008; SUTHAR e SINGH, 2015 *apud* NASCIMENTO, *et al.*, 2015).

Além disso, a PNRS estipulou um prazo para o fechamento de lixões nos municípios sob pena de multa, pela Lei 9.605/1998 de crimes ambientais. Entretanto, não se obteve êxito no encerramento de todos locais de disposição inadequada (lixões e aterros controlados) até 2014 conforme previsto pela lei.

2.2. Lixiviado de aterros sanitários

Os resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários passam por transformações complexas, através de reações físicas, químicas e biológicas e da influência de agentes ambientais, como a água da chuva, microrganismos e agentes físicos, como a compactação do solo e tipo de resíduo disposto no aterro (CASTILHOS *et al.*, 2003; GOMES, 2017).

Dessa maneira, a relação desses processos conduz à geração de um dos principais poluentes ambientais de um aterro: o lixiviado (BATISTA, 2016; LUCENA *et al.*, 2015;

ROCHA, 2010). Sua composição físico-química é extremamente variável, dependendo de diversos fatores como: idade do aterro, características pluviométricas, tipo de resíduos dispostos e condições do próprio aterro (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002; BRITO *et al.*, 2007). Sendo assim, é extremamente difícil caracterizar o lixiviado de maneira geral dos aterros sanitários urbanos devido a sua alta condição de variabilidade (SOARES, 2006; TEIXEIRA e JARDIM, 2004).

Conceitualmente, o termo lixiviado de aterro sanitário diz respeito ao processo de lixiviação, que é a passagem de uma substância da fase sólida para a fase líquida, levando em consideração o processo de percolação (passagem da água pelo meio) que ocorre nos aterros, sendo esse diferente do chorume, que se refere exclusivamente aos líquidos provenientes da própria degradação dos resíduos (GOMES, 2017; LIBÂNO, 2002; SOUTO, 2009).

Segundo Souto (2009) os lixiviados de aterros sanitários podem ser classificados como jovens, intermediários e antigos em função da sua fase de degradação. A fase inicial de decomposição de um aterro é caracterizada pela predominância de ácidos graxos voláteis, gerando um efluente com baixos valores de pH e que necessita apenas de tratamento biológico, devido a sua carga orgânica elevada (relação DBO_5/DQO é superior a 0,5) e facilmente biodegradável com baixa concentração de amônia, (CASTILHOS Jr *et al.*, 2003, SOUTO, 2009; PEREIRA 2018).

A fase metanogênica ocorre em aterros com idade entre 5-10 anos, onde os ácidos que foram produzidos na etapa anterior se convertem em metano e gás carbônico. À medida que os ácidos voláteis vão sendo consumidos o pH dos lixiviados tende a subir (6,5-7,5). A carga orgânica do lixiviado diminui (relação DBO_5/DQO entre 0,6 e 0,3), e ele passa a apresentar (mesmo que em níveis baixos) compostos recalcitrantes nas concentrações do lixiviado (PRIMO; RIVERO; ORTIZ, 2008; SOUTO, 2009; PEREIRA, 2018).

Por fim, os lixiviados intermediários ou antigos se caracterizam pela baixa atividade biológica de degradação, tendo em vista que a maior parte da matéria orgânica já foi degradada e as concentrações de nutrientes sendo baixas limitam o crescimento da microbiota. Apresentam características mais recalcitrantes, com altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, sendo esses responsáveis pela coloração escura do lixiviado, pH alcalino (superior a 7,5), baixos valores de biodegradabilidade (DBO_5/DQO inferior a 0,3). Necessitando assim, de outras tecnologias além dos processos biológicos para realizar seu tratamento (BATISTA, 2016; CASTILHOS Jr *et al.*, 2003, ROCHA, 2010; SOUTO, 2009).

Segundo Pereira (2018) e Santos (2010) o Brasil ainda está na fase inicial quando se diz respeito à legislação específica para o lançamento de lixiviado em corpos hídricos. Sendo condicionado por resoluções estaduais e federais. Um exemplo disso é Resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, onde os lixiviados de aterros sanitários são mencionados apenas quando o seu tratamento está relacionado ao tratamento de esgoto, e cabendo ao órgão ambiental competente indicar os parâmetros que deverão ser atendidos e monitorados (CONAMA, 2011).

A Resolução CONAMA 430-2011 ainda trata das especificações para o lançamento de efluentes de acordo com a ecotoxicidade, indicando que cabe ao órgão ambiental competente em cada estado o estabelecimento de critérios para a realização dos ensaios ecotoxicológicos e o grau de toxicidade permitido para cada uma das Classes de corpos de água receptores. Além disso, a resolução ainda ressalta a necessidade da realização dos testes em organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes para maior confiabilidade dos resultados (CONAMA, 2011).

2.2.1. Impactos ambientais

As elevadas cargas tóxicas e recalcitrantes do lixiviado são um dos principais fatores de contaminação ambiental, sendo a sua gestão adequada uma das principais problemáticas em aterros sanitários no Brasil e no mundo. A liberação direta de lixiviado no solo ou na água pode causar danos irreversíveis ao meio ambiente. Dessa forma, é imprescindível o estudo de tecnologias que visem um tratamento que supra as demandas físico-químicas do lixiviado, adequando-o segundo os parâmetros de qualidade da água determinados pela legislação ambiental (BATISTA, 2016; SANTOS, 2010).

Santos (2010) afirma que a carga orgânica do lixiviado, quando depositada em águas superficiais, acarreta a redução de oxigênio dissolvido, levando a alterações drásticas na vida dos seres aeróbios do ecossistema. Elevados níveis de nitrogênio amoniacal total (NAT) e fósforo podem acelerar o processo de eutrofização de corpos d'água lênticos (lagos e represas). Já as substâncias químicas presentes nos lixiviados, quando em excesso, podem ser tóxicas ou bioacumulativas (GOMES *et al.*, 2006).

Com relação à saúde humana, embora não se tenha evidências substanciais quando se fala em problemas acarretados pelos lixiviados, uma pesquisa feita por Santos Filho *et al.*, (2003) constatou altos níveis de compostos organoclorados no sangue de indivíduos residentes perto de um aterro a céu aberto. Além disso, a possível presença de microrganismos patogênicos nos lixiviados indica a possibilidade de transmissão de doenças seja pela água ou pelo solo (BATISTA, 2016; SANTOS, 2010).

2.3. Toxicidade de lixiviados

A toxicidade é uma propriedade potencial que agentes tóxicos possuem, e a sua interação com organismos pode causar em maior ou menor grau, efeitos adversos (ABNT, 2004; CONAMA, 2011).

A identificação dos compostos causadores da toxicidade do lixiviado de forma isolada é uma atividade extremamente difícil, devido principalmente, à baixa quantidade de substâncias químicas que podem ser encontrados em análises de rotina, a complexidade dessas análises e à heterogeneidade do lixiviado que dependem de fatores diversos para sua constituição (LINS, 2005; PELINSON, 2013).

A toxicidade pode ser classificada como crônica ou aguda. A toxicidade crônica corresponde à resposta a partir de um estímulo prolongado ou contínuo (à longo prazo), podendo abranger parte ou todo ciclo de vida do organismo. Já a aguda representa uma resposta rápida dos organismos, manifestando-se em geral, num intervalo de 0 a 96 horas (GOMES, 2017; SILVA, 2002).

Silva (2002), afirma que um dos indicadores utilizados para avaliar a resposta dos organismos à toxicidade aguda é a letalidade, que pode ser expressa pelo parâmetro CE_{50} , correspondendo à concentração que causa efeito letal a 50% da população testada.

Com relação ao lixiviado, o seu potencial tóxico está diretamente relacionado ao tipo de resíduos que é disposto nas células dos aterros. Os metais pesados, amônia, sulfetos, ácidos voláteis e outras substâncias químicas (fármacos, produtos de limpeza e outros) são os principais compostos responsáveis pela toxidez no lixiviado (BATISTA, 2016; GOMES, 2017; SILVA, 2012).

Embora os metais sejam extremamente importantes para o desenvolvimento e fisiologia dos organismos vivos (seres humanos: cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn),

ferro (Fe); animais: cobalto (Co), Cu, Fe, Mn e Zn); plantas: (Mo), Cu, Fe, Mn e Zn), o que define o seu potencial tóxico é a possibilidade de excederem a faixa de indispensabilidade para o funcionamento desses organismos, trazendo riscos à saúde humana e ao meio ambiente quando tais faixas de necessidade são ultrapassadas (GARCEZ, 2009; GOMES, 2017).

Outros metais que independente da sua concentração se destacam pelo elevado potencial tóxico aos organismos são: arsênio (As), chumbo (Pb), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e cádmio (Cd), esses metais bioacumulam nas cadeias tróficas ficando longos períodos disponíveis no meio ambiente (GARCEZ, 2009; MORAVIA *et al.*, 2011, SOUTO, 2009). Portanto, se evidencia a necessidade do descarte e acondicionamento correto dos resíduos.

Os ensaios de toxicidade são utilizados para avaliar o potencial tóxico de amostras contaminadas/poluídas. Dessa maneira, os ensaios biológicos de toxicidade visam avaliar os efeitos físicos e químicos sentidos pelos organismos utilizados a partir das diferentes metodologias (SOBRERO e RONCO, 2004).

Sendo assim, diversos organismos são utilizados para a realização de testes de toxicidade (microrganismos, plantas, algas, invertebrados e peixes), sendo essas espécies escolhidas em função dos diferentes tipos de testes de toxicidade, respeitando os critérios de toxicidade aguda e crônica. A Tabela 1 apresenta alguns estudos científicos que trazem variados organismos utilizados em testes de toxicidade (BATISTA, 2016; BRENTANO, 2006; CARNIATO *et al.*, 2007; REIS, 2014; SILVA, 2002; SILVA *et al.*, 2015).

Tabela 1 - Relação de alguns trabalhos de Toxicidade com diferentes organismos testes para lixiviado de aterros sanitários.

Efluente	Organismo	Tratamento	Descrição/Autor
Lixiviado bruto e tratado	Sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Processos Oxidativos Avançados	Eficiência do processo fenton solar em um fotorreator piloto no pós-tratamento do lixiviado do aterro sanitário metropolitano de João pessoa (BATISTA, 2016).
Lixiviado bruto	Sementes de tomate (<i>Lycopersicon lycopersicum</i>) e repolho (<i>Brassica oleracea</i>)	Amostra Bruta	Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB (SILVA <i>et al.</i> , 20015)
Chorume bruto e tratado	Microcrustaceo (<i>Daphnia similis</i>)	Tratamento biológico e	Avaliação da toxicidade de percolado de resíduos sólidos pós tratamento biológico e photocatalítico (CARNIATO <i>et al.</i> , 2007)
	Sementes de rúcula (<i>Eruca sativa</i>)	Processos oxidativos avançados	

Chorume bruto e tratado	Microcrustaceo (<i>Artemia Salina</i>)	Ozonização	Tratamento do Percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado (SILVA, 2002).
	Microcrustaceo (<i>Daphnia similis</i>)		
Lixiviado bruto	Bactéria luminescente (<i>A. Aliivibrio fischeri</i>)	Processos Oxidativos Avançados	Avaliação da eficiência dos Processos Avançados na remoção da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário (REIS, 2014).
Chorume bruto e tratado	<i>Daphnia Magna</i>	Cloração	Desenvolvimento e aplicação de Toxicidade Crônica com <i>Daphnia Magna</i> : Avaliação DE Efluentes tratados de um aterro Sanitário (BRENTANO, 2006).

Fonte: Autor (2019).

2.3.1. Fitotoxicidade

De acordo com Chang *et al.* (1992) e Silva (2016), a fitotoxicidade pode ser definida como uma intoxicação de espécies vegetais por elementos contidos no meio de crescimento, ocorrendo quando estas se acumulam nos tecidos das plantas.

Dessa maneira, os bioensaios de toxicidade com sementes de plantas apresentam um resultado rápido, viável e seguro, onde é possível avaliar os efeitos tóxicos das substâncias contidos em efluentes, assim como no lixiviado de aterros sanitários (WANG e KETURI, 1990 *apud* GOMES, 2017). Sendo eles, provas estáticas de toxicidade aguda (com 120 horas de exposição) onde é possível avaliar os efeitos fitotóxicos ainda no processo de germinação das sementes e durante o crescimento das plântulas nos primeiros dias do seu desenvolvimento (SOBREIRO e RONCO, 2004).

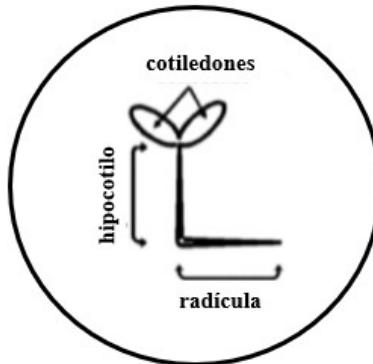
Este tipo de ensaio biológico tem sido recomendado e utilizado por diversos órgãos ambientais (BATISTA, 2016). Entretanto, não existe um sistema de padronização metodológica nacional para os testes ecotoxicológicos utilizando plantas. Por outro lado, algumas técnicas que empregam a espécie *Lactuca sativa* (alface) foram padronizadas por órgãos ambientais internacionais, como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1998 *apud* KLAUCK *et al.*, 2015). No Brasil, autores vêm utilizando como base metodológica os estudos realizados por Sobrero e Ronco (2004).

Brito-Pelegrine *et al.* (2006) e Sobrero e Ronco (2004) afirmam que a utilização de sementes para os testes de toxicidade é oportuna, tendo em vista que a sua realização não exige um ambiente extremamente controlado e nem técnicas ou equipamentos sofisticados.

