



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR - CCTA
UNIDADE ACADÊMICA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AMBIENTAL - UACTA

VANDILER FERREIRA JÚNIOR

**ANÁLISE DO POTENCIAL FITOTÓXICO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO: UM ESTUDO PRELIMINAR**

POMBAL - PB

2023

VANDILER FERREIRA JÚNIOR

**ANÁLISE DO POTENCIAL FITOTÓXICO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO: UM ESTUDO PRELIMINAR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *Campus* de Pombal - PB, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Naiara Ângelo Gomes
Coorientadora: Profa. Dra. Andrea Maria Brandão
Mendes de Oliveira

POMBAL - PB

2023

F383a Ferreira Júnior, Vandiler.

Análise do potencial de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: um estudo preliminar / Vandiler Ferreira Júnior. – Pombal, 2023.

54 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, 2023.

“Orientação: Profa. Dra. Naiara Ângelo Gomes, Profa. Dra. Andrea Maria Brandão Mendes Oliveira”.

Referências.

1. Fitotoxicidade. 2. Efluentes. 3. *Lactuca sativa*. 4. Meio ambiente. 5. Alfaca. 6. Sementes vegetais. I. Gomes, Naiara Ângelo. II. Oliveira, Andrea Maria Brandão Mendes. III. Título.

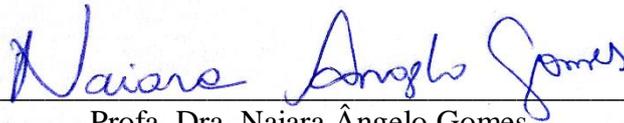
CDU 615.9 (043)

VANDILER FERREIRA JÚNIOR

**ANÁLISE DO POTENCIAL FITOTÓXICO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO: UM ESTUDO PRELIMINAR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *Campus* de Pombal - PB, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Naiara Ângelo Gomes
(Orientadora – UFCG/CCTA)



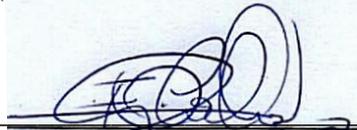
Profa. Dra. Andrea Maria Brandão Mendes de Oliveira
(Coorientadora – UFCG/CCTA)



Eng. Dra. Elisângela Maria da Silva
(Examinadora Externa - Engenheira Ambiental)



Prof. Msc. Francisco Miqueias Sousa Nunes
(Examinador Externo - UEPB)



Msc. Luiz Fernando de Oliveira Coelho
(Examinador Interno - CCTA/UFCG)

Pombal-PB, 10 de fevereiro de 2023.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me guiado, pela sua benção e força em momentos difíceis, pois sem a sua presença não teria chegado até aqui.

Aos meus pais, Maria do Socorro Lucas e Vandiler Ferreira Lopes, por tanta confiança, apoio, dedicação e serem sinônimos de amor, integridade e carinho. E por não terem me deixado faltar nada durante a minha graduação e na minha vida. Ao meu irmão, Wambergue Ferreira Lucas, pelo apoio e conselhos.

À minha namorada, Maria Tereza Gomes, pelo seu incentivo, amizade, companheirismo e por ter me ajudado durante toda a realização deste trabalho. Obrigado pelo cuidado e amor dedicado a mim.

À minha orientadora, Naiara Angelo Gomes, por cada ensinamento durante a minha graduação, pela confiança no meu trabalho, pela credibilidade e a orientação que foi de extrema contribuição para o aperfeiçoamento deste trabalho.

Aos meus amigos, Anne Sales, Altair Dantas, Antônio Neto e entre outros companheiros de graduação, por tornar a rotina da universidade menos monótona e estressante e por todo carinho.

Aos companheiros de trabalho diário, Gustavo Dantas e Miquéias Formiga, pelo apoio e compreensão.

À coordenação do Laboratório de Águas (LAAg) pela realização das análises presentes neste trabalho, orientadas pelo Técnico Luiz Fernando.

À banca examinadora formada pela Profa. Dra. Andréa Brandão, Msc. Luiz Fernando, Dra. Elisângela Maria da Silva e Prof. Miqueias Sousa Nunes, por todas as contribuições prestadas a esta pesquisa.

À todos os professores que fizeram parte da minha trajetória e que contribuíram na minha formação profissional e como cidadão.

À todos Técnicos Administrativos em Educação do CCTA.

RESUMO

A geração de efluentes, a exemplo do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, tem causado uma preocupação eminente, visto que seus efeitos tóxicos ocasionam diversos impactos negativos no meio ambiente, além de ser preocupante do ponto de vista de saúde pública. Assim, neste trabalho, objetivou-se investigar o potencial tóxico do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na microrregião de Sousa-PB utilizando sementes vegetais. A metodologia empregada consistiu na realização de coletas mensais, durante os meses de novembro/2022 a janeiro/2023, de lixiviado no Aterro Sanitário em Sousa-PB e de esgoto doméstico em uma galeria na área urbana de Pombal-PB. Após as coletas, ambos os efluentes foram caracterizados por meio de ensaios físico-químicos e fitotoxicológicos, utilizando como bioindicadores sementes vegetais de *Lactuca sativa* (alface). Por fim, os dados determinados passaram por um tratamento estatístico. Observou-se que os efluentes, lixiviado e esgoto doméstico, exerceram efeitos tóxicos nas sementes vegetais estudadas, seja na sua forma diluída ou *in natura*. O Lixiviado apresentou toxicidade gradativa à medida que aumentou a concentração nas diluições, diminuindo os níveis de germinação e crescimento relativo das sementes. Embora o esgoto doméstico diluído nas concentrações de 2, 4, 8, 16, 32 e 100% não tenha causado toxicidade severa aos bioindicadores analisados, os testes mostraram diminuição dos índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo das Raízes (CRR). Esses resultados permitiram concluir que tais efluentes não podem ser lançados diretamente em recursos hídricos, assim como reutilizado na irrigação sem tratamento prévio.

Palavras-chave: Efluentes. Fitotoxicidade. *Lactuca sativa*. Meio ambiente.

ABSTRACT

The generation of effluents, such as landfill leachate and domestic sewage, has caused an imminent concern, since its toxic effects cause several negative impacts on the environment, in addition to being worrying from the point of view of public health. Thus, in this work, the objective was to investigate the toxic potential of landfill leachate and domestic sewage in the micro region of Sousa-PB using vegetable seeds. The methodology used consisted of carrying out monthly collections, during the months of November/2022 to January/2023, of leachate in the Sanitary Landfill in Sousa-PB and of domestic sewage in a gallery in the urban area of Pombal-PB. After collection, both effluents were characterized by means of physical-chemical and phytotoxicological tests, using plant seeds of *Lactuca sativa* (lettuce) as bioindicators. Finally, the determined data underwent statistical treatment. It was observed that the effluents, leachate and domestic sewage exerted toxic effects on the vegetable seeds studied, either in their diluted form or in natura. The leachate showed gradual toxicity as the concentration in the dilutions increased, decreasing the levels of germination and relative growth of the seeds. Although domestic sewage diluted at concentrations of 2, 4, 8, 16, 32 and 100% did not cause severe toxicity to the analyzed bioindicators, the tests showed a decrease in the Relative Seed Germination (GRS) and Relative Root Growth (CRR) indices.). These results led to the conclusion that such effluents cannot be released directly into water resources, as well as reused in irrigation without prior treatment.

Keywords: Effluents. Phytotoxicity. *Lactuca sativa*. Environment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Aterro sanitário de resíduos sólidos.....	16
Figura 2 - Localização do Aterro Sanitário em Sousa-PB	24
Figura 3 - Localização do perímetro urbano em Pombal-PB	25
Figura 4 - Ponto de coleta do esgoto <i>in natura</i> em Pombal-PB	26
Figura 5 - Coleta dos efluentes: A) Lixiviado; B) Esgoto doméstico	27
Figura 6 - Teste de fitotoxicidade: A) Germinação e crescimento da raiz da semente; B) Medição da raiz.....	30
Figura 7 - GRS e CRR das sementes de alface para o lixiviado (nov/22)	35
Figura 8 - GRS e CRR das sementes de alface para esgoto doméstico (nov/22)	35
Figura 9 - CRR e GRS das sementes de alface para o esgoto doméstico (dez/22)	37
Figura 10 - GRS e CRR das sementes de alface do lixiviado (jan/23)	38
Figura 11 - GRS e CRR das sementes de alface do esgoto doméstico (jan/23)	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados do teste preliminar	28
Tabela 2 - Síntese dos materiais e processos utilizados.....	29
Tabela 3 - Classificação qualitativa do grau de fitotoxicidade em função do IG.....	31
Tabela 4 - Caracterização físico-químico.....	33
Tabela 5 - Valores de IG e CE ₅₀ para as sementes de <i>Lactuca sativa</i>	40

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Materiais e equipamentos utilizados no decorrer da pesquisa	27
Quadro 2 - Testes estatísticos utilizados para o tratamento dos dados	31

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas e Técnicas
CE	Condutividade Elétrica
CE ₅₀	Concentração Efetiva Mediana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRR	Crescimento Relativo das Raízes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
GRS	Germinação Relativa das Sementes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de Germinação
MCRA	Média do Comprimento da Raiz na Amostra
MCRC	Média do Comprimento da Raiz no Controle
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NSGA	Número de Sementes Germinadas na Amostra
NSGC	Número de Sementes Germinadas no Controle
OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
PH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USTR	Unidade Sousa de Tratamento de Resíduos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 Geral.....	15
2.2 Específicos	15
3 REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1 Aterros Sanitários	16
3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário	17
3.3 Esgoto Doméstico.....	17
3.4 Fitotoxicidade	18
3.5 Toxicidade do Lixiviado de Aterro Sanitário	20
3.6 Toxicidade do Esgoto Doméstico.....	21
3.7 Fatores que Influenciam na Toxicidade do Lixiviado e do Esgoto Doméstico.....	21
3.7.1 Potencial hidrogeniônico (pH).....	21
3.7.2 Condutividade Elétrica (CE).....	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	23
4.1.1 Caracterização do Aterro Sanitário em Sousa-PB.....	23
4.1.2 Caracterização do local de coleta do esgoto doméstico.....	24
4.1.3 Coletas de lixiviado e de esgoto doméstico	26
4.1.4 Monitoramento físico-químicos dos efluentes.....	27
4.1.5 Monitoramento fitotoxicológico dos efluentes	28
4.1.7 Tratamento estatístico dos dados	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 Caracterização Físico-Química do Lixiviado e Esgoto Doméstico In Natura.....	33
5.2.1 Efeitos fitotóxicos do lixiviado e esgoto doméstico – Mês de Novembro/2022.....	35
5.2.2 Efeitos fitotóxicos do esgoto doméstico – Mês de Dezembro/2022	36
5.2.3 Efeitos fitotóxicos do lixiviado e esgoto doméstico – Mês de Janeiro/2023	37
5.2.4 Índices de Germinação (IG) e Concentrações Efetivas medianas (CE ₅₀)	40
6 CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS.....	44
APÊNDICES	52

1 INTRODUÇÃO

A disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tem aumentado exponencialmente ao longo dos anos no Brasil, principalmente, pelo aumento do padrão de vida e consumo da população. Diante disso, surge a necessidade de dispor adequadamente esses RSU, e uma alternativa viável são os aterros sanitários. Destaca-se que a construção desses locais estão cada vez mais frequentes em virtude das exigências legais. A lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020, estabelece prazos para que as administrações públicas municipais encerrem as atividades de seus lixões e aterros controlados, os quais podem ser substituídos por aterros sanitários ou industriais, que, do ponto de vista ambiental e técnico, são formas de disposição final de resíduos ambientalmente corretas.