Dessa forma, algumas sementes de diferentes plantas, principalmente hortaliças, vêm sendo utilizadas nos bioensaios de fitotoxicidade, como: *Lactuca sativa* (alface) (BATISTA, 2016; BRITO *et al.*, 2010; INAZAKI *et al.*, 2001; SOBRERO e RONCO, 2004), *Eruca sativa* (rúcula) (INAZAKI *et. al.*, 2001), *Abelmoschus esculentus* (quiabo) (REBESSI *et. al.*, 2011), *Brassica oleracea* L. var. *capitata* (repolho), *Allium cepa* (cebola) e *Solanum lycopersicum* (tomate) (SILVA, 2016).

Nos bioensaios de toxicidade são observados e quantificados os percentuais de germinação e crescimento das plântulas, a partir do aparecimento das primeiras estruturas fisiológicas externas: hipocótilo, radícula e cotilédones, Figura 2 (SOBRERO e RONCO, 2004). O processo germinação da semente é iniciado quando há a presença de água no meio de cultivo, e termina com o rompimento da carcaça vegetal (tegumento) pela raiz da planta, esse período inicial de germinação e desenvolvimento se mostra bastante sensível às condições externas (GOMES, 2017).

Figura 2 - Esquema de plântula de *Lactuca sativa*.



Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2004).

Dessa maneira, a água é o fator externo que apresenta maior influência nesta etapa, sendo ela a responsável pela reidratação dos tecidos e a intensificação das atividades metabólicas, resultando no fornecimento de energia e nutrientes necessários para o crescimento dos embriões (NASSIF *et al.*, 1998). Embora, os principais agentes analisados na fitotoxicidade sejam efluentes e não solos, e os organismos vegetais analisados na fitotoxicidade não sejam espécies representativas para os ecossistemas aquáticos, a informação obtida a partir dos testes proporcionam dados de possível efeito tóxico em organismos que vivem as margens de corpos de água contaminados, já que as espécies de plantas utilizadas nesses testes são extremamente influenciadas pela água (SOBREIRO e RONCO, 2004).

Sendo assim, os testes de fitotoxicidade se mostram eficientes para a avaliação da toxicidade de compostos puros solúveis, de águas superficiais, subterrâneas e resíduárias, permitindo analisar a toxicidade de efluentes coloridos ou com elevada turbidez, sem a necessidade de filtração (SOBREIRO e RONCO, 2004).

2.4. Processos Oxidativos Avançados

2.4.1. Considerações gerais

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) se baseiam na formação de radicais livres, em particular o radical hidroxil ($\cdot\text{OH}$), que tanto em solução aquosa, como no ar, é um agente extremamente oxidante devido à sua alta reatividade ($E_\text{o}=2,8\text{ V}$), acarretando na quebra de compostos orgânicos recalcitrantes em moléculas menores (BAIRD, 2002; BRITO, 2012, NOGUEIRA e JARDIM, 1998; ROCHA, 2010).

A utilização dos POAs tem se intensificado ao longo dos anos, devido principalmente a eficiência dos processos para tratamento de efluentes e solos contaminados, tendo em vista que a sua aplicação resulta na destruição dos poluentes orgânicos persistentes e dos subprodutos, o que os distingue de outros tratamentos que apenas transferem a fase dos poluentes (ROCHA, 2010; TEIXEIRA e JARDIM, 2004 *apud* BATISTA, 2016).

De outra forma, os POAs também possuem cinética de reação elevada, podendo ser combinados com outras técnicas pré ou pós tratamento, reduzindo a concentração de compostos formados nessas etapas, assim como na transformação das substâncias recalcitrantes em produtos biodegradáveis, podendo baratear o processo de tratamento em geral, já que em alguns casos, ocorre apenas a necessidade de tratamentos simplificados (biológicos) após a aplicação dos POAs (ROCHA, 2010; TEIXEIRA e JARDIM, 2004 *apud* BATISTA, 2016). Por outro lado, a oxidação avançada demanda a utilização de energia elétrica para o seu funcionamento, seja para a aplicação dos processos (lâmpadas e ozonizadores) ou para os equipamentos utilizados (bombas). Também deve-se levar em consideração as doses de reagentes químicos utilizados, pois para uma maior mineralização dos poluentes é necessário maiores doses de reagentes, o que eleva os custos do processo (BATISTA, 2016; RENOU *et al.*, 2008)

Os POAs dividem-se em sistemas homogêneos e heterogêneos, onde ambos podem ser conduzidos ou não por fontes energéticas. Os sistemas homogêneos em divergência com os

heterogêneos, não apresentam catalisadores na forma sólida, estando dissolvidos na fase aquosa (BATISTA, 2016; TEIXEIRA, 2018; ROCHA, 2010). A Tabela 2 apresenta os sistemas típicos de POAs.

Tabela 2 - Classificação dos POAs.

Processos Oxidativos Avançados		
Processo	Homogêneo	Heterogêneo
Com irradiação	O ₃ /UV	Fotocatálise Heterogênea (TiO ₂ /O ₂ /UV)
	H ₂ O ₂ /UV	
	O ₃ /H ₂ O ₂ /UV	O ₂ /catalisador/UV
	Foto-Fenton (H ₂ O ₂ /FE ²⁺ /UV)	
	Eletro-Fenton	H ₂ O ₂ /Catalisador/UV
	Oxidação Eletroquímica	O ₃ /Catalisador/UV
Sem irradiação	O ₃ /HO ⁻	
	O ₃ /H ₂ O ₂	O ₃ /Catalisador
	Fenton (H ₂ O ₂ /FE ²⁺)	

Fonte: Adaptado de SOUZA (2010); HUANG *et al.* (1993) apud BATISTA (2016); SHARMA *et al.* (2011); ROCHA, 2010.

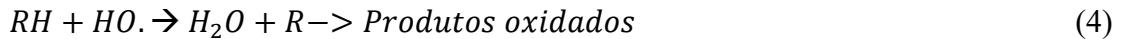
2.4.2. Foto-Fenton solar (sistema H₂O₂/ Fe²⁺/UV)

Os Processos de Fenton se caracterizam pela degradação do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) catalisados por sais de ferro (Fe²⁺) (Equação 1) e se destacam pelo seu baixo custo, alta eficiência na mineralização dos compostos recalcitrantes e não geração de subprodutos (COSTA *et al.*, 2014, ROCHA, 2010).

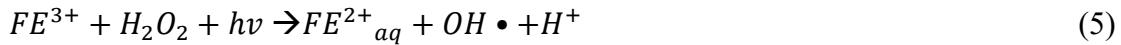


A formação do radical .OH nos POAs de fenton ocorre devido à oxidação direta do peróxido de hidrogênio através da radiação UV (processo de fotólise) (COSTA *et al.*, 2015, NOGUEIRA *et al.*, 2007; SOUZA *et al.*, 2010), Equações 2, 3 e 4.





Por outro lado, os Processos de foto-Fenton consistem em uma sequência de reações que envolvem íons de Fe^{2+}_{aq} , Fe^{3+} e radiação ultravioleta ($h\nu$) que é fornecida por uma fonte potente na faixa de 200-300 nm, utilizando a energia obtida para degradar o peróxido de hidrogênio em meio ácido, resultando na geração do radical hidroxila. (BAIRD, 2002; COSTA et al. 2015; BRITO e SILVA, 2012), Equações 5 e 6.



Dessa forma, o Fe^{2+} gerado durante irradiação, quando na presença de peróxido de hidrogênio, reage com este dando sequência à reação de Foto-Fenton, permitindo a regeneração dos íons ferrosos, porém com uma cinética de reação mais lenta. Além disso, é importante frisar o processo de fotólise direta do peróxido de hidrogênio (Equações 2, 3 e 4), que é também responsável pela geração do radical hidroxila e consequentemente a mineralização dos poluentes.

Em consequência, a utilização da radiação solar como fonte de energia tem como principal objetivo a redução dos custos de operação do sistema e possíveis aplicações em escala industrial. A maior vantagem desse POA em relação ao processo de Fenton é a geração de uma maior quantidade de radicais hidroxil no sistema, proporcionado através da regeneração dos íons de ferro e a fotólise solar (BATISTA, 2016; COSTA et al., 2015).

Por outro lado, a concentração ótima de peróxido de hidrogênio é fundamental para a eficiência do processo (CAHINO e ROCHA, 2016), visto que a reação de fotodegradação torna-se mais lenta ou não prossegue caso as concentrações de peróxido sejam insuficientes (SILVA e NOGUEIRA, 2004), ou quando as concentrações se mostram excedentes, o que acaba encarecendo o processo, interferindo na DQO e influenciando na toxicidade do efluente (LUCENA, 2016; LUCENA *et al.*, 2018).

Além disso, o processo ainda apresenta algumas limitações, dentre as quais se destacam (NASCIMENTO, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2007):

- a) a faixa de pH utilizada no tratamento, sendo necessário o reajuste (acidificação-alcalinização) para a oxidação e precipitação do ferro;
- b) geração do lodo (decorrente da precipitação dos íons ferrosos);

- c) custos com equipamento elétrico;
- d) condicionado ao clima local e a disponibilidade do sol.

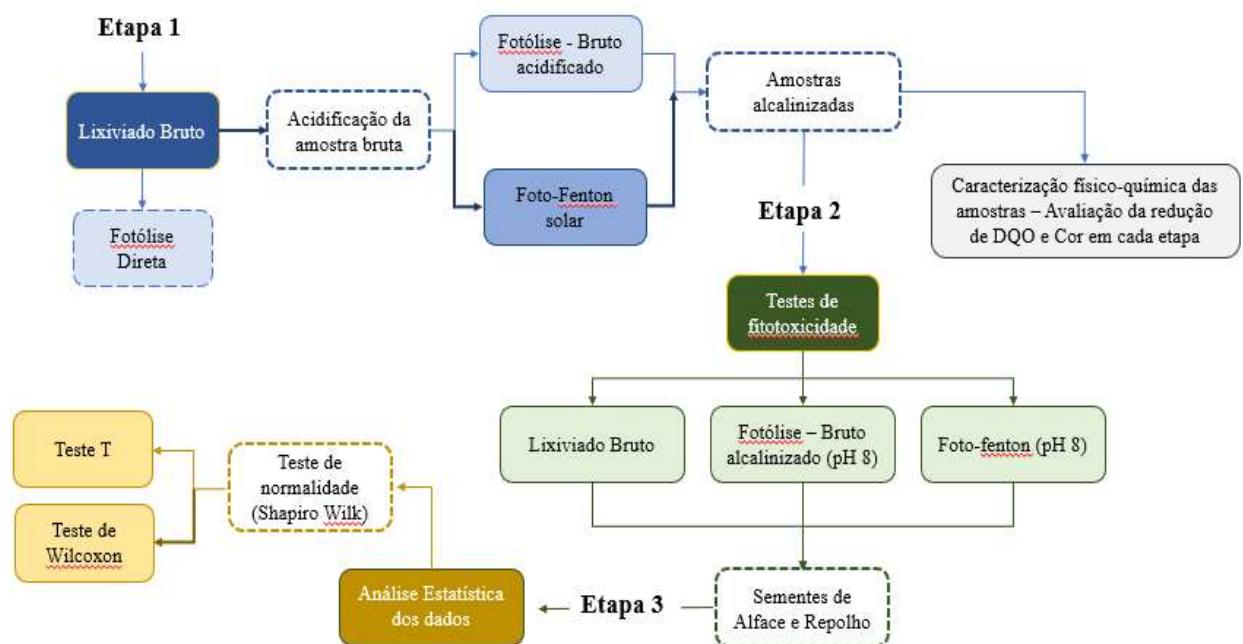
3. METODOLOGIA

3.1. Descrição geral da metodologia

Foram utilizados duas espécies de hortaliças (alface e repolho) distintas como indicadores ambientais de toxicidade e por fim foi realizada uma análise estatística dos dados obtidos, com a finalidade de verificar estatisticamente em que concentrações dos efluentes utilizados verifica-se um comportamento “não-tóxico” para as espécies estudadas.

A metodologia utilizada nesta pesquisa segue o esquema de acordo com a Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma da metodologia utilizada.



Fonte: Autor (2019).

Os parâmetros ambientais analisados durante a realização do estudo foram: pH, cor, turbidez, condutividade, DBO₅ e DQO, segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22th* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

A partir do *software R Development Core Team*, que é um software livre e gratuito, nos termos da GNU GPL (*General Public License*), foram realizadas as análises estatísticas (testes de normalidade e hipótese) para os resultados obtidos nos testes de fitotoxicidade.

3.2. Coleta do lixiviado

O lixiviado utilizado na pesquisa foi proveniente do Aterro sanitário Metropolitano de João Pessoa-PB, localizado no Engenho Mussuré, na fazenda Mumbaba III, zona sul de João Pessoa, próximo a BR-101. O Aterro recebe resíduos sólidos urbanos de seis municípios: Alhandra, Bayeux, Cabedelo, Conde, João Pessoa e Santa Rita (JOÃO PESSOA, 2014).

O efluente estudado correspondeu ao lixiviado bruto, coletado diretamente em um dos tanques do sistema de decantação do ASMJP (UTM 283246.39 mE, 9201543.72 mS) . A coleta foi realizada no mês de março de 2019 (Figura 4).

Figura 4 - Coleta do lixiviado no ASMJP em um dos tanques de decantação.



Fonte: Autor (2019).

O acondicionamento do lixiviado (10L) foi realizado em recipientes plásticos (5L), e conduzido para o acondicionamento (com temperaturas entre 2 à 8°C) no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal da Paraíba (LABSAN), onde também foram realizados análises físico-químicas, tratamentos e os testes de fitotoxicidade.

3.3. Caracterização do lixiviado

A caracterização do efluente bruto e após os tratamentos de fotólise e foto-Fenton solar foram realizadas por meio dos parâmetros físicos e químicos: pH, cor verdadeira,

turbidez, condutividade elétrica, DBO_5 e DQO (Tabela 3), segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22th* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Tabela 3 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados na pesquisa.

Parâmetros	Método	Número do método
pH	Potenciométrico	4500-H+ B
Cor (mg. Pt-Co. L^{-1})	Platina-Cobalto	2120E
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	2130 B
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	Potenciométrico	2510 B
DBO_5 (mg. $\text{O}_2.\text{L}^{-1}$)	Respirométrico	5210 D
DQO (mg. $\text{O}_2.\text{L}^{-1}$)	Colorimétrico por refluxo fechado	5220 D

Fonte: Adaptado de *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22th* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

A análise de aromaticidade a partir da varredura do espectro da absorbância das amostras foi realizada no Laboratório de Estudos em Química Ambiental (LEQA), localizado no Departamento de Química da UFPB, utilizando um espectrofotômetro UV-Vis (Agilent HP, 8453).

3.4. Tratamento por fotólise e foto-Fenton solar

Para a realização dos experimentos em bancada de tratamento do lixiviado por foto-Fenton solar, foram adotadas as condições operacionais baseando-se no estudo desenvolvido por Lucena (2016). Por meio do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) associado à Metodologia de Superfície Resposta (MSR), a autora determinou as condições otimizadas do processo foto-Fenton solar na remoção de DQO, cor, turbidez e minimização de lodo. Dessa forma, as variáveis adotadas para a realização do estudo foram:

- Razão de reagentes $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}] = 4$;
- Fator de peróxido = 1,0;
- pH inicial da reação = 3;
- Tempo de reação ao sol = 120 minutos.

A dosagem de H₂O₂ utilizada no sistema depende da DQO do lixiviado bruto, já que efluentes com elevada DQO necessita de maiores concentrações de H₂O₂. Sendo assim, o cálculo da concentração teórica de peróxido de hidrogênio (H₂O₂), está apresentado na Equação 7 (MORAVIA, 2010).

$$H_2O_2 = Fator \times 2,125 \times DQO_{LB} \quad (7)$$

De acordo com Lucena (2016), o “Fator” corresponde a porcentagem da quantidade de H₂O₂ em relação à quantidade estequiométrica de O₂ necessária para a estabilização total da DQO. O valor 2,125 é a razão de massa teórica para remoção de DQO através do peróxido de hidrogênio determinado pela Equação 8, conforme Kang e Hwang (2000).

$$K = \frac{100 \text{ mg.L}^{-1} \text{ de } H_2O_2}{470,6 \text{ mg.L}^{-1} \text{ de DQO}} = 2,125 \quad (8)$$

A DQO do lixiviado do ASMJP foi realizada através do Método da Refluxação Fechada, seguindo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* 22th (APHA; AWWA; WEF, 2012), tendo sido observada uma DQO de 5988,0 mg O₂/L.

Dessa forma, para um volume de 300 mL de Lixiviado Bruto, as concentrações de H₂O₂ e sulfato ferroso heptahidratado (FeSO₄.7H₂O), foram de:

- a) H₂O₂ (30%) = 42,420 ml
- b) FeSO₄.7H₂O = 0,955 mg, diluído em 5 ml de água destilada

3.4.1. Procedimento experimental

O volume de 300 mL Foi dividido em duas amostras de 150 mL cada, levadas ao sol e agitadas por uma mesa agitadora da marca Orbital SL 180/D a 100 rotações por minuto. As amostras foram previamente acidificadas ao pH 3, usando ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄, 98%, Química Moderna). Em seguida foi adicionado sulfato ferroso heptahidratado (FeSO₄.7H₂O, 99% - Vetec) diluído. Logo após, acrescentou-se o peróxido de hidrogênio a 30% v/v, e as amostras foram expostas ao sol dando início ao processo de foto-Fenton.

O tempo do teste de reação no sol adotado foi de 2 horas, sendo realizado no horário de 11h:30min à 13h:30min. Por fim, após o tempo de reação, o pH das amostras foi corrigido para 8, utilizando hidróxido de sódio (NaOH, 98%, Química Moderna), com o intuito de cessar a reação e precipitar os íons férricos residuais (WU et al., 2010; MOHAJERI et al., 2011) (Figura 5).

Para a realização dos testes de fotólise com o lixiviado bruto (pH 8) e também a amostra acidificada (pH 3) foram adotadas as mesmas condições operacionais do foto-Fenton solar, ou seja, período reação de 2 horas. A amostra em que foi realizada a fotólise em pH natural (pH 8) foi utilizada apenas para comparação da aromaticidade, cor e DQO com a amostra acidificada-fotólise-alcalinizada. Em relação a fotólise do bruto acidificado (pH 3), além da avaliação da cor, DQO e aromaticidade também foi realizado os testes de fitotoxicidade.

Figura 5 - Experimentos de fotólise e foto-Fenton solar do lixiviado bruto do ASMJP.



Fonte: Autor (2019).

Ao final do processo do foto-Fenton solar o H_2O_2 residual nas amostras fototratadas foi reduzido através da decomposição térmica (GHANBARZADEH LAK et al., 2012), realizado por um agitador magnético ($50^{\circ}C$, 1:00 hora), em seguida foi verificado se ainda haveriam concentrações do residual desse oxidante através do método iodométrico (MENDHAM, 2011). A DQO decorrente desse residual foi calculada conforme KANG; CHO e HWANG (1999) (Equação 9).

$$DQO H_2O_2 (mg.L^{-1}) = 0,4706 \times [H_2O_2] - 4,06 \times 10^{-5} \times [H_2O_2]^2 \quad (9)$$

3.5. Ensaios de fitotoxicidade

Os ensaios de toxicidade aguda com sementes foram realizados segundo a metodologia proposta por Sobrero e Ronco (2004) com adaptações realizadas por Batista

(2016). As sementes de hortaliças foram escolhidas em função de sua ampla utilização em testes de fitotoxicidade no âmbito acadêmico e suas características semelhantes, como o período de germinação, tipo de cultivo e sensibilidade. Sendo assim, foram selecionadas as espécies *Lactuca sativa* (alface) e *Brassica oleracea L. var. capitata* (repolho), pois dentre as sementes estudadas essas demonstraram maior similaridade entre si, tanto nos ensaios preliminares quanto em estudos realizados por outros autores (BATISTA, 2016; BRITO et al., 2010; INAZAKI et al., 2001; SOBRERO e RONCO, 2004; REBESSI et. al, 2011).

As sementes foram adquiridas em loja agrícola especializada no município de João Pessoa-PB, sendo elas:

- a) Alface crespa (Lote: 250801/1; Cat.: S2; Safra: 2016/2016; Pur.:99%; Ger.:92%; Validade: 05/2021),
- b) Repolho chato de quintal (Lote: 141500/5; Cat.: S2; Safra: 2014/2014; Pur.:99%; Ger.:91%; Validade: 08/2021),

Foram realizados ensaios com as duas espécies de sementes, em 3 das amostras estudadas: a) *lixiviado bruto*; b) *amostra acidificada-fotólise-alcalinizada*; c) *foto-Fenton solar*, para os percentuais das soluções basearem-se no ensaio preliminar realizado por Batista (2016).

Dentre as amostras de fotólise (uma em pH natural e a outra acidificada/alcalinizada), apenas a amostra acidificada/alcalinizada foi utilizada para a realização da fitotoxicidade em função da sua metodologia, que foi um espelho da metodologia do processo de foto-Fenton, onde ambas foram levadas ao sol em pH 3 e alcalinizadas em pH 8 após o tempo de exposição de 2 horas. A finalidade desse teste foi verificar a influência do processo de fotólise solar nas mesmas condições do foto-Fenton solar na redução da fitotoxicidade (diluição). Dessa forma, os percentuais de diluição realizadas para os testes foram:

- Lixiviado Bruto (LB): 25 %; 18,75%; 12,5 %; 9,375%; 6,25 %; 3,125 %.
- Lixiviado Fotólise (AA): 25 %; 18,75%; 12,5 %; 9,375%; 6,25 %; 3,125 %.
- Lixiviado foto-Fenton solar (FF): 100 %; 75%; 50 %; 37,5%; 25 %; 19 %.

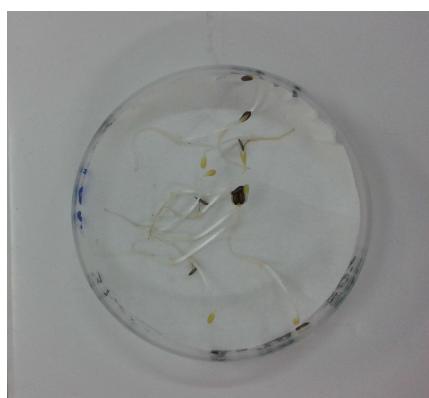
As amostras foram centrifugas (2000 rpm, 15 min), e tiveram o pH verificado, pois para a realização dos testes de fitotoxicidade o pH das amostras tem que estar próximo ao pH 8, a fim de evitar que haja interferências tóxicas relacionadas a acidez do lixiviado ou após os tratamentos.

3.5.1. Procedimento experimental

O procedimento foi realizado em placas de *Petri* de vidro, previamente lavadas com água destilada e identificadas. Em seguida, foram inseridos discos de papel filtro (marca J. Prolab) como substrato. Posteriormente, foram colocadas dez sementes em cada placa de *Petri* com auxílio de uma pinça, de modo que as sementes estivessem distribuídas uniformemente para crescimento das raízes. Em seguida, foram adicionados 2 mL do efluente em suas devidas diluições nas placas para umedecer o papel, cuidadosamente para não formar bolhas de ar. As placas foram então vedadas com filme plástico do tipo PVC, para evitar perda de umidade durante o teste e encubadas durante 5 dias (120 horas) à temperatura 22 ± 2 °C usando uma incubadora (SOLAB, B.O.D SL 200/334).

Os ensaios foram realizados em triplicata, totalizando 30 sementes para cada solução, e, assim, aumentando a confiabilidade dos dados. Um grupo controle foi também submetido ao teste, onde foi adicionado apenas água destilada nas placas. Ao final dos ensaios, as raízes das sementes foram medidas com auxílio de um paquímetro de 30 cm (Figuras 6 e 7).

Figura 6 - Placa de Petri após as 120 horas de teste.



Fonte: Autor (2019).

Figura 7 - Medição do crescimento da plântula.



Fonte: Autor (2019).

Para o teste de toxicidade foram analisados como indicadores o Percentual de Germinação das Sementes, o Índice de Inibição de Crescimento Relativo das Plântulas (%ICRP) e a Concentração Efetiva Mediana (CE₅₀). As condições do ensaio da toxicidade foram as mesmas utilizadas por Batista (2016), de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 - Condições de ensaio de fitotoxicidade com as sementes para o lixiviado.

Temperatura	22±2° C
Iluminação	Escuro
Controle Negativo	Água destilada
Número de Semente por réplica	30
Número de réplica	3
Duração do ensaio	120 horas (5 dias)
Resposta quantificada	Crescimento total da plântula (cm)
Validade dos resultados	Germinação ≥90% no controle negativo CV<30% no controle negativo
Expressão dos resultados	%ICRP, Percentual de germinação e CE50%

Fonte: Adaptado de Batista (2016).

a) Percentual de germinação

O percentual de germinação é um parâmetro muito utilizado como resposta a toxicidade de efluentes, principalmente quando se trata da análise de toxicidade de agrotóxicos, tendo em vista que as concentrações de nutrientes e compostos contidos no meio aquoso são parâmetros importantes no estímulo para a germinação das sementes, (BRITO et. al, 2010).

O percentual de germinação das sementes é definido a partir da Equação 10.

$$\% \text{ germinação} = \frac{\text{sementes germinadas}}{\text{sementes utilizadas}} \times 100 \quad (10)$$

b) Inibição do Crescimento Relativo das Plântulas (%ICRP)

A avaliação da fitotoxicidade se baseia no efeito sub letal do efluente sobre os organismos teste, ou seja, no crescimento das plântulas (BATISTA, 2016). A Inibição de Crescimento Relativo das Plântulas (ICRP) foi obtido a partir da Equação 11, que relaciona o comprimento médio das plântulas no controle negativo com as diluições do lixiviado.

$$\% \text{ ICRP} = \frac{\text{CPC} - \text{CPS}}{\text{CPC}} \times 100 \quad (11)$$

Onde: CPC corresponde ao comprimento médio das plântulas (hipocótilo + radícula) no controle negativo e o CPS corresponde ao comprimento médio das plântulas (hipocótilo + radícula) nas diluições;

c) Concentração Efetiva Mediana (CE50%)

A partir dos resultados obtidos no %ICRP, calculou-se o CE50%, que indica a concentração do efluente que afeta toxicamente 50% da população analisada. Isto é feito ajustando os dados de mortalidade mediante uma técnica de probabilidade para estimar os valores que seguem uma distribuição logarítmica (BÁEZ *et al.*, 2004).

Dessa maneira, utilizou-se os dados de %ICRP para a construção dos gráficos de regressão linear a partir do *software* Microsoft Excel 2016, e, após a obtenção da equação da reta de regressão estimou-se os valores de CE₅₀ para as amostras de efluente bruto e após os tratamentos.

3.6. Análises estatísticas

A análise estatística dos dados foi realizada com a finalidade de se obter uma resposta à hipótese levantada. Essa hipótese diz respeito a semelhança entre o resultado de %ICRP obtido para as diferentes concentrações do lixiviado e os resultados para a amostragem de controle (apenas água destilada). Dessa maneira, para a escolha do tipo de método utilizado no teste de hipótese é necessário verificar a natureza da distribuição do conjunto de dados, realizando-se então o teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

Após a realização dos testes de normalidade o resultado foi expresso em um “p-valor”, levando em consideração uma significância de 5%. Caso a significância obtida fosse < 0,05 o resultado do teste é significativo e as amostras são consideradas não-normais, caso fosse > 0,05 os dados não demonstraram significativa variação entre eles, tendo então uma distribuição normal (ARANGO, 2009; CARNIATTO *et al.*, 2007).