Os aterros sanitários, mesmo sendo uma técnica adequada, ainda geram alguns subprodutos inevitáveis, a exemplo do lixiviado, que é resultante das águas que percolam o interior da massa de resíduos aterrada. Em função disso, tem-se um efluente com uma coloração escura, odor desagradável e diversos poluentes e/ou contaminantes. Esses por sua vez, podem ser categorizados em quatro grupos principais: matéria orgânica dissolvida, matéria inorgânica dissolvida, metais pesados e compostos xenobióticos (KAMARUDDIN *et al.*, 2017; BABAEI; SABOUR; MOVAHED, 2021).

Em virtude dos diversos poluentes e/ou contaminantes inerentes ao lixiviado, esse subproduto aquoso é considerado altamente tóxico de composição complexa e heterogênea, e seu lançamento no meio ambiente, sem um tratamento eficiente, pode causar a degradação de ambientes aquáticos, terrestres e problemas à saúde pública (ABUNAMA; OTHMAN; NILAM, 2021).

Outro problema resultante da falta de saneamento no Brasil, são os despejos de esgoto doméstico de forma ambientalmente inadequada, seja diretamente no solo causando a sua contaminação, e, dependendo do volume, a poluição e/ou contaminação dos lençóis freáticos. Além disso, a sua disposição, seja *in natura* ou tratado inadequadamente, em corpos hídricos gera diversos efeitos negativos ao ambiente, como o aumento da matéria orgânica, alterações das condições ambientais e impactos na flora e fauna aquática, bem como na qualidade da água.

O esgoto doméstico é advindo sobretudo de estabelecimentos comerciais, residências, instituições ou outras edificações que possuam instalações de lavanderia, cozinha e banheiro. Devido a presença de matéria fecal, esse efluente apresenta riscos

significativos à saúde pública, principalmente, quando acontece a ingestão de água contaminada. Tal contaminação se dá quando, na grande maioria das vezes, existem despejos de esgotos domésticos ou outra fonte de dejetos humanos e animais. Doenças patogênicas como cólera, febre tifoide, hepatite A, gastroenterite viral e bacteriana são algumas transmitidas pela água (VALLIM, 2019).

Apesar da literatura ressaltar que o lixiviado é mais tóxico que o esgoto (MAGALHÃES, 2012), ainda são poucos os trabalhos ecotoxicológicos que estudam ambos os efluentes e comparam o seu potencial tóxico. Dentre os testes ecotoxicológicos disponíveis, os que avaliam a toxicidade em sementes vegetais apresentam respostas fitotóxicas confiáveis (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017).

No Brasil, esses ensaios ainda são escassos, principalmente em aterros sanitários do Semiárido, desse modo, a avaliação dos danos do lixiviado e do esgoto doméstico em espécies vegetais específicas evita e previne a sua toxicidade severa e contínua. Além disso, mostra-se como uma necessidade ambiental, sendo uma forma rápida e segura de analisar os riscos que o lixiviado e esgoto doméstico pode causar à vegetação aquática e terrestre.

Alguns espécimes vegetais vêm sendo paulatinamente utilizadas para bioensaios, tais como alface (*Lactuca sativa*), repolho (*Brassica oleracea L. var. capitata L.*), tomate (*Solanum lycopersicum*), entre outras hortaliças. As sementes de alface se destacam pelo fato de que possuem grande superfície de contato, serem pequenas em tamanho e massa e, portanto, possuem baixa quantidade de endosperma aproveitável (RODRIGUES *et al.*, 2013).

Levando em consideração os aspectos mencionados acima, é de fundamental importância o estudo acerca das consequências advindas da toxicidade em ambos os efluentes analisados, com intuito de verificar as causas e efeitos do lixiviado e esgoto doméstico no ambiente, além de contribuir do ponto de vista social e ambiental. Durante a realização de estudos dessa natureza também é formado um conjunto de dados que pode ser utilizado para prever os possíveis impactos ambientais, bem como contribuir positivamente para a escolha de técnicas ou sistemas de tratamento e ser utilizado na tomada decisão no que diz respeito ao gerenciamento dos efluentes gerados.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar o potencial tóxico do lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico gerados na microrregião de Sousa-PB, utilizando sementes vegetais.

2.2 Específicos

- Calcular os efeitos tóxicos nas sementes de *Lactuca sativa* (alface), usando diferentes concentrações de lixiviado e esgoto doméstico;
- Averiguar se as concentrações de lixiviado e esgoto doméstico estudadas apresentam efeitos tóxicos significativos nas sementes avaliadas;
- Determinar a Concentração Efetiva mediana (CE₅₀) dos efluentes estudados, comparando os seus efeitos fitotóxicos.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

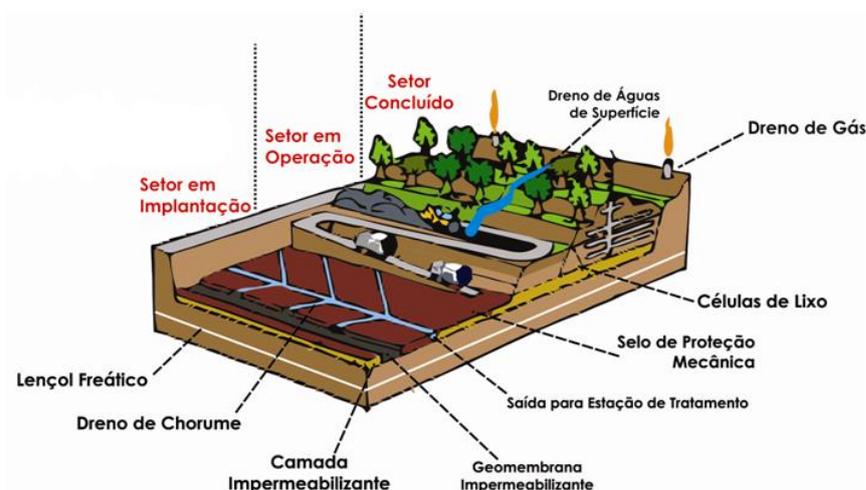
3.1 Aterros Sanitários

Por meio da NBR 8.419 (ABNT, 1992), a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estabelece que os aterros sanitários são:

Técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992, p. 1).

Além de definições de âmbito ambiental e social, os aterros sanitários podem ser definidos como uma obra geotécnica que compreende um conjunto de normas operacionais específicas e princípios básicos de engenharia, como sistemas de drenagem, impermeabilização, compactação, estabilidade de maciço, monitoramento ambiental entre outros, visando além da redução dos impactos ambientais, também reduzir custos na implantação da obra e garantir a estabilidade e segurança de tal empreendimento por todo seu período de funcionamento (SILVA; TAGLIAFERRO, 2021). A Figura 1 ilustra-se a configuração um aterro sanitário de resíduos sólidos.

Figura 1 - Aterro sanitário de resíduos sólidos



Fonte: SEMARH (2013)

3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido extremamente contaminado, e a sua geração se dá por um conjunto de processos físico-químicos e biológicos que ocorrem dentro de células contendo RSU aterrados. Sua composição é complexa, heterogênea e variável, apresentando altas concentrações de nitrogênio amoniacal, fósforo total, matéria orgânica dissolvida, compostos recalcitrantes, metais pesados e poluentes tóxicos nocivos ao meio ambiente (PENG, 2013).

As características físico-químicas, biológicas e toxicológicas do lixiviado são influenciadas por fatores naturais e operacionais e pelo tipo de flora microbiana prevalente no processo de degradação biológica dos RSU. Isso demonstra que, ao longo da vida útil de um aterro sanitário, a composição desse subproduto sofre constantes alterações (SEKHOHOLA-DLAMINI; TEKERE, 2019).

A microbiota predominante no processo de biodegradação depende dos estágios/etapas/fases de evolução dos RSU aterrados, os quais podem ser classificados em: aeróbio, ácido anaeróbico, metanogênico e etapa de estabilização ou maturação (NAVEEN *et al.*, 2017). Na prática, essas fases acontecem de forma simultânea no aterro, visto que, diariamente são depositados RSU novos nas células, resultando uma massa de resíduos com diferentes idades e estágios de biodegradação (GOMES, 2017).

Diante do exposto, quando o lixiviado é lançado inadequadamente no ambiente vários impactos negativos significativos são acarretados ao solo, bem como às águas subterrâneas e superficiais, podendo atingir e interferir na qualidade de vida da população. Estudos relatam que poluentes do lixiviado causam efeitos cumulativos e prejudiciais ao crescimento de organismos aquáticos, a ecologia e cadeias alimentares, bem como graves problemas de saúde pública, a exemplo de efeitos carcinogênicos, toxicidade aguda e genotoxicidade (LUO *et al.*, 2020).

3.3 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico nada mais é do que alterações físico-químicas e biológicas das características padrões da água de consumo, causados a partir da ação antrópica que utiliza esse recurso para diversos fins, em residências, estabelecimentos comerciais, industriais e instituições públicas (Libânio, 2006).

Segundo a NBR 9648 e ABNT, 1986, esgoto doméstico é definido como despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. E,

esgoto sanitário é definido como o despejo líquido constituído de esgoto doméstico, industrial, águas de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

As propriedades do esgoto doméstico se enquadram em três categorias distintas que incluem: as propriedades físicas (matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez); as propriedades químicas (poluentes orgânicos e inorgânicos); e as propriedades biológicas, que são associadas a bactérias, fungos, protozoários e vírus (JORDÃO; PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2014; METCALF; EDDY, 2016)

A temperatura é um fator importante a ser avaliada em processos de reações químicas e biológicas no esgoto doméstico. No que diz respeito a decomposição anaeróbica, os compostos de enxofre são os principais agentes causadores da geração de odores desagradáveis (BRANDT *et al.*, 2017). A cor e a turbidez apontam o estado de decomposição do esgoto, existem, portanto, o esgoto fresco que apresenta coloração tipicamente cinza, e o preto indicando sua decomposição parcial (JORDÃO; PESSÔA, 2014). No esgoto doméstico, a matéria orgânica pode ser encontrada em solução, representada por sólidos orgânicos dissolvidos, que podem ser rapidamente biodegradados, e em suspensão, refletida em sólidos suspensos em meio líquido, que são lentamente biodegradáveis.

Segundo Jerônimo *et al.*, (2013), a concentração de matéria orgânica pode ser determinada indiretamente pela análise do consumo de oxigênio e oxidação química, realizando as medidas de concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

As características biológicas do esgoto sanitário são determinadas a partir do conjunto complexo de patógenos excretados por seres humanos através de fezes, urina e flocos de pele. A infecção causada por tais patógenos em seres humanos através do consumo de água contendo esses microrganismos, visto que o esgoto sanitário, em alguns casos, é lançado *in natura* nos corpos hídricos, sendo capaz de ocasionar danos à saúde dos indivíduos que consumirem a água contaminada (RUSIÑOL *et al.*, 2020).

3.4 Fitotoxicidade

A fitotoxicidade tem como principal finalidade determinar os efeitos causados por agentes tóxicos ou substâncias, utilizando plantas como indicadores ambientais, levando em consideração o tempo de exposição, a concentração e os efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas (PEDUTO, 2019).

Com intuito de compreender os efeitos dos contaminantes no meio ambiente, as sementes vêm sendo utilizadas como organismos teste em análises de fitotoxicidade (MARTINS *et al.*, 2016). Esses bioensaios apresentam respostas em um curto período e são de baixo custo, sendo viável uma grande quantidade de testes com um pequeno volume de amostra.

Geralmente, nos ensaios de fitotoxicidade são analisados a germinação e o crescimento das raízes das plântulas, como resposta ao meio contaminante. Portanto, o crescimento das radículas ou raízes das sementes pode ser inibido pelos poluentes e/ou contaminantes ou ficar comprometidos (BUDI *et al.*, 2016).

Na fase de germinação, as sementes passam por intensas mudanças fisiológicas, e por sua vez, tendo como uma das suas principais características a sensibilidade a qualquer fator de estresse ambiental, por causa disso, as sementes de plantas são amplamente utilizadas em diversos tipos de bioensaios de toxicidade (TAVARES *et al.*, 2019).

Cabe ressaltar que a principal deficiência dos testes de fitotoxicidade utilizando efluentes consiste na incapacidade de identificar especificamente o contaminante causador da toxicidade (PEDUTO *et al.*, 2019). No estudo realizado por Guevara *et al.*, (2019) foram usadas sementes de *Lactuca sativa* (alface) e *Cucumis sativus* (pepino) como bioindicadores para avaliar a fitotoxicidade de esgoto doméstico após tratamento, e concluíram que esse efluente não apresentou efeito tóxico, indicando a possibilidade de reutilização na agricultura. Já Gerber *et al.*, (2017) estudou a toxicidade de efluentes *in natura* e tratado de abatedouros de suínos utilizando bioindicadores de sementes de alface e pepino, porém, concluíram que esse efluente, mesmo após o tratamento não pode ser reutilizado na irrigação.

Diante da necessidade de avaliar os efeitos dos efluentes, as agências governamentais propuseram testes de toxicidade com base na germinação de sementes e crescimento de raízes como parte de avaliações de contaminação potencial de resíduos e esgotos lançados no meio ambiente (USEPA, 1996). Amônia, ácidos orgânicos voláteis, metais pesados e sais, entre vários poluentes ambientais, podem ter efeitos nocivos no desenvolvimento das plantas, inibindo a germinação das sementes ou o crescimento das raízes (RAMOS *et al.*, 2007).

Nesse caso, uma maneira fácil de verificar os efeitos tóxicos do esgoto doméstico ou lixiviado de aterro sanitário é realizando testes de fitotoxicidade, nos quais os comportamentos de sementes na germinação e desenvolvimento da plântula são

utilizados como indicadores biológicos, indicando seu potencial de contaminar o solo e os corpos d'água quando lançado na natureza (RONCO *et al.*, 2004).

3.5 Toxicidade do Lixiviado de Aterro Sanitário

O potencial tóxico do lixiviado de aterro sanitário está diretamente relacionado às diferentes características dos RSU aterrados (GOMES, 2017). Garcez (2009) cita que as substâncias tóxicas mais presentes nos RSU durante a digestão anaeróbia em aterros sanitários são: amônia, sulfetos, metais pesados, compostos orgânicos (ácidos voláteis). Silva (2012) acrescentou que os níveis dessas substâncias tóxicas no lixiviado variam dependendo da fonte de RSU, da composição do resíduo e de fatores ambientais como pH e temperatura.

Portanto, uma maneira de analisar a toxicidade de efluentes líquidos é por meio de bioensaios, nos quais organismos-testes são expostos a diferentes concentrações de determinado composto químico, misturas complexas, efluentes líquidos ou amostras ambientais. Ao longo do teste ou decorrido o tempo de exposição máxima, os efeitos tóxicos (sobrevivência, alterações morfológicas, fisiológicas e comportamentais) são observados e quantificados (GHOSH; THAKUR; KAUSHIK *et al.*, 2017). Diversos bioindicadores (organismos-testes) podem ser empregadas em ensaios desse tipo, tais como: sementes vegetais, plantas, plâncton, animais e microrganismos (PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016).

Nos bioensaios com sementes vegetais, denominados ensaios de fitotoxicidade, é possível identificar de forma quali-quantitativa os efeitos que o lixiviado *in natura* ou tratado, ao ser lançado no meio ambiente, causa em espécies vegetais. Para Mañas e Heras (2017), esses efeitos (inibição da germinação e crescimento) são resultantes da combinação de vários fatores, tais quais exposição a metais pesados, amônia, sais minerais e ácidos graxos de baixo peso molecular, e a falta de oxigênio devido à alta atividade microbiana.

Algumas das respostas fitotóxicas observadas nas sementes vegetais, no teste de fitotoxicidade aguda, são representadas por meio dos seguintes indicadores (BUDI *et al.*, 2016): Germinação Relativa (GR), Crescimento Relativo das Raízes (CRR), Índice de Germinação (IG) e Concentração Efetiva mediana (CE₅₀). Os resultados expressos como IG indicam se o meio contaminante apresenta substâncias prejudiciais à germinação de sementes ou ao crescimento das raízes, classificando as amostras

estudadas em quatro categorias quanto ao seu grau de fitotoxicidade (PINHO *et al.*, 2017).

3.6 Toxicidade do Esgoto Doméstico

A ecotoxicologia é uma ciência com ferramentas analíticas capazes de prever a toxicidade de compostos, sinalizando potenciais efeitos ecotoxicológicos e seus respectivos mecanismos de ação nos organismos, avaliando efeitos de concentração e respostas de concentração através de ensaios de exposição agudas e crônicas (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

A toxicidade remanescente de águas residuárias pode indicar efeitos prejudiciais em organismos aquáticos presentes em corpos d'água receptores. Diante do exposto, o ensaio ecotoxicológico tem a propriedade de caracterizar um efluente líquido de forma mais abrangente, englobando todos os seus constituintes químicos, sobretudo pela presença da biodisponibilidade de uma substância, para detectar possíveis efeitos tóxicos desse constituinte, bem como sua interação (BERTOLETTI, 2013).

Vários estudos documentaram a toxicidade do esgoto doméstico tratado e não tratado para diferentes organismos aquáticos tróficos, como crustáceos, moluscos e peixes. Os efeitos mais relevantes observados mostram-se como alterações de comportamento, estresse oxidativo, fecundidade e distúrbios endócrinos (BARTOLINI *et al.*, 2009; WAN *et al.*, 2015; CHEN *et al.*, 2016).

3.7 Fatores que Influenciam na Toxicidade do Lixiviado e do Esgoto Doméstico

3.7.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro utilizado para indicar a concentração de íons hidrogênio H^+ , definido como o logaritmo negativo da concentração do íon-hidrogênio. A escala do pH indica a acidez ou basicidade de uma solução, em uma escala de 0 a 14. A faixa de pH ideal a existência de maior diversidade biológica é entre 6 a 9 (SENA, 2015).

Nos lixiviados, resultantes do processo de biodegradação de resíduos orgânicos em aterros sanitários, o valor do pH é um parâmetro que indica as mudanças que ocorrem no interior das células e permite distinguir as etapas da degradação anaeróbica. Mudanças no pH do lixiviado também podem indicar uma aceleração ou

inibição da atividade metabólica de microrganismos ativos na decomposição de resíduos orgânicos, ou mesmo interferir no potencial tóxico de certas substâncias (GOMES, 2017).

O pH afeta a concentração de componentes tóxicos presentes na composição de lixiviado, pois, mínimas alterações em sua escala podem levar a mudanças significativas na toxicidade de certas substâncias. Compostos tóxicos como metais pesados, nitrogênio amoniacal total e ácidos orgânicos são alguns afetados por mudanças no pH (SILVA, 2012).

De modo geral, no esgoto doméstico, o pH é um indicador das características ácidas ou básicas desse efluente, podendo afetar vários equilíbrios químicos naturais ou processos unitários de tratamento, tornando-se importante em muitos estudos no campo da saúde ambiental. Afeta diretamente os ecossistemas aquáticos naturais devido aos seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Indiretamente, o pH pode afetar a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, ou afetar outras condições que podem afetar a solubilidade dos nutrientes (SOARES *et al.*, 2020).

3.7.2 Condutividade Elétrica (CE)

A Condutividade Elétrica (CE) expressa a capacidade de transmissão de corrente elétrica, quando medida em meio líquido, é uma forma indireta de indicação à concentração de sais dissolvidos, sendo dependente do número e do tipo de espécies iônicas dispersas. A CE é um parâmetro que, apesar de não estabelecido na legislação, possui correlação estatística com sais, tornando-se importante indicador da presença desses no ambiente (PIRATOBA *et al.*, 2017).

A CE pode indicar alterações na composição dos corpos hídricos, mas não especifica quantidades e componentes. É um parâmetro importante para controlar e determinar o estado e a qualidade de água (PIÑEIRO DI BLASI *et al.*, 2013).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) estão intrinsecamente ligados com a condutividade elétrica (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013). Em lixiviados é frequentemente associada às concentrações de sólidos dissolvidos totais e à presença de cloretos e íons amônio (MAGALHÃES, 2014).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Etapas Metodológicas da Pesquisa

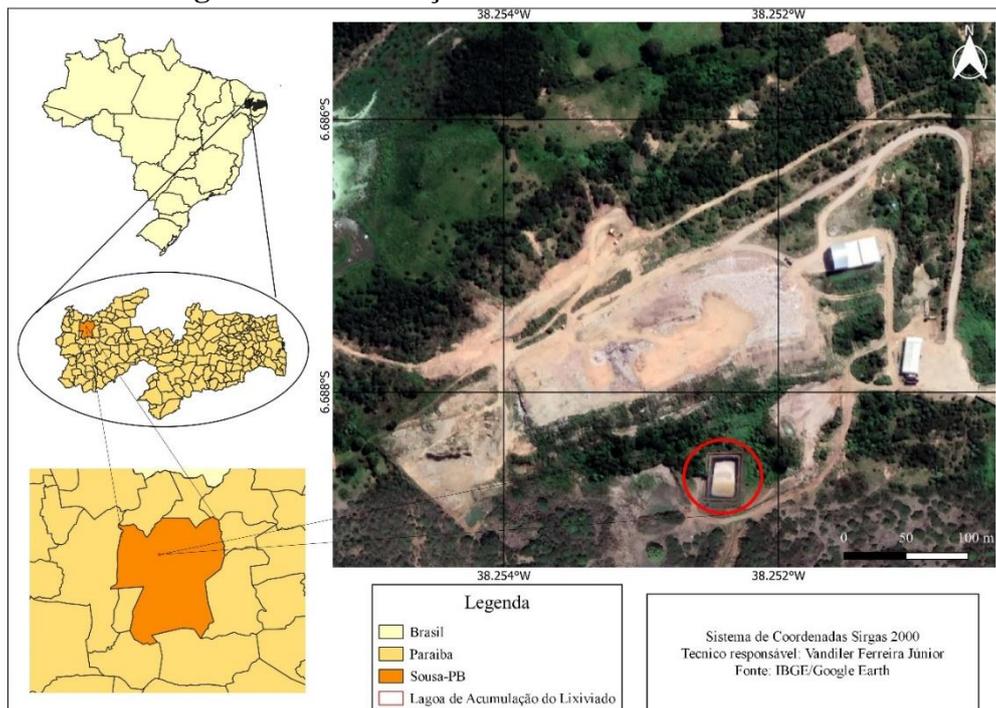
As etapas metodológicas realizadas durante a execução do estudo consistiram em: (i) Caracterização do Aterro Sanitário em Sousa-PB; (ii) Caracterização do local de coleta do esgoto doméstico; (iii) Coleta do lixiviado e do esgoto doméstico; (iv) Monitoramento físico-químico do lixiviado e do esgoto doméstico; (v) Testes de fitotoxicidade; (vi) Determinação da CE_{50} ; e (vii) Tratamento estatístico dos dados, as quais encontram-se detalhadas a seguir:

4.1.1 Caracterização do Aterro Sanitário em Sousa-PB

O Aterro Sanitário utilizado para a coleta do lixiviado, denominado de Unidade Sousa de Tratamento de Resíduos LTDA - ME (USTR), encontra-se localizado na Zona Rural do município de Sousa, Paraíba, Brasil (Figura 2), especificamente na Rodovia PB 384, Km 10, no Sítio São Lourenço. Esse Aterro teve sua operação iniciada no mês de julho de 2014 e é administrado pela empresa Trash – Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos LTDA.