Os testes de hipótese foram escolhidos a partir do número de grupos que se relacionam. No caso deste estudo, as análises foram feitas empregando sempre dois grupos dependentes (amostra X e amostra Controle), onde cada concentração foi testada em função do controle. Os testes aplicados para esse tipo de dados foram os testes de Wilcoxon (dados não-normais) e T (dados normais) (PONTES, 2015). Todas as rotinas estatísticas foram realizadas utilizando o *software* R (*R DEVELOPMENT CORE TEAM*, 2014).

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização do lixiviado

Nas tabelas 5 e 6 encontra-se a caracterização físico-química das amostras de lixiviado bruto (LB) e das amostras tratadas por fotólise solar em pH natural (FS), foto-Fenton solar (FF) e amostra acidificada-fotólise-alcalinizada (FAA). É importante ressaltar que a composição do lixiviado e sua toxicidade dependem principalmente da composição dos Resíduos Sólidos Urbanos que foram dispostos nos aterros (ROCHA, 2010; SILVA, 2012).

Tabela 5 - Caracterização do lixiviado bruto, tratado por foto-Fenton solar e acidificação-fotólise-alcalinização.

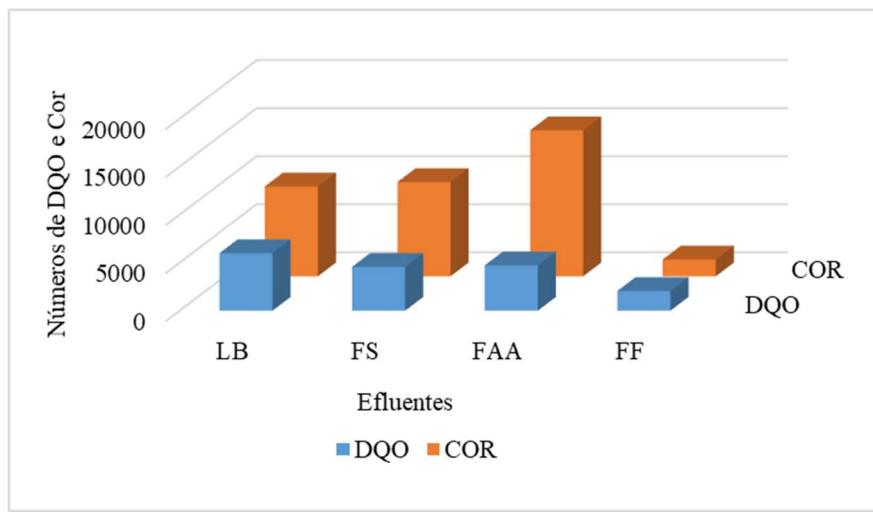
Lixiviado	Processo	Parâmetros	Valor	% de remoção
Bruto	Entrada do sistema de decantação	pH	8,6	-
		Condutividade	25,5	-
		DBO ₅ (mg O ₂ /L)	510,7	-
		DQO (mg O ₂ /L)	5988,0	-
		Cor Verdadeira (mgPt/L)	9357,0	-
		Turbidez (NTU)	185,0	-
Foto-Fenton Solar (FF)	Foto-Fenton Solar (FF)	pH	8,0	-
		Condutividade	25,3	0,8%
		DQO (mg O ₂ /L)	2056,0	65,7%
		Cor Verdadeira (mgPt/L)	1752,0	81,3%
		Turbidez	184,0	0,5%
		Peróxido Residual (após o processo)	35%	-
Tratado	Acidificado-fotólise-alcalinizado (FAA)	Peróxido Residual (após a decomposição térmica)	19%	-
		pH	8,1	-
		Condutividade	28,1	-
		DQO (mg O ₂ /L)	4723,0	21,1%
		Cor Verdadeira (mgPt/L)	15202,0	-38,5%
		Turbidez	185,0	0,0%
Fotólise Bruto em pH natural (FS)	Fotólise Bruto em pH natural (FS)	pH	7,9	-
		Condutividade	25,2	1,2%
		DQO (mg O ₂ /L)	4564,0	23,8%
		Cor Verdadeira (mgPt/L)	13793,0	-32,2%
		Turbidez	188,0	-1,60%

Fonte: Autor (2019).

Os lixiviados antigos são compostos por elementos complexos e de difícil degradação (BATISTA, 2016; BRITO *et al.*, 2010), onde os tratamentos biológicos para esse tipo de efluente são ineficientes tendo em vista a elevada recalcitrância. Segundo Renou *et al.* (2008), os tratamentos biológicos devem ser aplicados em efluentes cuja relação DBO/DQO sejam maiores que 0,5. Dessa maneira, verificou-se uma relação DBO/DQO de 0,08 para o lixiviado do ASMJP, sendo muito inferior ao sugerido por Renou *et al.* (2008), para a aplicação de um tratamento biológico, o que justifica a necessidade de aplicação de tratamento por processos avançados.

Com relação aos parâmetros DQO e cor, que foram as análises foco nesta pesquisa, o processo de acidificação-fotólise-alcalinização demonstrou um aumento significativo de cor, em relação ao lixiviado bruto e as demais amostras fototratadas. O processo de fotólise solar (em pH natural) reduziu a DQO do lixiviado em cerca de 24%, entretanto houve um acréscimo de 5% na cor, quando comparado com a amostra bruta.

Figura 8 - DQO e cor das amostras de lixiviado bruto e foto-tratadas.



Fonte: Autor (2019).

Com relação à eficiência do foto-Fenton solar, a cor teve uma redução de 81% e a DQO, de 66%. Batista (2016) observou uma redução de 87,5% na Cor e 81,7% na DQO, para o lixiviado do Aterro Sanitário Municipal de João Pessoa, entretanto, o seu efluente foi proveniente das lagoas de tratamento biológico do aterro. Dessa forma, evidencia-se a eficiência do processo foto-Fenton solar na remoção da carga orgânica e aumento da biodegradabilidade.

Pacheco e Zamora (2004), em um estudo de combinação do processo de foto-Fenton atrelado ao tratamento físico-químico de precipitação em meio ácido através de um Reator fotoquímico convencional, verificaram que a combinação desses processos resultou em uma melhora significativa da cor obtida após o tratamento por foto-Fenton, com uma redução de 96% para o lixiviado do Aterro da Cachimba, em Curitiba-PR. Em consequência, evidencia-se que combinações com outros processos de tratamento otimizam os resultados dos POAs (PELINSON, 2013).

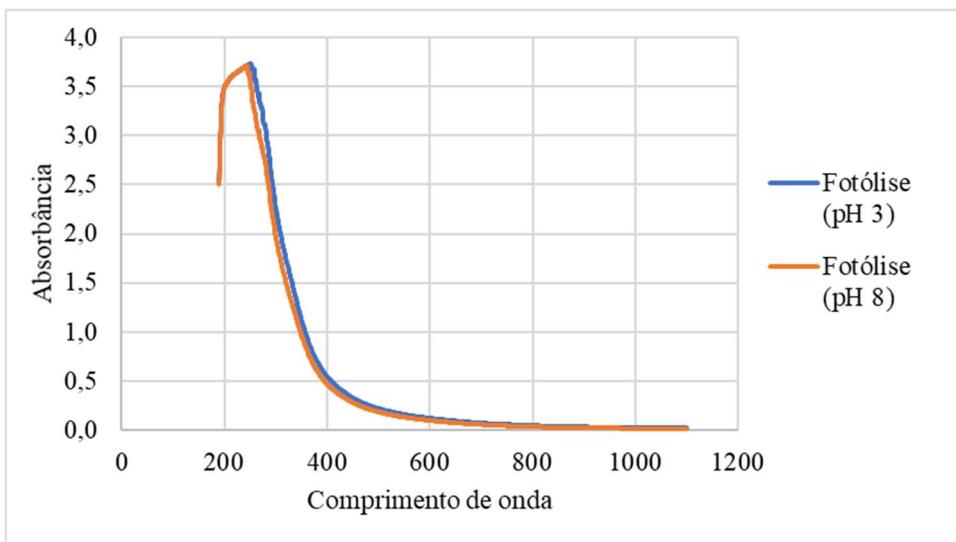
4.2. Aromaticidade

Uma das formas de se avaliar a aromaticidade de efluentes é através da análise da absorbância em comprimentos de onda específicos no espectro UV-Vis (Batista, 2016). Os comprimentos de onde de 254 a 280 são utilizados para identificar a presença de compostos aromáticos (ROCHA *et al.*, 2011; VILAR *et al.*, 2012).

Dessa maneira, avaliou-se a redução da aromaticidade do lixiviado através da varredura espectral para todas as amostras estudadas, sendo elas: lixiviado bruto (LB), amostra acidificado-fotólise-alcalinizado (FAA) , fotólise solar (FS), foto-Fenton solar (FF*) e foto-Fenton solar com decomposição térmica do H₂O₂ (FF).

Com relação as amostras de fotólise solar (FS) em pH natural (pH 8) e do lixiviado acidificado-fotólise-alcalinizado (FAA) observou-se que não houve redução significativa de compostos presentes em ambos (Figura 9). Entretanto, quando comparados os picos de aromaticidade na faixa de 280nm (ROCHA *et al.*, 2011), observa-se que o processo fotólise (FAA) demonstrou uma pequena melhora, com uma absorbância de 2,68 contra 3,04 para o processo de fotólise do lixiviado bruto em pH natural (FS).

Figura 9 – Varredura espectral do lixiviado do aterro SMJP para as amostras foto-tratadas por fotólise solar (FAA) e (FS).



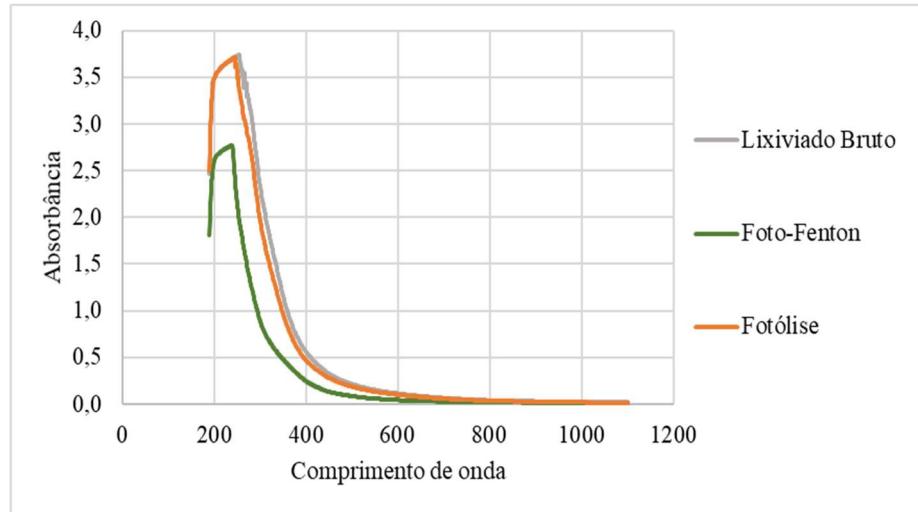
Fonte: Autor (2019).

Quando analisados o lixiviado bruto, amostra acidificada-fotólise-alcalinizada e foto-Fenton solar, verificou-se uma significativa redução nos compostos aromáticos (280nm) quando comparados com a amostra bruta (Figura 10). A amostra de foto-Fenton solar obteve 60% de redução da aromaticidade e da amostra acidificada-fotólise-alcalinizada essa redução foi de 14%.

Rocha (2010) ao aplicar o processo de foto-Fenton solar em lixiviado de um aterro sanitário da cidade do Porto (Portugal), verificou uma redução em cerca de 90% da aromaticidade do lixiviado, o que constata o grande potencial do processo para a redução desses compostos quando exposto a radiação solar, pois foram dias de experimentos visando maior absorção de energia para transformar tais compostos.

Com relação à redução da recalcitrância, observou-se na faixa de 190 a 310nm (CAHINO *et al.*, 2014) que houve a redução desses compostos, em especial na amostra de foto-Fenton solar.

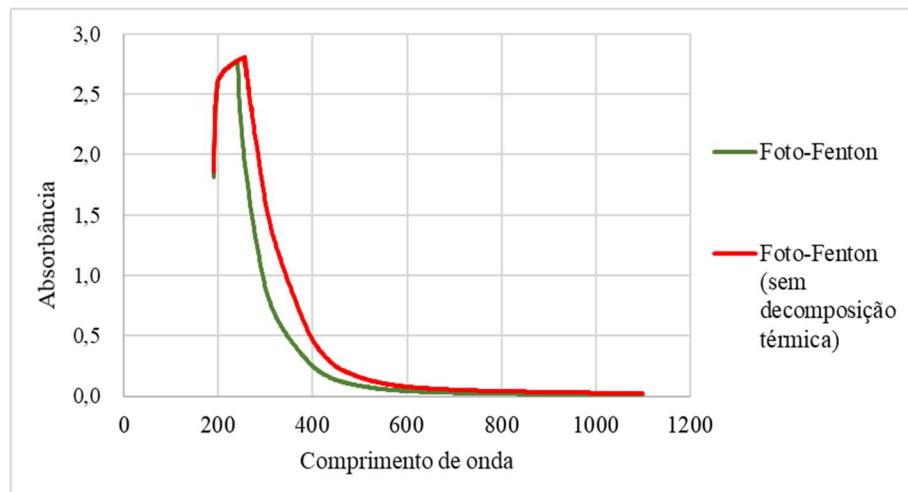
Figura 10 - Varredura espectral do lixiviado do aterro SMJP para as amostras de LB, FF e FAA.



Fonte: Autor (2019).

Outra observação no processo foto-Fenton solar foi análise da redução do peróxido de hidrogênio antes e após a decomposição térmica (Figura 11), segundo Mota *et al.*, (2013) é possível identificar o peróxido de hidrogênio no comprimento de onda 240nm, pois é nesse comprimento de onda que o peróxido absorve luz. Verificou-se então que não houve redução no pico de peróxido para as duas amostras, estando ambos com uma absorbância de 2,77. Por outro lado, constatou-se a redução de compostos aromáticos para o efluente que passou por decomposição térmica.