A USTR possui uma área total de aproximadamente 28,6 hectares, estando situada nas coordenadas geográficas de latitude $6^{\circ}41'13,5''$ S e longitude $38^{\circ}15'3,37''$ O. Opera recebendo RSU de 17 (dezesete) municípios do estado da Paraíba e 01 (um) município do estado do Rio Grande do Norte.

Além disso, o referido Aterro Sanitário foi projetado para receber RSU não perigosos (Classe II), segundo a classificação da NBR 10004 (ABNT, 2004). O lixiviado gerado é drenado e conduzido por gravidade para uma lagoa impermeável de acumulação, sendo tratado naturalmente por evaporação. A insolação diária é suficiente para reduzir o volume de lixiviado acumulado na lagoa e não sobrecarregar a unidade, mantendo-a com condições de disponibilidade suficiente para receber a vazão diária gerada pela célula.

Figura 2 - Localização do Aterro Sanitário em Sousa-PB

Fonte: Adaptado do IBGE e *Google Earth* (2022)

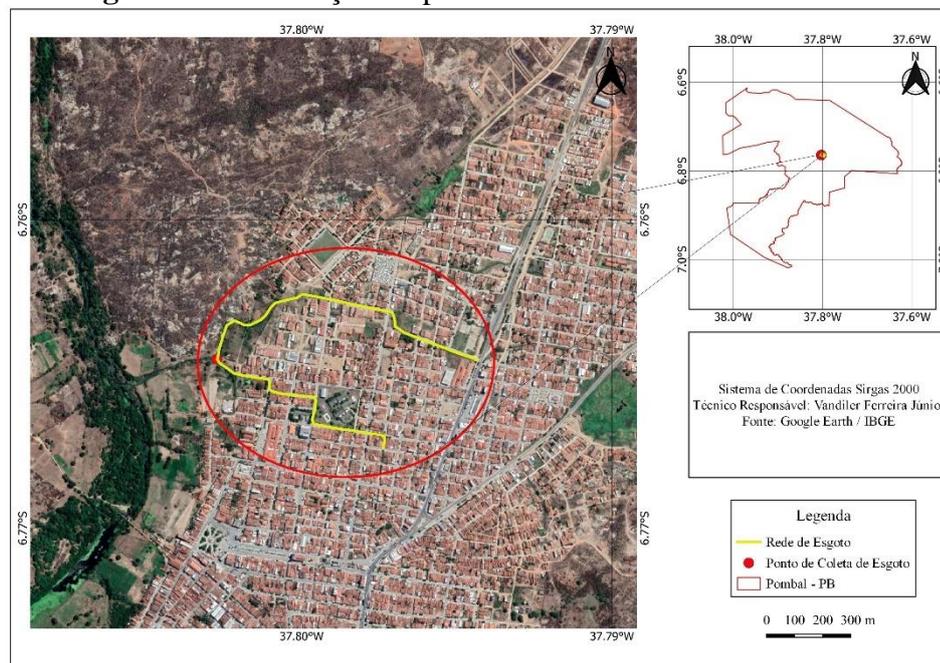
A USTR, bem como o município de Sousa-PB, está englobada na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, região caracterizada por apresentar: (i) índice de aridez de até 0,50; (ii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2022). Em relação aos recursos hídricos, o referido município encontra-se inserido na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu. Sua vegetação é composta essencialmente por Caatinga Hiperxerófila com trechos de Floresta Caducifólia. O clima é do tipo Tropical Semiárido, com chuvas de verão e período chuvoso compreendendo normalmente os meses de novembro a abril (CPRM, 2005).

4. 1.2 Caracterização do local de coleta do esgoto doméstico

O esgoto doméstico utilizado no trabalho foi coletado em Pombal, Paraíba, Brasil (Figura 3). Tal município encontra-se situado na zona urbana na região oeste do estado da Paraíba, mesorregião do sertão paraibano e microrregião Sousa-PB. Limita-se ao norte com os municípios de Santa Cruz -PB; Lagoa- PB e Paulista-PB; ao leste com Condado-PB; ao sul com São Bentinho de Pombal-PB, Cajazeiras- PB, Coremas- PB e São José da Lagoa Tapada-PB, e a oeste com Aparecida-PB e São Francisco-PB (CPRM, 2005). A área territorial de Pombal-PB corresponde a 889,491 km², com uma população de 32.110 habitantes, sendo 25.760 residentes da zona urbana e 6.350

residentes na zona rural, contando com uma densidade demográfica de 36,13 hab/km² (IBGE, 2016).

Figura 3 - Localização do perímetro urbano em Pombal-PB



Fonte: Adaptado do IBGE e *Google Earth* (2022)

Cabe destacar que mais da metade dos domicílios urbanos de Pombal-PB possui esgotamento sanitário adequado, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011). No entanto, dados fornecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA, 2017), evidenciam que esse município não possui um tratamento correto dos esgotos domésticos. Portanto, apesar de existir a coleta, essa água residuária é lançada *in natura* no rio Piancó (ALMEIDA, 2020). Na Figura 4, ilustra-se o ponto de coleta, de coordenadas 6°45'52.19"S e 37°48'9.77", no qual foi coletado o esgoto doméstico estudado nesta pesquisa.

Figura 4 - Ponto de coleta do esgoto *in natura* em Pombal-PB



Fonte: Autoria própria (2023)

O município de Pombal-PB, assim como o de Sousa-PB, também está localizado no Semiárido Brasileiro. No que diz respeito aos recursos hídricos, o referido município encontra-se nos domínios da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu, entre a sub-bacia do Rio Piancó e a região do Alto Piranhas. Sua vegetação é composta em suma por Caatinga Hiperxerófila com trechos de Floresta Caducifólia, contendo grande quantidade de plantas espinhosas. O clima é do tipo Tropical Semiárido, com chuvas de verão. O período chuvoso se inicia em novembro com término em abril (CPRM, 2005).

4.1.3 Coletas de lixiviado e de esgoto doméstico

As coletas de lixiviado *in natura* na USTR e de esgoto doméstico *in natura* em Pombal-PB aconteceram com uma frequência mensal, entre os meses de novembro/22 a janeiro/23, totalizando três amostras de ambos os efluentes. Ressalta-se que em dezembro/22 não foi possível coletar o lixiviado em virtude de intercorrências técnicas no tocante ao acesso a USTR. Para a coleta do Lixiviado foi coletado no único ponto de monitoramento que antecede a lagoa de acumulação do lixiviado. Já para a coleta de esgoto doméstico foi utilizado o estudo de Almeida Júnior (2020) que afirma que o ponto coletado nesta pesquisa é um dos principais pontos de lançamento de esgoto doméstico no curso d'água do rio Piancó, abrangendo cerca de 10 bairros. Na Figura 5, estão apresentadas imagens das coletas de lixiviado e esgoto doméstico.

Figura 5 - Coleta dos efluentes: A) Lixiviado; B) Esgoto doméstico



Fonte: Autoria própria (2023)

Quanto aos procedimentos de amostragem, transporte e preservação de ambos os efluentes, estes seguiram as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Após coletadas, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Análises de Água (LAAG), pertencente à Unidade Acadêmica de Ciências e Tecnologia Ambiental (UACTA), do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar CCTA/UFCG, onde foi realizado a pesquisa e a realização dos ensaios físico-químicos e dos testes fitotoxicológicos descritos nas subseções 4.1.4.

4.1.4 Monitoramento físico-químicos dos efluentes

Os materiais e equipamentos empregados no decorrer do estudo, para a realização dos ensaios físico-químicos e de fitotoxicidade, são mostrados no Quadro 1.

Quadro 1 - Materiais e equipamentos utilizados no decorrer da pesquisa

ENSAIOS	MATERIAIS / EQUIPAMENTOS
Potencial hidrogeniônico (pH)	pHmetro modelo PMA 210 MS, marca TECNOPON
Condutividade Elétrica (CE)	Condutivímetro de bancada modelo Tec-4MP, marca TECNAL
Fitotoxicidade	Estufa BOD modelo EL 202, marca ELETROLAP Placas de petri de 75 mm de diâmetro Filtro de café

Fonte: Autor (2023)

Os ensaios físico-químicos, pH e CE, foram executados tanto para o lixiviado quanto o esgoto doméstico, de acordo com os métodos preconizados pelo de acordo com os métodos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017), ou seja, 4500 H+ (Eletrométrico) e 2510 B (Instrumental), de modo respectivo.

4.1.5 Monitoramento fitotoxicológico dos efluentes

Os testes preliminar e definitivo de fitotoxicidade seguiram adaptações metodológicas de Tíquia (2010) e Colombo *et al.* (2019). A espécie vegetal utilizada foi a *Lactuta sativa* (alface), a qual é recomendada pela USEPA (1996) e pela *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD, 2006).

4.1.5.1 Teste preliminar de fitotoxicidade

Inicialmente, fez-se um teste preliminar com 5 variedades de sementes de *Lactuta sativa* (alface), visando definir as concentrações de lixiviado que deveriam ser investigadas no teste definitivo, bem como escolher a variedade de alface que apresentasse uma germinação igual ou superior a 65%, pois, segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1996) a confiabilidade do teste de fitotoxicidade com as espécies de hortaliças depende da porcentagem de germinação. Todas as sementes foram da marca ISLA PAK, sem tratamento químico contra pragas, sendo adquiridas em casa de insumos agrícolas do comércio da cidade de Boqueirão-PB.

Tabela 1 - Dados do teste preliminar

Nome Comercial (<i>Lactuta Sativa</i>)	Média do crescimento da radícula	Taxa de germinação
Alface Delícia Americana	4,30 cm	100%
Alface Itapuã (super crespa)	0 cm	0%
Alface Simpsons	0 cm	0%
Alface Grande Largas Americanas	0,35 cm	20%
Alface Crespa Grand Rapids TBR	0 cm	0%

Fonte: Autoria própria (2023)

Sendo assim, 10 sementes de alface delícia americana, alface itapuã super (crespa), alface Simpsons, alface grandes largas americanas e alface crespa grand rapids TBR foram dispostas, em triplicata, sobre placas de petri de 75mm contendo camada

dupla de papel de filtro. As condições de teste foram as mesmas do ensaio definitivo de fitotoxicidade (descrito na subseção 4.1.5.2), com exceção de que foi utilizado apenas o branco 0% para o teste inicial, sendo: 9 mL de água destilada, temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, ausência de luz e tempo de incubação de 120 horas (5 dias) em uma estufa B.O.D modelo EL 202, marca ELETROLAP.

Diante do exposto, os testes (Tabela 1) indicaram que as sementes de alface delícia americana apresentaram a maior taxa de germinação e o maior crescimento da radícula, sendo, dessa forma, o bioindicador escolhido para os testes definitivos de fitotoxicidade.

4.1.5.2 Teste definitivo de fitotoxicidade

Para os testes utilizou-se placas de petri (75 mm de diâmetro) contendo uma camada dupla de papel filtro de café, que foram distribuídas uniformemente, com o auxílio de uma espátula, 10 sementes de alface delícia americana, em triplicata. Nessas placas, adicionou-se 9 mL do lixiviado e esgoto doméstico diluído nas porcentagens de 2, 4, 8, 16, 32 e 100%, e para o branco 0% utilizou-se água destilada. Em seguida, as placas foram fechadas e vedadas com papel filme e incubadoras em estufa do B.O.D a temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, em ausência de luz, por 120 horas (5 dias). Na Tabela 2, ilustra-se uma síntese dos procedimentos realizados no teste de fitotoxicidade utilizando as sementes de alface.