Figura 11 - Varredura espectral do lixiviado do aterro SMJP para as amostras FF e FF*.

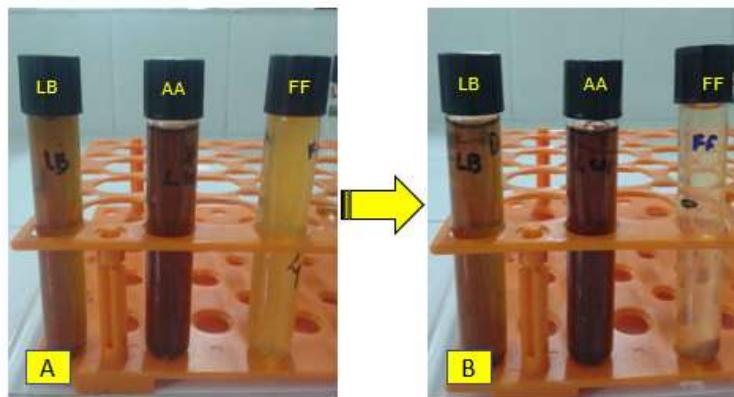


Fonte: Autor (2019).

4.3. Fitotoxicidade

Os testes de fitotoxicidade foram realizados utilizando apenas três efluentes dos quatro analisados: o lixiviado bruto (LB), amostra acidificada-fotólise-alcalinizada (FAA) e o foto-Fenton solar (FF), indicados na Figura 12.

Figura 12 - Amostras utilizadas nos testes de fitotoxicidade (antes da centrifugação (A) e depois da centrifugação (B)).



Fonte: Autor (2019).

- **Coeficiente de Variação (CV)**

O Coeficiente de Variação representa a variabilidade dos dados em relação à média, ou seja, quanto menor o CV mais homogêneo é o conjunto de dados. Sobrero e Ronco (2004) indicam que os dados apresentam boa homogeneidade quando estão próximos de 30%. As tabelas 6 e 7 apresentam os dados percentuais de CV para as amostras de efluente bruto e após os tratamentos para as diferentes diluições e sementes de hortaliças.

Tabela 6 - Coeficiente de variação para as amostras de foto-Fenton (FF) – em destaque os maiores CV's.

Efluente	Hortaliça	100,0%	75,0%	50,0%	37,5%	25,0%	19,0%
FF	Alface	-	-	41%	33%	16%	21%
	Repolho	-	39%	44%	32%	33%	20%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 7 - Coeficiente de variação para as amostras LB e AA - em destaque os maiores CV's.

Efluente	Hortaliça	25,00%	18,75%	12,50%	9,38%	6,25%	3,13%
----------	-----------	--------	--------	--------	-------	-------	-------

FAA	Alface	-	22%	21%	24%	13%	14%
	Repolho	43%	46%	38%	25%	32%	22%
LB	Alface	-	-	34%	38%	19%	23%
	Repolho	-	39%	42%	41%	27%	28%

Fonte: Autor (2019).

Os resultados para o repolho nos três efluentes utilizados demonstraram elevado CV quando comparados com as amostras de alface, o que implica em uma maior dispersão dos dados nas concentrações 25% e 18,75%. Para os testes com foto-Fenton ocorreu uma maior homogeneidade dos dados.

Dessa maneira, observou-se que quanto menor a média de crescimento das plântulas, mais o efeito gerado pela variação dos dados será representado no CV. Tal fato foi observado em todas as concentrações dos efluentes, tanto para as amostras de alface quanto repolho. Nesse sentido, verificou-se também que as menores concentrações do lixiviado geraram um coeficiente de variação menor, pois houve menos inibição no crescimento das plântulas.

4.3.1. Parâmetros-resposta

- **Percentual de Germinação das Sementes**

A partir dos resultados obtidos (Tabela 8), foi possível verificar uma tendência a inibição da germinação das sementes nos maiores percentuais de diluição, onde a concentração do lixiviado foi maior e, portanto, as substâncias tóxicas se mostraram em maiores quantidades. Sobrero e Ronco (2004) destacam a importância dos primeiros dias na germinação das sementes e desenvolvimento da plântula, onde ocorrem numerosos processos fisiológicos, e a presença de substâncias tóxicas pode interferir nessa etapa, alterando as condições de desenvolvimento da planta, sendo, portanto, uma fase de grande sensibilidade frente a fatores adversos.

De outra forma, Franco *et al.* (2017), também constataram em seus estudos o potencial inibidor do lixiviado com relação a germinação das sementes de hortaliças (alface e pepino), onde apenas em concentrações abaixo de 10% de lixiviado é que se demonstrou valores percentuais de germinação próximos ao 100%, ou seja, não houve inibição da germinação.

Tabela 8 - Percentual médio de germinação das sementes a partir de diferentes diluições do efluente FF.

Efluente	Hortaliça	100,0%	75,0%	50,0%	37,5%	25,0%	19,0%
-----------------	------------------	---------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------

FF	Alface	0%	0%	77%	87%	93%	100%
	Repolho	0%	13%	67%	83%	87%	97%

Fonte: Autor (2019).

Quando comparado os efluentes bruto e amostra de acidificada-fotólise-alcalinizada (FAA), verificou-se distinta melhora quando se trata da germinação das plântulas, onde, as amostras foto-tratadas conseguiram ter um percentual de germinação maior que o das amostras com lixiviado bruto. Já quando comparadas as espécies de hortaliças, o repolho germinou em condições não toleradas pela espécie de alface (Tabela 9).

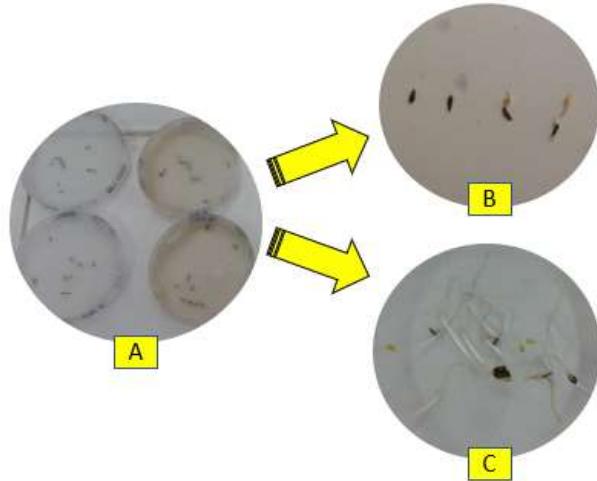
Tabela 9 - Percentual médio de germinação das sementes a partir de diferentes diluições dos efluentes FAA e LB.

Efluente	Hortaliça	25,00%	19,00%	12,50%	9,38%	6,25%	3,13%
AA	Alface	0%	77%	90%	97%	97%	100%
	Repolho	53%	77%	87%	100%	100%	100%
LB	Alface	0%	0%	10%	43%	87%	97%
	Repolho	0%	33%	73%	80%	97%	100%

Fonte: Autor (2019).

Na Figura 13, destaca-se a inibição da germinação das plântulas (B) e a não inibição da germinação (C) a partir das amostras LB e FF.

Figura 13 - Representação da germinação das plântulas a partir das amostras LB (B) e FF (C).



Fonte: Autor (2019).

- **Inibição do Crescimento Relativo das Plântulas (%ICRP)**

Como observado no percentual de germinação, o crescimento médio das plântulas também aumenta em decorrência das menores concentrações do lixiviado, tanto bruto quanto tratado. Em detrimento disso, as maiores concentrações do lixiviado geram um maior efeito tóxico nas sementes e consequentemente uma maior inibição no crescimento (Tabelas 10 e 11), corroborando com as observações feitas em estudos realizados por Batista (2016).

Tabela 10 - Inibição média do crescimento das plântulas (ICRP) a partir de diferentes diluições do efluente FF.

Efluente	Hortaliça	100,0%	75,0%	50,0%	37,5%	25,0%	19,0%
FF	Alface	100,00%	93,96%	90,07%	76,97%	23,17%	14,91%
	Repolho	100,00%	95,33%	85,66%	53,13%	18,12%	8,23%

Fonte: Autor (2019).

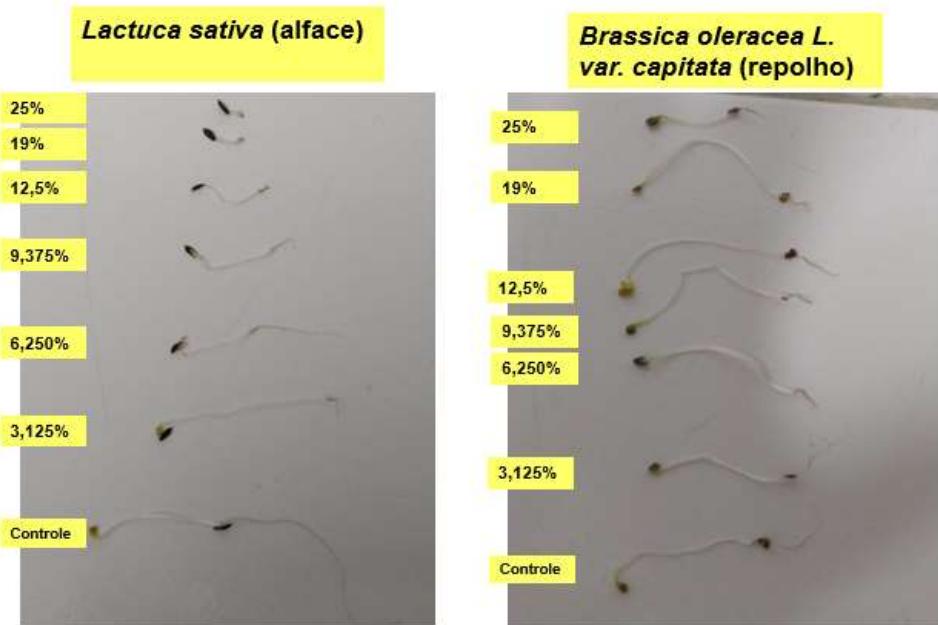
Tabela 11 – Inibição média do crescimento das plântulas (ICRP) a partir de diferentes diluições dos efluentes AA e LB.

Efluente	Hortaliça	25,00%	19,00%	12,50%	9,38%	6,25%	3,13%
FAA	Alface	100,00%	87,04%	56,45%	50,52%	41,56%	25,78%
	Repolho	95,07%	89,16%	73,79%	58,52%	29,36%	10,04%
LB	Alface	100,00%	100,00%	67,32%	42,56%	42,56%	29,81%
	Repolho	100,00%	96,05%	90,08%	69,01%	27,49%	16,41%

Fonte: Autor (2019).

Na Figura 14, observa-se o perfil das plântulas a partir de diferentes diluições do lixiviado tratado por foto-Fenton para as espécies de alface e repolho.

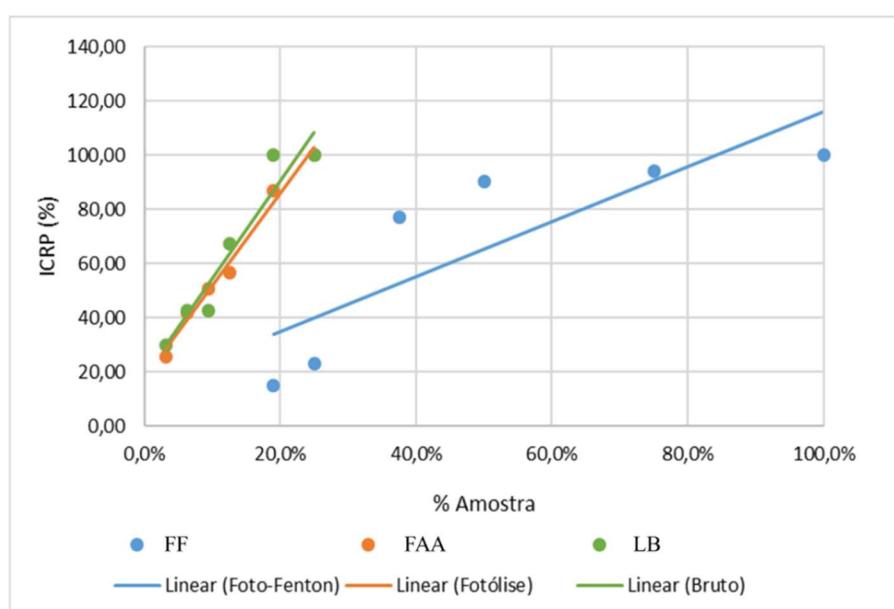
Figura 14 - Representação do crescimento das plântulas em diferentes concentrações para a amostra de efluente tratado por foto-Fenton solar.



Fonte: Autor (2019).

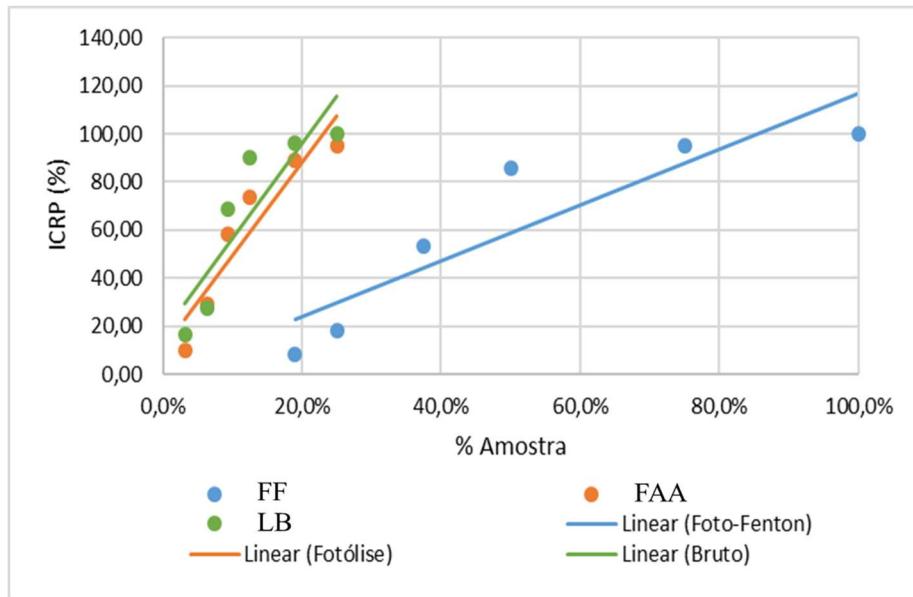
A partir disso, foram geradas curvas resposta em função das concentrações do lixiviado e a Inibição do Crescimento Relativo das Plântulas para os três efluentes utilizados com relação as duas espécies de hortaliças (Figura 15 e 16).

Figura 15 - ICRP para as sementes da espécie *Lactuca sativa* (alface), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.



Fonte: Autor (2019).

Figura 16 - ICRP para as sementes da espécie *Brassica oleracea L. var. capitata* (repolho), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.



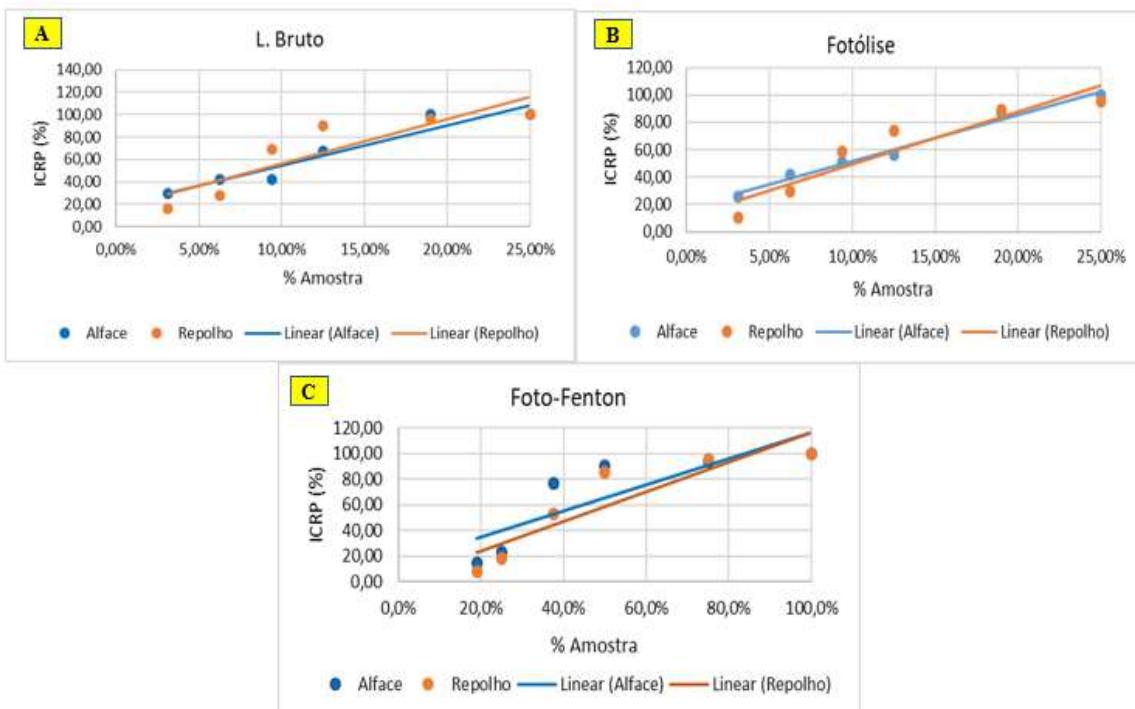
Fonte: Autor (2019).

Verificou-se que o comportamento das duas espécies de hortaliças foi semelhante para os respectivos efluentes utilizados, já que suas linhas de tendência traçam praticamente o mesmo curso.

Ao analisar a inclinação das retas, verificou-se que a amostra LB foi mais sensível aos poluentes tóxicos, já que uma reta com maior inclinação pode indicar rápida absorção do poluente, com rápida manifestação dos efeitos tóxicos (RAND *et al.*, 1995). Da mesma maneira, em ambos os gráficos é possível verificar uma menor inclinação das retas para a amostra tratada com o foto-Fenton solar, tal fato também foi constatado por Batista (2016) e Gomes (2017), ao estudarem a toxicidade de lixiviados a partir das sementes de alface.

Com relação à análise do desempenho de cada efluente em comparação entre as sementes (Figura 17), foi possível constatar que de maneira geral houve uniformidade entre as amostras estudadas. Na Figura 17-C, houve uma pequena variação na geração da curva do repolho. Silva (2012) obteve resultado semelhante quando estudou a fitotoxicidade de lixiviados com espécies de tomate, repolho e alface, constatando uma maior sensibilidade para as amostras de repolho.

Figura 17 - ICRP para as espécies de *Lactuca sativa* (alface) e *Brassica oleracea L. var. capitata* (repolho), correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.



Fonte: Autor (2019).

Dessa maneira, a utilização de espécies diferentes, porém com comportamentos semelhantes se mostrou uma excelente ferramenta para trazer mais confiabilidade nos testes de fitotoxicidade, já que ambas as espécies de hortaliças tiveram comportamento semelhantes para os três efluentes estudados.

- **Concentração Efetiva Mediana - CE₅₀**

A partir dos resultados obtidos no %ICRP, utilizou-se a equação das retas (Tabela 12) para a realização do cálculo do CE₅₀, que indica a concentração do efluente que afeta toxicamente 50% da população analisada (Tabela 13).

Tabela 12 - Equações da reta obtidas através do %ICRP das hortaliças, correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.

Efluente	Hortaliça	Equação da reta
FF	Alface	$y = 101,09x + 14,873$
	Repolho	$y = 115,64x + 1,0029$
FAA	Alface	$y = 385,58x + 10,965$
	Repolho	$y = 340,5x + 17,521$
LB	Alface	$y = 359,66x + 18,601$
	Repolho	$y = 392,7x + 17,258$

Fonte: Autor (2019).

Tabela 13 - Concentração Efetiva Mediana - CE₅₀, das hortaliças, correspondendo aos três efluentes: FF, FAA e LB.

Efluente	Hortaliça	CE ₅₀
FF	Alface	34,75%
	Repolho	42,37%
AA	Alface	10,12%
	Repolho	9,54%
LB	Alface	8,73%
	Repolho	8,34%

Fonte: Autor (2019).

A partir da análise do CE₅₀ verificou-se que mesmo o lixiviado apresentando uma composição bastante variável e complexa (GOMES, 2017), tal efeito não foi tão sentido pelo CE₅₀ entre as diferentes sementes para as amostras de lixiviado bruto e após tratamentos, já que os valores obtidos para cada efluente estão em intervalos próximos, quando comparados as duas espécies de hortaliças.

Os resultados para a amostra bruta do lixiviado no ASMJP são semelhantes aos encontrados no do Aterro de Gramacho - RJ, o qual apresentou valores de CE₅₀ entre 11,20 e 15,02 (SILVA et al., 2004). O lixiviado tratado também demonstrou similaridade nos resultados, ficando em uma faixa de 35% a 44% de CE₅₀.

Com relação à redução de toxicidade no lixiviado após o tratamento por foto-Fenton solar, os testes de alface indicaram uma redução de 74,88% de fitotoxicidade, já a espécie de repolho indicou uma redução de 80,32%. Tais resultados corroboram com os encontrados por Batista (2016), que conseguiu reduzir o CE₅₀ em 76% para o efluente fototratado das lagoas de estabilização do ASMJP utilizando espécies de *Lactuca sativa* (alface crespa). De outra forma, Costa (2015) obteve uma redução de 66% na toxicidade para o aterro de Gericinó e 78% para o Aterro de Gramacho, ambos localizados no Rio de Janeiro, utilizando espécies de *Aliivibrio fischeri*. É importante frisar que ambos os autores aplicaram o POA em um efluente pós-tratado por sistema biológico.

Observou-se também uma melhora na toxicidade do efluente pós acidificação-fotólise-alcalinização, onde a fitotoxicidade foi reduzida em 13,74% para a espécie de alface e 12,38% para a espécie de repolho, ambas comparadas com os testes que utilizaram lixiviado bruto.

Além disso, é importante ressaltar que o tratamento de foto-Fenton solar é indicado como um pós-tratamento do lixiviado (ROCHA, 2010), tendo em vista a sua elevada recalcitrância. Porém, foi observado durante a pesquisa que mesmo em um efluente bruto,

com alta recalcitrância, como o lixiviado antigo do ASMJP, que não passou por um tratamento anterior, o processo foi eficiente na redução da toxicidade.

- **Análise estatística**

- a) **Teste de normalidade - Shapiro-Wilk**

O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a normalidade dos dados e assim como constatado por Batista (2016), foi possível observar que apenas algumas diluições apresentaram o p-valor $> 0,05$. Isso indica que no geral os dados não seguiram uma distribuição normal.

Sendo assim, para comparação dos dados foi utilizado o teste de hipótese de Wilcoxon. Sendo ele um teste não paramétrico, ou seja, para amostras que não seguem uma distribuição normal.

- b) **Teste de hipótese - Teste de Wilcoxon**

Na tabela 14 encontram-se os dados referentes aos testes de hipótese para as amostras LB, FAA e FF com as amostras de alface e repolho.

No teste de hipótese, as medianas de cada diluição foram comparadas com a das amostras controle (água destilada). Caso o p-valor seja $> 0,05$ a hipótese nula é aceita, ou seja, não existe diferença significativa entre as medianas e consequentemente a distribuição dos dados nas diluições se assemelha ao controle.

Com relação à amostra de lixiviado bruto é possível verificar que nenhuma das concentrações do lixiviado apresentou um p-valor $> 0,05$, embora, as sementes de repolho nas menores concentrações tenderem à um resultado próximo ao 0,05. Isso indica que para todas as concentrações testadas do lixiviado bruto foi verificado níveis de toxicidade.

Tabela 14 - Teste de hipótese de Wilcoxon para as amostras do lixiviado bruto (LB).

Lixiviado	Concentrações	Alface (p-valor)	Repolho (p-valor)
	25%	-	-
LB	19%	-	1.794e ⁻⁰⁶

	12,5%	1,813e ⁻⁰⁶	1,807e ⁻⁰⁶
	9,375%	1,807e ⁻⁰⁶	1,819e ⁻⁰⁶
	6,25%	1.807e ⁻⁰⁶	0,00010
	3,125%	1.801e ⁻⁰⁶	0,02428
	25%	-	1,813e ⁻⁰⁶
	19%	1,807e ⁻⁰⁶	1.804e ⁻⁰⁶
FAA	12,5%	1,821e ⁻⁰⁶	1,812e ⁻⁰⁶
	9,375%	1,816e ⁻⁰⁶	1,812e ⁻⁰⁶
	6,25%	1.812e ⁻⁰⁶	1,86e ⁻⁰⁵
	3,125%	0,00428	0,07599
	100%	-	-
	75%	1,804e ⁻⁰⁶	1,794e ⁻⁰⁶
	50%	1.791e ⁻⁰⁶	1,816e ⁻⁰⁶
FF	37,5%	1.807e ⁻⁰⁶	1,819e ⁻⁰⁶
	25%	3.325e ⁻⁰⁶	0.0002779
	19%	0,051620	0,06047

Fonte: Autor (2019).

A FAA teve resultados diferentes das amostras de lixiviado bruto. Na concentração 3,125% na amostra de repolho foi possível verificar uma situação de “não-tóxico” (p-valor > 0,05). Também foi possível verificar que na amostra de alface o p-valor estava tendendo a situação de “não-toxidade”, onde as menores concentrações resultaram em p-valores cada vez maiores. Para as amostras de foto-Fenton solar foi possível verificar que na menor concentração do lixiviado foto-tratado (19%), foi possível observar um efeito “não-tóxico”, tanto para a amostra de alface quanto para a amostra de repolho. Os resultados obtidos na estatística dos dados corroboram como os resultados observados por Batista (2016), onde também se observou uma “não-toxidade” em concentrações menores que 19% para o foto-Fenton solar utilizando sementes de alface.

5. CONCLUSÃO

Neste trabalho, verificou-se que a fotólise em pH 3 (amostra acidificada-fotólise-alcalinizada) não foi tão eficiente quanto o POA foto-Fenton solar, principalmente quando comparados a redução da aromaticidade e da toxicidade, que ficaram em cerca de 13% e 14% respectivamente para o processo de fotólise em pH ácido. Além disso, a Cor e a DQO sofreram um aumento quando comparados com o lixiviado bruto, devido à inserção de ácido e base para a realização do processo.

O tratamento de foto-Fenton solar se mostrou um processo eficiente para melhoria de Cor (81%), DQO (66%) e aromaticidade pois tiveram resultados superiores 60% no que confere a recalcitrância do efluente. Por outro lado, é necessário um tratamento posterior ao POA, já que ele não é eficiente na redução de outros parâmetros como a amônia, além da geração lodo que também necessita de uma destinação correta.

Com relação à fitotoxicidade (CE_{50}), verificou-se que o processo de foto-Fenton solar obteve uma significativa redução na toxicidade do lixiviado (75%), em comparação com o processo de acidificação-fotólise-alcalinização, embora também tenha sido possível verificar na investigação desse processo uma redução da fitotoxicidade (12%). Tal fato exemplifica a importância da etapa de fotólise durante o processo de foto-Fenton para a melhora desse parâmetro ambiental.

De maneira geral, a fitotoxicidade se mostrou um rápido e eficiente indicador de compostos tóxicos presentes no lixiviado. A utilização de diferentes sementes de hortaliças para a realização dos testes fitotóxicos auxiliaram em uma maior precisão nas respostas obtidas, já que ambas espécies vegetais demonstraram resultados semelhantes. Porém, é importante frisar que tais resultados não eliminam a responsabilidade da realização de testes de toxicidade com organismos que estejam presentes no meio de lançamento do efluente, já que a fitotoxicidade é apenas um indicador de toxicidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, M.M.A.; CAHINO, A.M.; ROCHA, E.M.R.; LUCENA, L.G.; ANJOS, R.H. Utilização de inibidores da reação de H₂O₂ para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário através da fotocatálise solar homogênea por UV/ H₂O₂. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2016. Campina Grande. **Anais...** Paraíba: ConGea, 2006. p. 1-5.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22. ed. Washington, DC, 2012.