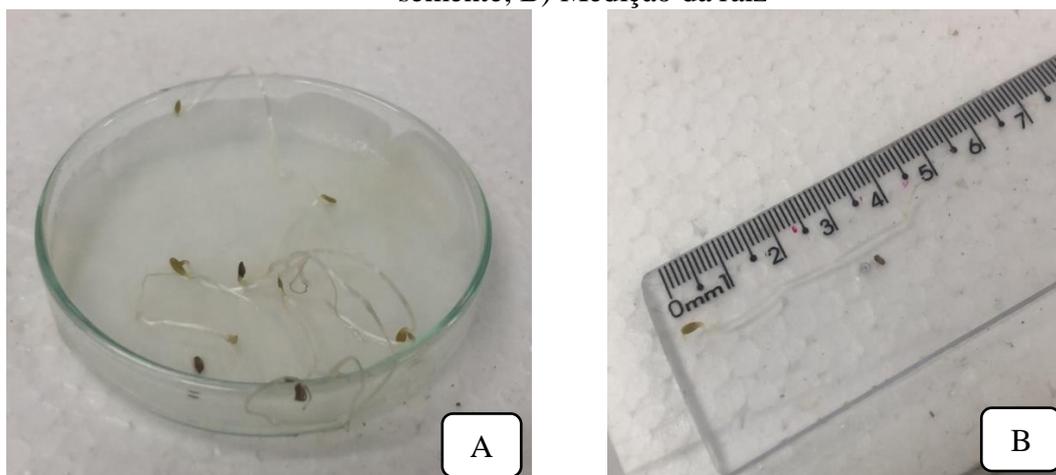
Tabela 2 - Síntese dos materiais e processos utilizados

Requisitos	Condições
Bioindicadores	Sementes
Tipo de ensaio	Estático
Número de réplicas	3
Concentrações/Diluições	0 (Branco), 2, 4, 8, 16, 32 e 100% (<i>in natura</i>)
Volume da amostra	9 ml
Recipiente do teste	Placa de petri de 75mm
Temperatura	$20 \pm 2^\circ\text{C}$
Fotoperíodo	Escuro
Duração do teste	120 horas
Branco	Água destilada
Efeito observado	Comprimento das raízes/ Germinação
Critério de aceitabilidade	Semente germinada $\geq 0,5$

Fonte: Aatoria Própria (2023)

Após o período de incubação, foram observados a quantidade de sementes germinadas (Figura 6A) e feita a medição, com uma régua graduada do comprimento das radículas (Figura 6B). A eclosão da radícula igual ou superior a 0,50 cm foi considerada como critério de germinação e crescimento da raiz (USEPA, 1996; BUDI *et al.*, 2016), sendo, dessa maneira, incluídos nos cálculos da GR e do CRR.

Figura 6 - Teste de fitotoxicidade: A) Germinação e crescimento da raiz da semente; B) Medição da raiz



Fonte - Autoria própria (2023)

A partir dessas observações e quantificações, foram determinados os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) (Equação 1), o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) (Equação 2) e o Índice de Germinação (IG) (Equação 3) para classificar qualitativamente o grau de fitotoxicidade do lixiviado e esgoto doméstico analisados, conforme exposto na Tabela 3 (PINHO *et al.*, 2017; COLOMBO *et al.*, 2019).

$$GRS (\%) = \frac{NSGA}{NSGC} \times 100 \quad (1)$$

$$CRR (\%) = \frac{MCRA}{MCRC} \times 100 \quad (2)$$

$$IG (\%) = \frac{GRS \times CRR}{100} \quad (3)$$

Em que:

GRS: Germinação Relativa das sementes (%);

CRR: Crescimento Relativo das Raízes (%);

IG: Índice de Germinação (%);

NSGA: Número de Sementes Germinadas na Amostra;

NSGC: Número de Sementes Germinadas no Controle;

MCRA: Média do Comprimento da Raiz na Amostra (cm);

MCRC: Média do Comprimento da Raiz no Controle (cm).

Tabela 3 - Classificação qualitativa do grau de fitotoxicidade em função do IG

Índice de Germinação (IG)	Grau de fitotoxicidade
> 80%	Sem fitotoxicidade
60% < IG < 80%	Leve
40% < IG < 60%	Forte
< 40%	Severa

Fonte: Adaptado de Pinho *et al.* (2017)

4.1.6 Determinação da Concentração Efetiva mediana (CE_{50})

A Concentração Efetiva Média CE_{50} é a concentração de amostra que causa um efeito aguda a 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste, normalmente é calculada a partir dos dados obtidos, sendo o ponto médio entre a linha de resposta base e a resposta máxima (Costa *et al.* 2008). CE_{50} foi estimada a partir de curvas de regressão sigmoidal feitas no programa *GraphPad Prism 9.2.0*, considerando a relação dose-resposta entre o IG *versus* o log das concentrações de lixiviado (CHENG; CHU, 2011).

4.1.7 Tratamento estatístico dos dados

No Quadro 2, estão apresentados os testes estatísticos que foram aplicados à análise dos dados experimentais obtidos neste estudo.

Quadro 2 - Testes estatísticos utilizados para o tratamento dos dados

Origem dos dados	Software	Tratamento estatístico
Caracterização físico-química do lixiviado	<i>Excel 2019</i>	Análise descritiva dos dados
Monitoramento da fitotoxicidade do lixiviado	<i>Excel 2019</i> <i>Statistica 12.0</i> <i>GraphPad Prism 9.2.0</i>	Análise descritiva dos dados ANOVA simples Regressão sigmoidal

Fonte: Autoria própria (2023)

Com a aplicação da Análise de Variância (ANOVA) sendo este um procedimento estatístico que compara a variação devida aos tratamentos com a variação devida ao acaso com teste F de Snedecor, ou simplesmente teste F. Caso o teste F seja significativo, então a aplicação de testes de comparação de médias é feita, com o intuito de investigar eventuais diferenças entre pares de médias específicos ou combinações lineares dessas médias. Foi possível verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de lixiviado avaliadas no teste de fitotoxicidade, considerando um nível de significância 5% ($p < 0,05$) (PAGOTTO *et al.*, 2021).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização Físico-Química do Lixiviado e Esgoto Doméstico In Natura

No Tabela 4, encontram-se os dados referentes aos ensaios físico-químicos realizados para o lixiviado e esgoto doméstico *in natura*.

Tabela 4 - Caracterização físico-químico

Parâmetro	Lixiviado		Esgoto doméstico		
	Nov/22	Jan/23	Nov/22	Dez/22	Jan/23
pH (adimensional)	8,29	7,95	7,70	7,82	8,12
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	11.200,00	7.605,00	610,90	978,35	1.302,50

Fonte: Autoria própria (2023)

Com base nos dados apresentados no Tabela 4, pode-se observar que o pH médio do lixiviado foi de 8,12, valor similar também foi relatado por Silva (2022), que no seu estudo realizado no semiárido nordestino ficou entorno de 7,17 e no máximo de 8,86. Esse resultado representa um efluente levemente básico, o que pode vir a indicar que o processo de biodegradação no interior do aterro encontra-se na fase metanogênica (BRITO, 2014).

A biomassa metanogênica é capaz de consumir os ácidos voláteis do lixiviado, reduzindo sua concentração para valores inferiores a 100 mg.L^{-1} . Tal fato se dá em função de uma diminuição da carga orgânica de fácil decomposição e a mudança do pH para a basicidade, aumentando para valores entre 7 e 8 (BRITO, 2014).

Ao analisar o Tabela 4, notou-se um aumento gradativo do pH do esgoto doméstico *in natura* ao longo dos meses de monitoramento, variando de 7,7 a 8,12 unidades. Conforme a literatura técnica-científica, o esgoto doméstico na sua forma *in natura* pode apresentar valores de pH entre 7 e 8 (MENDONÇA, 2017; MOTA; VON SPERLING, 2009), estando condizente com os valores encontrados neste trabalho.

Na Resolução CONAMA n. 430/2011 que altera e complementa a Resolução CONAMA n° 357, é ressaltado que para o esgoto doméstico ser lançado no corpo receptor o seu pH deve estar compreendido entre 5,0 e 9,0. No entanto, é importante frisar que o referido marco regulatório especifica os Valores Máximos Permitidos (VMP) para efluentes tratados, e, apesar, do pH do esgoto estudado variar de 7,7 a 8,12, esse efluente não deve ser lançado em cursos d'água, pois é uma prática inadequada sob o ponto de vista legal e pode ocasionar diversos impactos ambientais.

Em relação ao lixiviado, os resultados obtidos de CE, conforme o Tabela 4, corroboram com os resultados de Godoi (2019) realizados em um aterro sanitário do Paraná, que variaram de 7.605,00 e 11.200,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Segundo Souto (2008), os valores de CE para aterros sanitários na fase metanogênica variam. No seu estudo foi identificado que em 80% dos aterros sanitários os valores de CE assumiram o comportamento do aterro estudado nesta pesquisa.

Ainda é possível observar na Tabela 4 um aumento gradativo da CE do esgoto doméstico ao longo do tempo. Nos meses de novembro e dezembro/22, os valores de condutividade permaneceram entre os valores esperados na literatura, ficando entre 610,90 e 978,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Segundo Gasparotto (2011) e Von Sperling (2014), os resultados de CE típicos para o esgoto doméstico ou em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais podem chegar até 1.000,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

No mês de janeiro/23 (Tabela 4) foi observado uma pequena variação da CE do esgoto analisado, chegando ao valor de 1.302,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Isso pode ter acontecido em função da baixa pluviosidade que ocorreu durante esse mês, que segundo o ClimaTempo (2023), a precipitação média em Pombal-PB foi de 66 mm. Portanto, pode-se observar que a CE é maior em períodos de baixas pluviosidades. Segundo Esteves (2011), a CE varia sazonalmente e é menor na estação chuvosa, devido a diluição do efluente.

Outro ponto a ser levado em consideração para a CE do esgoto, se pauta na ideia de que esgoto hospitalar vem sendo gerado próximo ao ponto de coleta deste estudo, o que condiz com Silva *et.al* (2011), que encontrou valores de CE de efluente hospitalar próximos aos encontrados nesta pesquisa.

Vecchia et al. (2009) e Gautama et al. (2007) apontaram que a poluição da água por efluentes hospitalares se mostra como um risco potencial, principalmente em países em desenvolvimento, se não manuseados adequadamente, uma vez que transportam produtos farmacêuticos, químicos, desinfetantes, reagentes e patógenos.

5.2 Efeitos Fitotoxicológicos do Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico em *Lactuca Sativa*

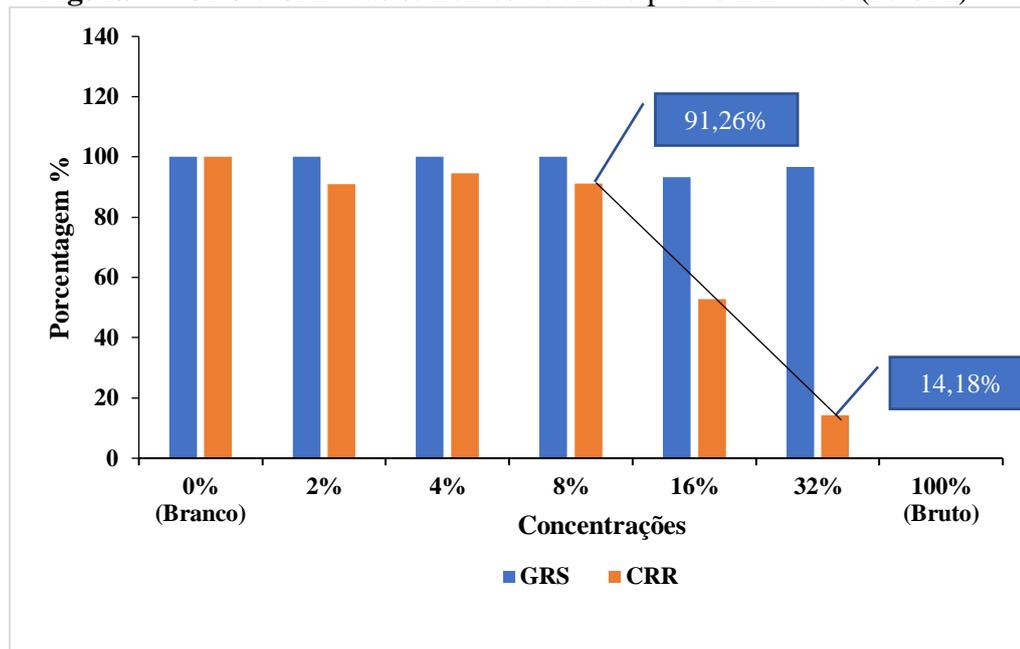
Nas subseções 5.2.1, 5.2.2 e 5.2.3 é apresentado em percentagem a GRS e o CRR de *Lactuca sativa*, da variedade delícia americana, em relação as diferentes concentrações (0% - branco, 2%, 4%, 6%, 8%, 32% e 100% - *in natura*) de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. Destaca-se que durante todos os testes de

fitotoxicidade, as percentagens de germinação da variedade de alface estudada foram superiores a 95%, apresentando, portanto, dados confiáveis para fins de análise (USEPA, 1996).