ARANGO, H.G. Bioestatística - teórica e computacional: com banco de dados reais em disco. 3ed. Rio de Janeiro: **Guanabara Koogan**, 2009. 438p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2016.** Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>>. Acesso em: 19.05.19.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2017.** Disponível em: <http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf>. Acesso em: 19.06.19.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004: resíduos sólidos: classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

BÁEZ, M.C.D.; GRANADOS, Y.P.; RONCO, A. **Bioensayo de toxicidade aguda com Daphnia magna.** In: MORALES, G.C. **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones.** México: IMTA, 2004.

BAIRD, C. Química ambiental. Trad: Maria Angeles Lobo Recio. 2º ed. Porto Alegre: **Bookamn**, p.622, 2002.

BATISTA, M.M. **Eficiência do Processo Foto-Fenton Solar em um Fotorreator Piloto no Pós-Tratamento do Lixiviado do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa.** 2016. 106 p. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, Universidade Federal da Paraíba, 31 de março de 2016.

BORGES, K. **O estudo do monitoramento dos impactos pós-implantação do aterro sanitário de Uberlândia/MG.** 160p. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2016.

BRASIL. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, 03 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente; ICLEI BRASIL. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação - apoiando a implementação da política nacional de resíduos sólidos - do nacional ao local.** 2012. Disponível em:

http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/manual_de_residuos_solidos3003_18_2.pdf.
Acesso em: fev. 2019.

BRITO, N.N.; BROTA, G.A.; SANTOS, E.M.; SILVA, N.B.; PELEGRINI, R.T.; PATERNIANI, J.E.S. Ensaios toxicológicos com sementes para avaliação do tratamento do chorume por filtração lenta e fotocatálise. **Revista HOLOS Environment**, v.10, n.2, p. 146, 2010.

BRITO, N.N.; PELEGRINI, R.T.; PATERNIANI, J.E.S. Filtração lenta no tratamento de percolado de aterro sanitário. **Revista Minerva**, v.4, n.1, p. 85-93, 2007.

BRITO, N.N.; SILVA, V.B.M. Processos Oxidativos Avançados e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v.1, n.3, p. 36-47, 2012.

BUDI, S. et al. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231-237, 2016.

CAHINO, A.M.; ROCHA, E.M.R. Fotocatálise solar por UV/H₂O₂ no tratamento de lixiviado de aterro sanitário aliado ao uso de inibidor na remoção de DQO e cor. **Revista DAE**, v.65, n.208, p. 56-67, 2016.

CAHINO, A.M.; ROCHA, E.M.R.; LUCENA, L.G.; ANJOS, R.H.; PORTO, C.A. Estudo comparativo da redução de corem lixiviado de aterro sanitário utilizando processos de fotocatálise solar. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2016. Campina Grande. **Anais**. Paraíba: ConGea, 2014. p. 1-7.

CÂMARA, F.G. **Estatística Não Paramétrica: Testes de Hipóteses e Medidas de Associação**. Ponta Delgada, Açores. 2001. p.3.

CARNIATO, J.G.; GERALDO, S.M.; PELEGRINE, N.N.B.; PATERNIANI, J.E.S.; PELEGRINE, R.T. Avaliação da toxicidade de percolado de resíduo sólido pós tratamento biológico e fotocatalítico. **Revista Eletrônica de Engenharia Ambiental**, v.4, n.2, p. 092-101, 2007.

CASTILHOS JR., A.B; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JR, A.B. Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, p. 19-50, 2003.

CASTILHOS, A.B. de; FERNANDES, F.; LANGE, L.C.; LOPES, D.D; COSTA R.H.R.; SILVA, S.M.; MARTINS, C.L.; FERREIRA, C.F.A.; MORAVIA, W.G. Tratamento de lixiviado em aterro sanitário em sistemas de lagoa. In: GOMES, L.P. (coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Programa de Pesquisas em saneamento Básico (PROSAB). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação da eficiência das operações unitárias de uma usina de reciclagem e compostagem na recuperação dos materiais recicláveis e na transformação**

da matéria orgânica em composto. 113p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos, 1996.

CHANG, A.C.; GRANTO, T. C.; PAGE, A. L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Environmental Quality**, v.21, p.521-536, 1992.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Diário Oficial da União. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 29/03/2019.

COSTA, F.M.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F.V.; BILA, D.N. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente e Água** - Taubaté, vol. 10, n.1, p.108-116, 2015.

DEUS, R.M.; BATTISTELLE, R.A.G.; SILVA, G.H.R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendência. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, p. 685-698, 2015.

FERREIRA, A.L.A.; MATSUBARA, L.S. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v. 43, n.1, 1997.

GADELHA, A. J. F., DA ROCHA, C. O., DA CUNHA CAMPOS, D. B. Métodos de Tratamento e Acondicionamento de Resíduos Sólidos. **Congresso da Associação Química do Brasil**. 2010.

GHANBARZADEH LAK, M. et al. Application of quadratic regression model for Fenton treatment of municipal landfill leachate. **Waste Management**, v. 32, n. 10, p. 1895–1902, 2012.

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB.** 2017. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica – UV/H₂O₂– para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil.** 2006. 175f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

INAZAKI, T.H.; PIÃO, A.C.S.; BIDOIA, E.D.; RÉGIS, G.; ANGELIS, D.F. Testes de toxicidade utilizando Eruca sativa. In: **14^a Reunião anual do instituto biológico (arquivos do instituto biológico)**, v. 68 (supl.), 2001.

JOAO PESSOA. **Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos sólidos (PMGIRS): Diagnóstico.** João Pessoa: CEAEPGIRS, 2014. Disponível em: <<http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>>. Acesso em 29.05.18.

KANG, Y. W.; CHO, M. J.; HWANG, K. Y. Correction of hydrogen peroxide interference on standard chemical oxygen demand test. **Water Research**, v. 33, n.5, p. 1247-1251. 1999

KANG, Y. W.; HWANG, K.-Y. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. **Water Research**, v. 34, n. 10, p. 2786–2790, jul. 2000.

LINS, M.C.M. **Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da estação de tratamento do aterro da Muribeca - PE.** 2005. 107 p. Dissertação (Biotecnologia de produtos bioativos) – Universidade Federal de Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco, 2005.

LUCENA, L.G.; ROCHA, E.M.R.; SILVA, F.L.H.; CAHINO, A.M. Otimização multivariada do processo foto-Fenton solar na remoção da demanda química de oxigênio em lixiviados de aterros sanitários. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 499-507, 2018.

MARQUES, F.B.R. **Avaliação dos Procedimentos de Operação em Aterros Sanitários no Estado do Rio de Janeiro.** 2010. 186 p. Dissertação (Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.

MARTINS, C.L.; CASTILHOS JR., A.B.; COSTA, R.H. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 401–410, 2010.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUAR, G.J. Solid waste landfill engineering and design. **Englewood Cliffs**, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, 521p, 1995.

MENDHAM, J. et al. Análise Química Quantitativa. 6^a edição. **LTC Editora**, 2011.

MOHAJERI, S. et al. Multiple responses analysis and modeling of Fenton process for treatment of high strength landfill leachate. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 8, p. 1652–1660, 2011.

NASCIMENTO, V.F. **Proposta para indicação de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Bauru-SP, utilizando análise multicritério de decisão e técnicas de geoprocessamento.** p. 2012. 228, 2012.

NASCIMENTO, V.F.; SOBRAL, A.C.; ANDRADE, P.R.; OMETTO, J.P.H.B. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.10, n.4, p. 890-902, 2015.

NASSIF, S.; VIEIRA, I.G.; FERNANDES, G. **Fatores externos ambientais que influenciam na germinação de sementes. Informativo Sementes do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais.** Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo (USP), 1998.

NOGUEIRA, R.F.P.; JARDIM, W.F. Fotocatálise heterogênea e sua aplicação ambiental. **Química Nova**. V.21, n.1, p. 69-72, 1998.

NOGUEIRA, R.F.P.; TROVÓ, A. G.; SILVA, M.R.A. Da; VILLAR, R.D. Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e foto-Fenton. **Quimica Nova**, v.30, n.2, p. 400-408, 2007.

OLIVEIRA, C.N. **Recuperação ambiental de aterros sanitários na região metropolitana de Campinas: revegetação e uso futuro.** 2004. 88 p. Dissertação (Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Estadual de Campinas, Universidade Estadual de Campinas, 2004.

OLIVEIRA, T.B.; GALVÃO, A.C.J. Planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n.1, p. 55-64, 2016.

PELINSON, N.S. **Estudo de tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário submetido à eletro-oxidação como pré-tratamento a um sistema de lodos ativados operado em batelada.** 2013. 158 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

PEREIRA, S.T. **Investigação de processos oxidativos avançados isolados e conjugados no tratamento de lixiviado bruto e antigo visando reuso.** 2018. 86 p. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, Universidade Federal da Paraíba, 2018.

PICHTEL, J. (2005) Waste management practices: municipal, hazardous, and industrial. **Boca Raton: Taylor & Francis.** 649 p.

PIEDRAS, S.R.N.; OLIVEIRA, J.L.R.; MORAES, P.R.R.; BAGER, A. Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum*. **Revista Ciência e agrotecnologia.**, Lavras, v. 30, n. 5, p. 1008-1012, set./out., 2006

PONTES, F.C. **Potencial fitotóxico, antifúngico e antioxidante de extratos foliares de Myrcia splendens (Sw.) DC. (Myrtaceae).** 2015. 111 fls. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) –Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

RAND, G.M.; WELLS, P.G.; McCARTY, L.S. Introduction to Aquatic Toxicology. In: RAND, G.M. Fundamentals of Aguatic Toxicology – Effects, Environmental Fate and Rick Assessment. London, USA: **Taylor&Francis**, 2 ed. 1995. p. 3-66. Disponível em:<<https://books.google.com/?hl=pt-BR>>. Acesso em: 22.04.19

REBESSI, A. C. et al. Estudo da toxicidade crônica do herbicida glifosato em sementes de milho, de quiabo e rúcula. **Revista Engenharia Ambiental Pesquisa e Tecnologia - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n.2, p. 17-27, 2011.

REIS, B.G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário.** 2014. 172 p. Dissertação (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; PAULAIN, S.; DIRASSOUIYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**. p. 468-493, 2008.

ROCHA, E.E.M. **Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de aguazinha em Olinda - PE**. 114 p. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

ROCHA, E.M.R. **Avaliação de sistemas de pós-tratamento de lixiviado por processos biológicos e oxidativos avançados e o desenvolvimento analítico para detecção e quantificação de compostos recalcitrantes**. 2010. 245 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

RONCO, A.; BÁEZ, M.C.D. **Interpretación y Manejo de Resultados. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**. México: IMTA, 2004.

ROSA, E.V.C.; MATERA, L.; SOUZA-SIERRA, M.M.; RÖRIG, L.R.; VIEIRA, L.M.; RADETSKI, C.M. Textile sludge application to non-productive soil: Physico-chemical and phytotoxicity aspects. **Ecotoxicology and Environtal Safety**, New York, v. 68, p. 91-97, 2007.

SANTOS, N.C SOUSA, L.B.; FREITAS, D.; RIGUEIRO, M.P.; SCARPI, M.J. Toxicidade córneo-conjuntival do colírio de iodo-povidona: estudo experimental. **Revista Arq Bras Oftalmol**, v. 66, p. 279-8, 2003.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G.L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004.

SILVA, A.S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. 129 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, A.S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. 2012. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) –Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, F.L.; ELGER, S.G. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio Piabanga (RJ) utilizando ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos. **In: XX – Jornada de Iniciação Científica-CETEM**, 2012. Rio de Janeiro, 2012, p. 1-4.

SILVA, M.R.A.; OLIVEIRA, M.C.; NOGUEIRA, R.F.P. Estudo da aplicação do processo foto-Fenton solar na degradação de efluentes de indústria de tintas. **Eclética Química**, São Paulo, v.29, n.2, p. 19-25, 2004.

SILVA, T.F.C.V; SILVA, M.E.F.; CUNHA-QUEDA, A.C.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; SOUSA, M.A.; GONÇALVES, C. ALPENDURA, M. F.; BOAVENTURA, R.A.R.; VILAR, V.J.P. Sistema de tratamento multiprojetivo para lixiviação bruta de aterro sanitário combinando nitrificação nitrificada/enitrificação / foto solar-Fenton / processos biológicos, em

uma escala próxima a industrial e Desenvolvimento de biodegradabilidade e perfil de evolução de poluentes de traço. **Water Research**, v.47, n.16, p. 6167-6186, 2012.

SOBREIRO, M.C; RONCO, A. **Ensayo de toxicidade aguda com semillas de lechuga (*Lactuca Sativa*)**. In: **MORALES, G.C. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**. México: IMTA, 2004.

SOLTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) –Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUZA, B.M. de. **Avaliação de processos oxidativos avançados acoplados com carvão ativado granulado com biofilme para reuso de efluentes de refinaria de petróleo**. 2010; 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

VILAR, V.J.P.; ROCHA, E.M.R.; MOTA, F.S.; FONSECA, A.; SARAIWA, I.; BOAVENTURA, R.A.R. Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale. **Water Research**, v.45, n. 8, p. 2647-2658, 2011.

WU, Y. et al. Modeling physical and oxidative removal properties of Fenton process for treatment of landfill leachate using response surface methodology (RSM). **Journal of Hazardous Materials**, v. 180, n. 1–3, p. 456–65, 2010

APÊNDICE A – Comprimento das plântulas

Tabela 15 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra LB e demais parâmetros calculados.