5.2.1 Efeitos fitotóxicos do lixiviado e esgoto doméstico – Mês de Novembro/2022

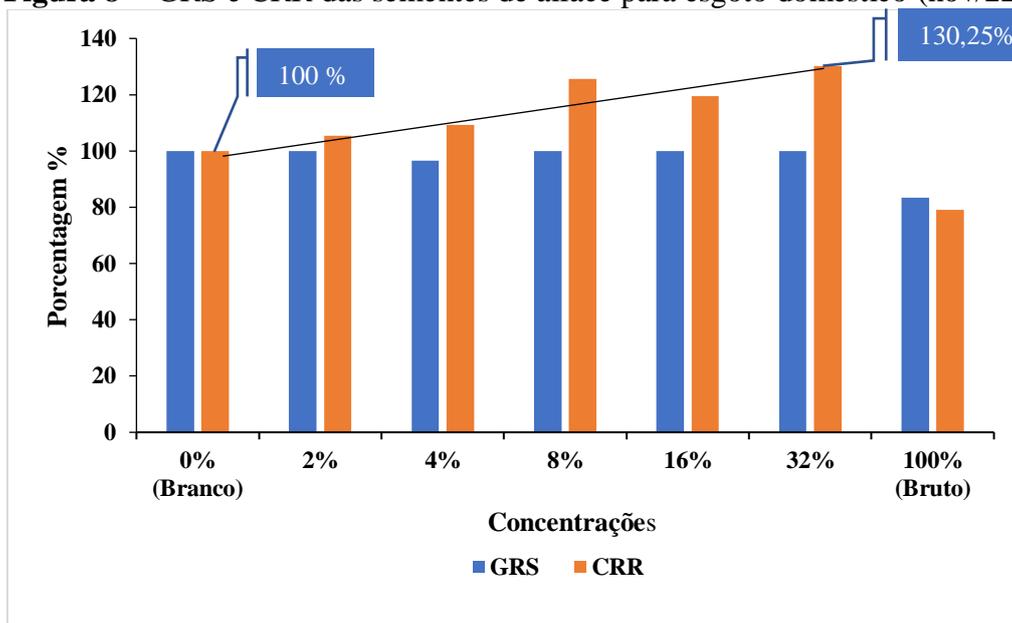
Os resultados da GRS e do CRR do lixiviado e esgoto doméstico estão expostos nas Figura 7 e 8.

Figura 7 - GRS e CRR das sementes de alface para o lixiviado (nov/22)



Fonte: Autoria própria (2023)

Figura 8 - GRS e CRR das sementes de alface para esgoto doméstico (nov/22)



Fonte: Autoria própria (2023)

Conforme a Figura 7, a GRS de *Lactuca sativa* variou de 93,33 a 100% para o lixiviado, corroborando com os estudos de Franco *et al.* (2017). Em termos de CRR das referidas sementes, observou-se valores entre 0 e 100%, apresentando um comportamento decrescente à medida que as concentrações de lixiviado foram aumentadas. Os principais poluentes existentes no lixiviado que podem inibir o crescimento das raízes de sementes vegetais são o excesso de sais, nitrogênio amoniacal e metais pesados (GOMES, 2017).

A GRS nas sementes submetidas as concentrações 2, 4 e 8% de lixiviado foram de 100%, a mesma observada na amostra controle. Do mesmo modo, podemos observar que o efluente inibiu parcialmente o desenvolvimento radicular da plântula (CRR) entre as concentrações testadas. Obtendo uma variação de 77,08% entre as concentrações 8 a 32.

Entretanto na Figura 8 para o esgoto, nas concentrações 8,16 e 32% obteve-se uma maior GRS e CRR em relação as concentrações menores, indicando assim que o esgoto doméstico está fornecendo nutrientes para a semente, justificando assim o aumento gradativo de ambos os indicadores. É válido destacar que os efluentes estudados apresentaram algum grau de toxicidade quando testado a concentração *in natura*, indicando que ao descartá-los de maneira inadequada no ambiente podem gerar um desequilíbrio no ecossistema (PEREIRA *et al.*, 2020).

Os fatores analisados de CRR e GRS comparando os efluentes, apresentaram comportamento inverso, no qual, o lixiviado permaneceu decrescente ao aumentar a concentração e o esgoto doméstico manteve-se crescente.

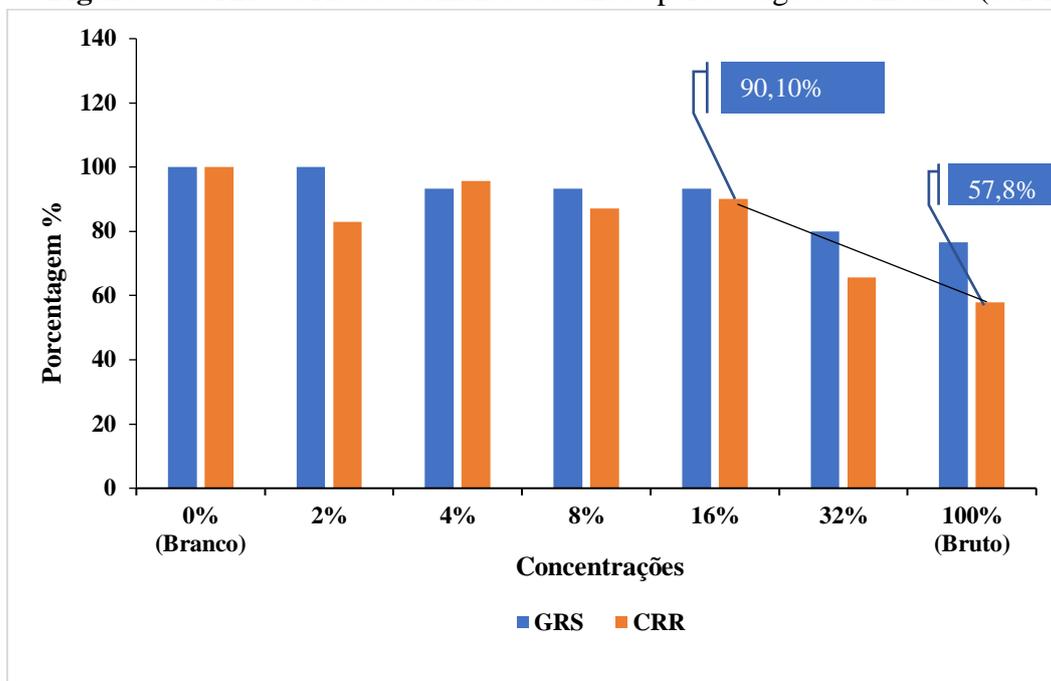
Comparando estatisticamente a espécie da semente estudada, o resultado do teste da ANOVA de fator único. Para os dados de CRR e GRS resultou em ($p \leq 0,00158$) conforme mostrados no apêndice A, B, C e D denotando assim que houve diferença significativa entre as concentrações analisadas em ambos os efluentes.

5.2.2 Efeitos fitotóxicos do esgoto doméstico – Mês de Dezembro/2022

Conforme a Figura 9, a GRS de *Lactuca sativa* variou de 76,67 a 100% para o esgoto doméstico, corroborando com os estudos de Leles (2017) que obteve resultados que ficaram entre 70% e 96,67%. Em termos de CRR das referidas sementes, observou-se valores entre 0 e 100%, apresentando um comportamento decrescente à medida que

as concentrações do esgoto doméstico foram aumentadas. Os principais poluentes existentes no esgoto doméstico que podem inibir o crescimento das raízes de sementes vegetais são o excesso de sais e metais pesados (Guevara *et al.* 2019).

Figura 9 - CRR e GRS das sementes de alface para o esgoto doméstico (dez/22)



Fonte: Autoria própria (2023)

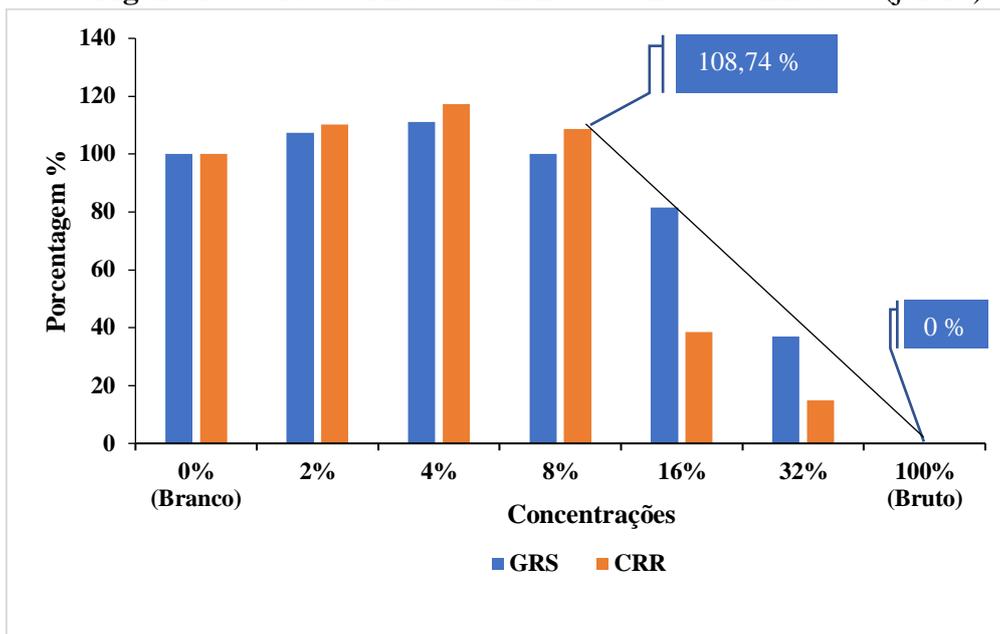
Ao contrário do mês anterior estudado, o esgoto apresentou diminuição de germinação e crescimento relativo podendo ser causada por concentração de agentes tóxicos no efluente coletado, devido à baixa pluviosidade e conseqüentemente aumento da concentração do efluente. Outra causa seria o despejo de efluentes comercial, industrial, que Segundo Almeida Júnior (2020) é encontrados na área de estudo e no referido ponto de coleta.

Comparando estatisticamente a espécie da semente estudada, o resultado do teste da ANOVA de fator único. Para os dados de CRR e GRS resultou em ($p \leq 0.00158$), conforme mostrados no apêndice E e F, denotando assim que houve diferença entre as concentrações analisadas.