REPOLHO - LB							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	25,0%	19,0%	12,5%	9,4%	6,3%
1	1	4,60		0,20	0,80	1,00	3,40
	2	4,20		0,10	0,90	1,40	3,50
	3	5,00			0,40	2,10	3,10
	4	4,00			0,50	1,80	3,40
	5	4,80			0,30	1,60	3,00
	6	5,10			0,30	1,70	2,50
	7	4,00			0,20	1,50	2,20
	8	4,20					4,00
	9	5,00					3,30
	10	4,10					4,50
2	1	5,40		0,2	0,60	2,00	5,00
	2	5,50		0,3	0,40	1,20	5,10
	3	5,50		0,3	0,30	1,10	5,20
	4	4,20		0,10	0,40	1,60	5,30
	5	4,60			0,40	1,80	4,40
	6	2,00			0,30	1,50	4,50
	7	5,20				1,30	4,10
	8	5,30				1,40	3,30
	9	5,50				0,90	3,50
	10	5,10					2,80
3	1	5,30		0,2	0,50	1,30	4,10
	2	3,80		0,2	0,60	1,10	4,40
	3	6,30		0,1	0,60	1,40	3,60
	4	6,00		0,20	0,90	1,10	3,20
	5	5,30			0,60	1,50	3,30
	6	5,60			0,50	2,10	3,20
	7	4,80			0,40	2,00	3,10
	8	5,10			0,40	1,40	3,30
	9	4,00	0,00		0,20		0,80
	10	4,9					0,60
MÉDIA		4,8133	0,0000	0,1900	0,4773	1,4917	3,4900
DESVIO		0,8270	-	0,0738	0,1998	0,3463	1,0883
ICRP (%)		0,0000	100,0000	96,0526	90,0844	69,0097	27,4931
Coeficiente de variação (CV)		17%	-	39%	42%	23%	31%
Sementes germinadas		30	1	10	22	24	30
% Germinação		100%	3%	33%	73%	80%	100%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 16 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra FF e demais parâmetros calculados.

REPOLHO - FF							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	100,0%	75,0%	50,0%	37,5%	25,0%
1	1	4,60		0,20	0,90	2,00	4,20
	2	4,20		0,20	1,00	2,50	4,00
	3	5,00			0,60	3,10	4,80
	4	4,00			0,60	3,10	5,10
	5	4,80			1,10	2,50	3,70
	6	5,10			0,80	2,80	3,50
	7	4,00			0,30	2,10	4,20
	8	4,20			0,50	1,90	4,50
	9	5,00				3,10	3,30
	10	4,10				2,80	4,00
2	1	5,40			0,50	2,60	4,60
	2	5,50			0,30	2,90	4,60
	3	5,50			0,70	3,00	4,20
	4	4,20			1,00	1,90	3,50
	5	4,60			0,80	1,10	4,10
	6	2,00				1,60	3,30
	7	5,20				2,20	3,60
	8	5,30					3,30
	9	5,50					0,80
	10	5,10					4,00
3	1	5,30		0,20	0,60	1,20	4,20
	2	3,80		0,30	0,60	1,10	4,00
	3	6,30			0,60	2,40	4,10
	4	6,00			1,30	2,60	3,30
	5	5,30			1,10	1,80	4,00
	6	5,60			0,30	1,90	4,50
	7	4,80			0,20	2,00	4,60
	8	5,10				2,20	4,50
	9	4,00					3,80
	10	4,9					4,00
MÉDIA		4,8133	0,0000	0,2250	0,6900	2,2560	3,9414
DESVIO		0,8415	0,0000	0,0500	0,3059	0,6138	0,7735
ICRP (%)		0,0000	100,0000	95,3255	85,6648	53,1302	18,1154
Coeficiente de variação (CV)		17%	-	22%	44%	27%	20%
Sementes germinadas		29	0	4	20	25	29
% Germinação		97%	0%	13%	67%	83%	97%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 17 - Comprimento das plântulas de repolho expostas à amostra FAA e demais parâmetros calculados.

REPOLHO - FAA							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	25,0%	19,0%	12,5%	9,4%	6,3%
1	1	4,60	0,20	0,70	2,00	2,10	4,50
	2	4,20	0,40	0,80	2,10	1,80	4,00
	3	5,00	0,40	0,60	1,50	1,80	3,60
	4	4,00	0,30	0,50	1,10	1,80	3,80
	5	4,80	0,10	0,80	0,90	2,00	3,00
	6	5,10	0,20	0,90	1,40	1,80	3,20
	7	4,00	0,20	0,80	1,50	0,90	3,80
	8	4,20		0,40	1,20	1,10	3,50
	9	5,00		0,40	1,00	1,50	3,40
	10	4,10		0,20		1,90	3,50
2	1	5,40	0,40	0,50	2,50	2,20	3,20
	2	5,50	0,20	0,80	2,20	2,40	3,00
	3	5,50	0,30	0,20	1,00	2,00	4,10
	4	4,20	0,10	0,20	1,00	2,10	4,40
	5	4,60	0,20	0,50	0,90	2,20	2,80
	6	2,00		0,70	0,80	1,80	2,50
	7	5,20		0,50	0,90	1,90	2,20
	8	5,30			1,10	2,00	1,80
	9	5,50			1,00	1,00	1,80
	10	5,10				1,40	2,00
3	1	5,30	0,20	0,90	1,60	1,50	3,10
	2	3,80	0,20	0,30	0,80	2,50	4,40
	3	6,30	0,10	0,30	1,10	2,60	3,80
	4	6,00	0,30	0,30	1,20	2,80	3,50
	5	5,30		0,20	1,40	2,90	3,60
	6	5,60		0,50	1,10	2,40	4,40
	7	4,80			0,60	2,20	4,00
	8	5,10			0,90	2,60	3,60
	9	4,00				2,10	4,20
	10	4,9				2,60	3,30
MÉDIA		4,8133	0,2375	0,5217	1,2615	1,9967	3,4000
DESVIO		0,8270	0,1025	0,2392	0,4776	0,5034	0,7629
ICRP (%)		0,0000	95,0658	89,1605	73,7908	58,5180	29,3629
Coeficiente de variação (CV)		17%	43%	46%	38%	25%	22%
Sementes germinadas		30	16	23	26	30	30
% Germinação		100%	53%	77%	87%	100%	100%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 18 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra LB e demais parâmetros calculados.

ALFACE - LB							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	25,0%	19,0%	12,5%	9,4%	6,3%
1	1	5,50			1,20	3,80	3,80
	2	4,50			2,10	3,00	3,00
	3	5,10			2,00	2,80	2,80
	4	5,30			1,50	3,90	3,90
	5	4,70			1,60	2,80	2,80
	6	5,60			1,50	3,30	3,30
	7	5,30			1,80	2,50	2,50
	8	5,70			1,50	3,30	3,30
	9	6,30				4,30	4,30
	10	6,00			2,20	3,70	3,70
2	1	5,30			2,00	3,90	3,90
	2	5,60			2,10	2,90	2,90
	3	4,80			1,40	3,00	3,00
	4	5,10			1,20	3,30	3,30
	5	5,50			1,40	3,50	3,50
	6	5,70			1,60	3,80	3,80
	7	5,50			1,90	2,00	2,00
	8	5,80			1,60	2,50	2,50
	9	5,70				3,50	3,50
	10	5,20					4,50
3	1	5,50			2,00	3,00	3,00
	2	4,80			2,10	3,40	3,40
	3	4,90			2,00	3,40	3,40
	4	5,70			1,80	3,50	3,50
	5	5,30			1,60	2,80	2,80
	6	5,20			1,30	2,90	2,90
	7	5,40			2,50	2,90	2,90
	8	5,50			1,70	3,30	3,30
	9	5,60	0,00	0,00	2,00	1,50	1,50
	10	4,9				0,90	0,90
MÉDIA		5,3667	0,0000	0,0000	1,7538	3,0828	3,0828
DESVIO		0,4003	-	-	0,3349	0,7226	0,7226
ICRP (%)		0,0000	100,0000	100,0000	67,3196	42,5573	42,5573
Coeficiente de variação (CV)		7%	-	-	19%	23%	23%
Sementes germinadas		30	1	1	26	29	30
% Germinação		100%	3%	3%	87%	97%	97%
							100%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 19 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra FAA e demais parâmetros calculados.

ALFACE - FAA							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	25,0%	19,0%	12,5%	9,4%	6,3%
1	1	5,50		1,00	3,00	2,60	3,70
	2	4,50		0,50	3,20	3,00	3,60
	3	5,10		0,80	3,10	3,10	3,50
	4	5,30		0,70	2,60	2,90	3,60
	5	4,70		0,70	2,80	3,30	3,40
	6	5,60		0,80	2,90	2,90	3,70
	7	5,30		0,70	3,00	3,10	3,50
	8	5,70		0,70	3,10	2,80	3,60
	9	6,30			2,60	2,50	3,10
	10	6,00					3,20
2	1	5,30		0,60	1,80	3,50	2,90
	2	5,60		0,90	2,00	3,40	2,80
	3	4,80		0,80	2,20	2,80	3,30
	4	5,10		0,80	2,10	2,90	3,20
	5	5,50		0,70	2,30	2,40	3,10
	6	5,70		0,70	2,10	3,00	3,00
	7	5,50		0,70	2,40	2,20	3,00
	8	5,80		0,40	2,30	2,70	3,30
	9	5,70			2,10	2,00	
	10	5,20			1,80	1,90	2,90
3	1	5,50		0,80	2,20	3,50	3,30
	2	4,80		0,90	2,40	3,30	3,40
	3	4,90		0,60	2,10	3,00	3,50
	4	5,70		0,50	2,00	3,40	3,00
	5	5,30		0,40	1,60	2,00	2,50
	6	5,20		0,60	1,40	2,50	2,00
	7	5,40		0,70	2,30	2,00	2,50
	8	5,50			1,70	1,60	3,10
	9	5,60	0,00			1,70	2,45
	10	4,9				1,00	2,80
MÉDIA		5,3667	0,0000	0,6957	2,3370	2,6552	3,1362
DESVIO		0,4003	-	0,1522	0,4947	0,6350	0,4172
ICRP (%)		0,0000	100,0000	87,0375	56,4527	50,5247	41,5614
Coeficiente de variação (CV)		7%	-	22%	21%	24%	13%
Sementes germinadas		30	1	23	27	29	30
% Germinação		100%	3%	77%	90%	97%	100%

Fonte: Autor (2019).

Tabela 20 - Comprimento das plântulas de alface expostas à amostra FF e demais parâmetros calculados.

ALFACE - FF							
Réplica	Número	Comprimento das plântulas (cm)					
		Branco	100,0%	75,0%	50,0%	37,5%	25,0%
1	1	5,50		0,60	0,70	1,10	3,00
	2	4,50		0,40	0,60	1,30	2,50
	3	5,10		0,50	0,80	1,30	4,50
	4	5,30		0,40	0,65	1,40	2,60
	5	4,70		0,40	0,20	1,00	4,50
	6	5,60		0,30	0,80	1,60	3,00
	7	5,30		0,40	0,60	0,90	2,50
	8	5,70		0,50	0,70	1,10	5,00
	9	6,30			0,35		3,60
	10	6,00					4,00
2	1	5,30		0,45	0,30	1,40	4,00
	2	5,60		0,20	0,70	1,30	4,50
	3	4,80		0,10	0,40	1,20	3,70
	4	5,10		0,10	0,60	1,50	5,00
	5	5,50		0,20	0,30	1,20	4,20
	6	5,70		0,20	0,25	1,30	3,80
	7	5,50		0,20	0,70	1,20	4,00
	8	5,80		0,40	0,40	1,10	5,00
	9	5,70			0,40	1,40	5,50
	10	5,20				1,30	4,40
3	1	5,50		0,30	0,60	0,90	5,00
	2	4,80		0,30	0,50	0,80	4,60
	3	4,90		0,20	0,40	1,40	4,40
	4	5,70		0,20	0,40	1,30	4,50
	5	5,30		0,40	0,50	1,40	3,00
	6	5,20		0,40	0,60	1,40	3,80
	7	5,40		0,30	0,70	1,40	4,60
	8	5,50			0,70	0,95	4,50
	9	5,60				1,20	5,50
	10	4,9				1,25	5,30
MÉDIA		5,3667	0,0000	0,3239	0,5327	1,2357	4,1233
DESVIO		0,3974	0,0000	0,1330	0,1755	0,1952	0,8681
ICRP (%)		0,0000	100,0000	93,9644	90,0741	76,9743	23,1677
Coeficiente de variação (CV)		7%	-	41%	33%	16%	21%
Sementes germinadas		29	0	23	26	28	30
% Germinação		97%	0%	77%	87%	93%	100%

Fonte: Autor (2019).

APÊNDICE B – Teste de Normalidade

Tabela 21 - Teste de normalidade de Shapiro-Wilk para as amostras controle, LB, FAA e FF com as sementes de alface e repolho.

Lixiviado	Concentrações	Alface (p-valor)	Repolho (p-valor)
Controle	-	0,07214	0,0421
	25%	-	-
	19%	-	5,124e ⁻⁰⁷
LB	12,5%	0,00014	0,01982
	9,375%	0,00076	0,00104
	6,25%	0,00072	0,02363
	3,125%	0,72140	0,04799
	25%	-	9,605e ⁻⁰⁵
FAA	19%	0,00024	0,01658
	12,5%	0,00057	0,06598
	9,375%	0,00410	0,04694
	6,25%	2,729e ⁻⁰⁶	0,07628
	3,125%	0,56310	0,1035
FF	100%	-	-
	75%	0,01925	9,139e ⁻¹⁰
	50%	0,01246	0,00532
	37,5%	9.083e ⁻⁰⁶	0,00206
	25%	0,15400	3,451e ⁻⁰⁶
	19%	0,14410	2,02e ⁻⁰⁵

Fonte: Autor (2019).