5.2.3 Efeitos fitotóxicos do lixiviado e esgoto doméstico – Mês de Janeiro/2023

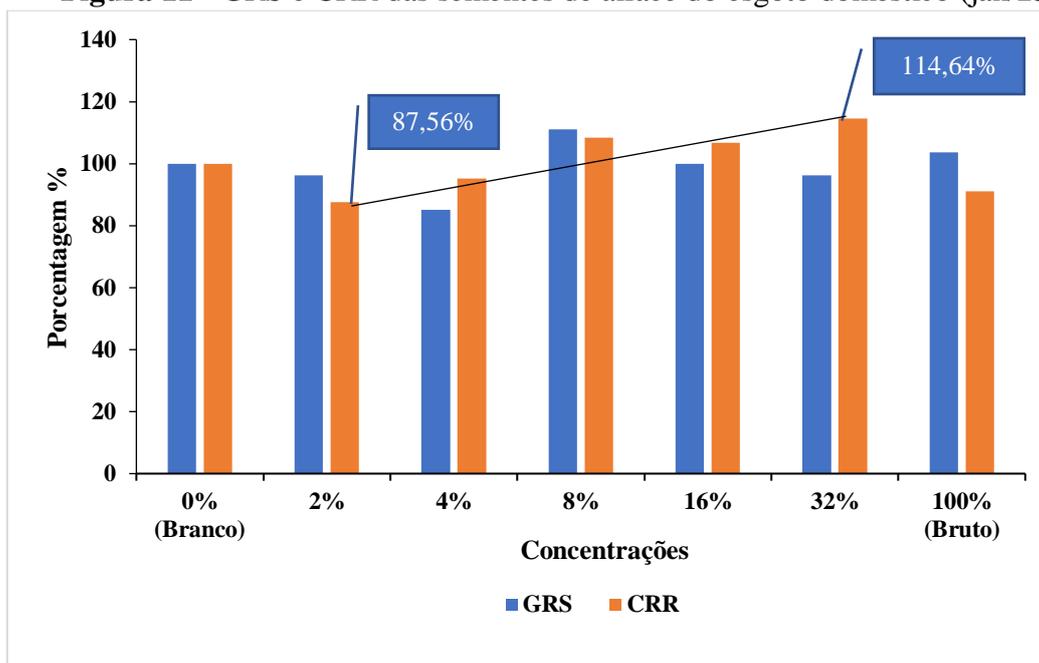
Os resultados da GRS e do CRR do lixiviado e esgoto doméstico estão expostos nas Figura 10 e 11.

Figura 10 - GRS e CRR das sementes de alface do lixiviado (jan/23)



Fonte: Autoria própria (2023)

Figura 11 - GRS e CRR das sementes de alface do esgoto doméstico (jan/23)



Fonte: Autoria própria (2023)

A GRS do lixiviado teve uma redução gradativa a partir da concentração de 16%, apresentando um índice menor que 31%, indicando toxicidade severa em relação ao grupo de controle (branco). Franco *et al.* (2017), ao analisar os valores médios do percentual de germinação em função das diferentes concentrações com lixiviado, também verificaram uma diminuição no percentual de germinação conforme se aumentou a concentração do lixiviado.

No esgoto diluído, as concentrações de 8%, 16%, 32% apresentaram melhor crescimento radicular do que no controle, comportamento que sugere que o efluente diluído fornece nutrientes capazes de induzir o crescimento radicular das sementes. Tal comportamento pode se dar em função da presença de nitrogênio e outros sais em solução, à presença substâncias, como o zinco, que são micronutrientes importantes para as plantas podem explicar tal comportamento, mas que podem ser tóxicos quando presentes em altas concentrações (RODRIGUES *et al.*, 2013)

É importante considerar que estimular o crescimento radicular ou estimular qualquer outra resposta observada, como germinação ou proliferação celular, não deve ser considerado como algo positivo ou benéfico, uma vez que o conceito de fitotoxicidade envolve quaisquer alterações comportamentais ou de desenvolvimento associadas à condição (PALLI *et al.*, 2019). De acordo com Žaltauskaitė e Čypaitė (2008), o crescimento radicular é o parâmetro mais sensível para avaliar a toxicidade usando espécies vegetais.

A GRS nas sementes submetidas as concentrações 2, 4 e 8% de lixiviado foram de $\geq 100\%$, a mesma observada na amostra controle. Do mesmo modo, podemos observar que o efluente inibiu parcialmente o desenvolvimento radicular da plântula (CRR) entre as concentrações testadas. Obtendo uma variação de 108,17% entre as concentrações 8 a 100% *in natura*.

Entretanto na Figura 8 para o esgoto, nas concentrações 8,16 e 32% obteve-se uma maior GRS e CRR em relação as concentrações menores, indicando assim que o esgoto doméstico está fornecendo nutrientes para a semente justificando assim o aumento gradativo de ambos os indicadores.

Os fatores analisados de CRR e GRS comparando os efluentes, apresentaram comportamento inverso obtendo semelhança ao mês de nov/22 estudado, no qual, o lixiviado permaneceu decrescente ao aumentar a concentração e o esgoto doméstico manteve-se crescente. É válido destacar que os efluentes estudados apresentaram algum grau de toxicidade quando testado a concentração *in natura*, indicando que ao descartá-los de maneira inadequada no ambiente podem gerar um desequilíbrio no ecossistema (PEREIRA *et al.*, 2020).

Comparando estatisticamente a espécie da semente estudada, o resultado do teste da ANOVA de fator único. Para os dados de CRR e GRS resultou em ($p \leq 0.024716$) conforme mostrados no apêndice G, H, I denotando assim que houve diferença

significativa entre as concentrações analisadas em ambos os efluentes analisados. Exceto o CRR do lixiviado (Apêndice J) que apresentou ($p \geq 0,06773$).

5.2.4 Índices de Germinação (IG) e Concentrações Efetivas medianas (CE₅₀)

Os valores de IG determinados para o lixiviado e o esgoto doméstico, bem como os valores da CE₅₀, estão na Tabela 5 abaixo.

Tabela 5 - Valores de IG e CE₅₀ para as sementes de *Lactuca sativa*

Teste	Concentrações	IG (%)	CE ₅₀ (%)
		<i>Lactuca sativa</i>	
Lixiviado - Nov/22	T0(Branco)	100	15,55
	T1 (2%)	90,95	
	T2 (4%)	94,57	
	T3 (8%)	91,26	
	T4 (16%)	49,3	
	T5 (32%)	13,71	
Lixiviado - Jan/23	T0(Branco)	100	33,07
	T1 (2%)	118,37	
	T2 (4%)	130,26	
	T3 (8%)	108,74	
	T4 (16%)	31,31	
	T5 (32%)	5,5	
	T6(100%)	0	
Esgoto doméstico - Nov/22	T0(Branco)	100	100,80
	T1 (2%)	105,38	
	T2 (4%)	105,6	
	T3 (8%)	125,67	
	T4 (16%)	119,56	
	T5 (32%)	130,25	
Esgoto doméstico - Dez/22	T0(Branco)	100	49,84
	T1 (2%)	83,98	
	T2 (4%)	89,23	
	T3 (8%)	81,31	
	T4 (16%)	84,10	
	T5 (32%)	52,54	
Esgoto doméstico - Jan/23	T0(Branco)	100	Não Determinada
	T1 (2%)	84,32	
	T2 (4%)	81,14	
	T3 (8%)	120,35	
	T4 (16%)	106,78	
	T5 (32%)	110,39	
	T6(100%)	94,52	

Fonte: Autoria própria (2023)

No mês de novembro para o lixiviado, os bioindicadores demonstraram índices qualitativos do grau de fitotoxicidade em função do IG abaixo de 80% nas concentrações 16% e 32%, indicando que o lixiviado analisado apresentou efeitos fitotóxicos na espécie de alface analisada.

Foi possível verificar que na concentração de esgoto *in natura*, que o IG foi de 65,82%, indicando toxicidade leve. No entanto, as concentrações 8, 16 e 32% apresentaram resultados de IG superiores a 120%, que Segundo Young *et al.* (2012), um efluente inibe o crescimento da semente quando o resultado do IG está abaixo de 80%, sendo considerada uma amostra tóxica. Por outro lado, uma amostra na qual apresentou um IG acima de 120% é considerada um estimulador do crescimento da semente.

Conforme os dados expostos, os índices de germinação para os efluentes analisados para o esgoto doméstico foram superiores em todas as concentrações, indicando que os níveis de toxicidade dos efluentes diferem significativamente. A concentração de 32% obteve maior discrepância chegando a cerca 80,95% de diferença comparando os efluentes, portanto, o lixiviado para a amostra analisada do referido mês é cerca de 9 vezes mais tóxico que o esgoto doméstico.)

No mês de dezembro, o esgoto doméstico nas diluições superiores a 32% mostrou-se tóxico, sendo considerados forte o nível tóxico quando observado o IG < 60% PEDUTO *et al.* (2019) Pinho *et al.* (2017).

No mês de janeiro o IG foi ainda mais expressivo na concentração á 32% e 100%, onde os mesmos apresentaram respectivamente os percentuais de 5,50% e 0%, se enquadrando na classe severa de toxicidade de acordo com a classificação utilizada por Pinho *et al.* (2017).

Os índices de germinação para os efluentes analisados foram superiores no esgoto doméstico em todas as concentrações, indicando que os níveis de toxicidade dos efluentes diferem significativamente. A concentração de 32% obteve maior discrepância chegando a cerca 110,39% de diferença comparando os efluentes, portanto, o lixiviado foi cerca de 20 vezes mais tóxico que o esgoto doméstico.

Analisando a CE_{50} obtida para os efluentes (Tabela 5), verificou-se uma variabilidade ao longo do tempo. A CE_{50} faz referência à concentração de lixiviado e esgoto doméstico que é capaz de causar fitotoxicidade a 50% das sementes de *Lactuca sativa* (BUDI *et al.*, 2016), demonstrando que quanto menor o seu valor, maior é a

toxicidade da amostra. Portanto, no mês de nov/22 o lixiviado foi cerca de 6,5 vezes mais tóxico que o esgoto doméstico.

Os resultados expostos nos bioensaios de toxicidade das amostras de lixiviado e esgoto doméstico, seguiram os adotados por Maia *et al.*, (2015), no qual o efluente não tóxico corresponde à $CE_{50} > 100$; o potencialmente tóxico apresenta valores entre $100 > CE_{50} > 40$; o tóxico, valores de $40 > CE_{50} > 10$; e o muito tóxico a $CE_{50} < 9$. Dessa forma, os testes de toxicidade mostraram que as amostras analisadas de lixiviado são tóxicas para todos os meses analisados. Já as de esgoto doméstico ficaram classificadas como não tóxica (nov/22) e potencialmente tóxica (dez/22).

Nota-se também, baseando-se nos valores de CE_{50} , que houve uma redução de 46,02% da toxicidade lixiviado ao comparar os meses de nov/22 e jan/23. Comportamento inverso foi verificado para o esgoto doméstico, pois, obteve-se aumento da toxicidade entre os meses de novembro e dezembro.

6 CONCLUSÕES

- O bioindicador utilizado *Lactuca sativa* (alface) nos ensaios de fitotoxicidade, revelaram ser eficientes na determinação da toxicidade dos efluentes, apresentando valores gradativos nas concentrações estudadas.
- O lixiviado é cerca de 9 a 20 vezes mais tóxico que o esgoto doméstico nas diluições testadas já considerando os efluentes na forma bruta, a toxicidade do lixiviado pode ser até 94 vezes a mais em relação a do esgoto doméstico.
- A Concentração Efetiva mediana (CE_{50}) para os efluentes estudados denotou significância tóxica no lixiviado, comprovando os dados referentes ao índice de germinação.
- Os efluentes não podem ser lançados diretamente em recursos hídricos, nem reutilizados na irrigação para determinadas culturas como hortaliças sem um tratamento prévio.

REFERÊNCIAS

ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; NILAM, T. I. T. Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 27, n. 1, p. 79-92, 2021.

ALMEIDA JÚNIOR, MARCIO A.B. **Diagnostico dos impactos ambientais provenientes do lançamento de efluentes no rio Piancó em Pombal-PB/ Marcio Antônio Bezerra de Almeida Junior- Pombal, 2020. 105f.: il color.**

ARAUJO, M. C. de; OLIVEIRA, M. B M. de. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, p. 247-257, 2013. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1192>

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2017, 1203 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9649: Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário: Procedimento**. Rio de Janeiro, ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8.419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimentos**: Rio de Janeiro, 1992.

_____. **NBR 10.004: resíduos sólidos: classificação**: Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 13.896: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação**: Rio de Janeiro, 1997.

BABAEI, S.; SABOUR, M. R.; MOVAHED, S. M. A. Combined landfill leachate treatment methods: an overview. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 42, p. 59594-59607, 2021.

BARTOLINI, F. et al. **Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (*Uca annulipes* and *U. inversa*) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach**. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1860-1867, 2009.

BERTOLETTI, E. **Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo**. CETESB: São Paulo, 42 p. 2013.

BRANDT, E.M.F *et al.* Alternativas para o controle de odores e corrosão em sistemas de coleta e tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 611-623, ago. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017145398>.

BRITO, R. A. **Ozonização catalítico do chorume proveniente do aterro de Cachoeira Paulista – SP na presença de ferro em sistema contínuo**. 2014, 129p.

Dissertação (Mestrado em Ciências), Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2014.

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

CHEN, T. H. *et al.* **Endocrine disrupting effects of domestic wastewater on reproduction, sexual behavior, and gene expression in the brackish medaka *Oryzias melastigma***. **Chemosphere**, v. 150, p. 566-575, 2016.

CHENG, C. Y.; CHU, L. M. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. **Waste Management**, v. 31, n. 6, p. 1239-1249, 2011.

COLOMBO, A. *et al.* Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 54, n. 4, p. 269-276, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas**. São Paulo: Ed. CETESB, 2011, 327 p.

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.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. 10 p. **Diagnóstico do município de Sousa, estado da Paraíba**. Mascarenhas, J.C., Beltrão, B.A., Souza Junior, L.C., Galvão, M.J.T.G., Pereira, S.N., Miranda, J.L.F. (Orgs.). Recife, CPRM/PRODEEM.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v.31, n.7, p. 1820-1830, 2008.

ESTEVES, F. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: **Interciência**, 2011. 826 p.

FRANCO, Heider Alves *et al.* ECOTOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE ALFACE (*Lactuca sativa* L.) E PEPINO (*Cucumis sativus* L.). **Revista de Estudos Ambientais**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 36, 20 nov. 2017. Fundação Universidade Regional de Blumenau. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43>.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB**. 2009. 113 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GASPAROTTO, F. A.; 2011. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP**, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 90p.

GAUTAMA, A. K.; KUMARB, S.; SABUMON, P. C. Preliminary study of physicochemical treatment options for hospital wastewater. **Journal of Environmental Management** 83 (2007) 298–306.

GERBER, M.D.; LUCIA JÚNIOR, T.; CORREA, L.; PEREIRA NETO, J.E.; CORREA, É.K. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 86-90, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.075>

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 259-270, 2017.

GODOI, M.C.S. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por meio do processo de Eletrocoagulação e Filtração**. 2019. 53 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal Tecnológica do Paraná, Londrina, 2019.

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.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO (INSA). **O semiárido brasileiro**. 2022. Disponível em: < <https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/insa/semi-arido-brasileiro>>. Acesso em: 30 de dez 2022.

JERÔNIMO, G.T *et al.* **Sanidade de peixes criados no Brasil Central: Doenças parasitárias e suas interações com o ambiente e hospedeiros**. 2013. 152 f. Tese (Doutorado) - Curso de Aquicultura, Departamento de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

JIANG, Y. *et al.* Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100899, 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1087 p

KAMARUDDIN, M. A. *et al.* An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 35, p. 26988-27020, 2017.

KJELDSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 57-62, 2015.

LAPA, M.P. **Avaliação Ecotoxicológica de Solos Impactados com Borra Oleosa Submetidos a Diferentes Tratamentos de Biorremediação**. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Rio Grande do Sul, 2014.

LELES, Denise. **Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de Lactuca sativa e Allium cepa**. 2017. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

LUO, H. *et al.* Recent advances in municipal landfill leachate: a review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135468, 2020.

LUO, H. *et al.* Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. **Science of the total environment**, v. 668, p. 90-103, 2019.

MAIA, I S; RESTREPO, José Julio Barrios; CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de; FRANCO, Davide. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 665-675, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040140926>.

MAGALHÃES, D. de. P.; FERRÃO FILHO, A. da. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008. Disponível em: . Acesso em: 21 mai. 2021.

MAGALHÃES.N.C. **Remoção e Recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Minas Gerais, 2014.

MAÑAS, P.; HERAS, J. L. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lepidium sativum* L. seeds. **International journal of environmental science and technology**, v. 15, n. 2, p. 273-280, 2018.

LIBÂNIO, M; VON SPERLING, E; BASTOS , R.K.X ; HELLER, L ;BORJA,P.C . Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde (org.). **Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília: Editora Ms, 2006. 213 p. Série B. Textos Básicos de Saúde.

MARTINS, M.N.C.; SOUZA, V.V.; SOUZA, T.S. **Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on Allium cepa**. **Chemosphere**, v. 148, p. 481-486, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.071>

MENDONÇA, J.C de. **INFLUÊNCIA DE SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS NA BIODEGRADABILIDADE AÉROBIA DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO CAPROICO**. 2017. 43 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. EUA: McGraw-Hill Education, 2016. 2018p.

MUKHERJEE, S. *et al.* Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 45, n. 5, p. 472-590, 2015.

NASCIMENTO, S. C *et al.* Influência de indicadores químicos presentes no lixiviado de aterro sanitário na inibição do crescimento de raízes de *Brassica oleracea*. In: V Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciências, **Anais...** Campina Grande-PB, Realize Editora, p. 1-11, 2020.

NAVEEN, B. P. *et al.* Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Terrestrial plant test: seedling emergence and seedling growth test**, 2006, 21 p.

PAGOTTO, L. G; RODRIGUES, J; HENRIQUE, F. H; POMPEU JUNIOR, J; BLUMER, S. Análise de variância e testes de médias: Um estudo aplicado em experimentos com variedades de algodoeiro e seleções de citrumelo. **Brazilian Applied Science Review**, Curitiba, v. 5, n. 3, p. 1287-1296, 03 maio 2021.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p. 110–118, 2016.

PEDUTO, T.A.G.; JESUS, T.A.; KOHATSU, M.Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação*, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019. <https://doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>

PENG, Y. **Perspectives on technology for landfill leachate treatment**. *Arab. J. Chem.*, 2013.

PEREIRA, Cristina da Silva; RODRIGUES, Mayara Oliveira Sousa; BARROS, Cindhi Lorrane dos Santos; ALMEIDA, Bruna Lays Nascimento de; DIOGO, Maria Lays Sousa de Andrade. Identificação de impactos ambientais provocados pelo lançamento de resíduos sólidos e líquidos no Rio Itapecuru. **Nature And Conservation**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 58-66, 8 abr. 2020. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2318-2881.2020.002.0006>.

PINHO, I. A. *et al.* Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. **Chemosphere**, v. 185, p. 258-267, 2017.

PIÑEIRO DI BLASI, J. I.; MARTÍNEZ TORRES, J.; GARCÍA NIETO, P. J.; ALONSO FERNÁNDEZ, J. R.; DÍAZ MUÑIZ, C.; TABOADA, J. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from ‘different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.054>

PIRATOBA, Alba Rocio Aguilar; RIBEIRO, Hebe Morganne Campos; MORALES, Gundisalvo Piratoba; GONÇALVES, Wanderson Gonçalves e. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 435, 2 maio 2017. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>.

RAMOS TV & CARNEIRO IF (2007) **Multiplicação *in vitro* de *Cattleya x mesquites* pelo método de estiolamento de segmentos caulinares**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 37:10-15.

RAVINDRA, K.; KAUR, K.; MOR, S. Occupational exposure to the municipal solid waste workers in Chandigarh, India. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 11, p. 1192-1195, 2016.

RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RUSIÑOL, M.; MARTÍNEZ-PUCHOL, S.; FORÉS, E.; ITARTE, M.; GIRONES, R.; BOFILL-MAS, S. Concentration methods for the quantification of coronavirus and other potentially pandemic enveloped virus from wastewater. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 17, p. 21-28, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2020.08.002>.

RODRIGUES, Luiz C. de A. *et al.* Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 10, p. 1099-1108, 12 jul. 2013.

RONCO, A., Báez, M. C. D., Granados, Y. P. In: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas – Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones; Morales, G. C., ed.; Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa, cap. 1, 2004.

SENA, M.G>T. *et al.* VARIABILIDADE DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E DO pH NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA. **Anais do III Inovagri International Meeting - 2015**, [S.L.], p. 3665-3672, 2015. INOVAGRI/INCT-EI. <http://dx.doi.org/10.12702/iii.inovagri.2015-a392>.

SEKHOHOLA-DLAMINI, L., TEKERE, M. **Microbiology of municipal solid waste landfills: a review of microbial dynamics and ecological influences in waste bioprocessing**. **Biodegradation**, v.31, p.1-21, 2019. DOI: 10.1007/s10532-019-09890-x.

SOARES, Larissa de Almeida; SANTANA, Luciana Cristina Lins de Aquino. Avaliação preditiva do crescimento in vitro de bactérias patogênicas em diferentes condições de pH, temperatura e concentrações de cloreto de sódio e extratos de resíduos de tamarindo. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 9, n. 7, p. 1-22, 4 maio 2020. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i7.3858>.

SOUTO, G. D. **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) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SILVA, E.M . **ECOTOXICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DE LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO**. 2022. 185 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2012. 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**. 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, 2016.

SILVA, Washington Kennedy A. Sousa; TAGLIAFERRO, Evandro Roberto. ATERRO SANITÁRIO - A ENGENHARIA NA DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS / LANDFILL - ENGINEERING IN THE FINAL DISPOSAL OF SOLID WASTE. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 12216-12236, 2021. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n2-037>.

TAVARES, R.G *et al.* **Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermi compostagem, usando teste de germinação com semente de alface (Lactuca sativa)**. [S. l.], 2019. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_218_n_1793.pdf. Acesso em: 09 jan. 2023.

TOUSSAINT, M.W; SHELLD, T.; VAN D. S, WH. e LEATHER, GR., 1995. **Uma comparação de testes de toxicidade aguda padrão com testes de toxicidade de triagem rápida**. Toxicologia Ambiental e Química, vol. 14, não. 5, pág. 907-915. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620140524>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Ecological effects test guidelines: OPPTS 850.4200 seed germination/root elongation toxicity test**, 1996, 8 p.

VALLIM, Claudio Avelar *et al.* **CASOS DE DOENÇA DIARREICA AGUDA E QUALIDADE DA ÁGUA DA COMUNIDADE RURAL DO TAQUARAL, NO MUNICÍPIO DE TRÊS CORAÇÕES–MG**. **Revista Augustus**, Minas Gerais, v. 24, p. 241-259, nov. 2019.

VARNERO, M. T. M.; ROJAS, C. A.; ORELLANA, R. R. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. **Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal**, 7: 28-37, 2007.

VECCHIA, A. D.1; THEWES, M. R.2; HARB NAIME, R.3; SPILKI, F. R. Diagnóstico sobre a situação do tratamento do esgoto hospitalar no Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 10, n. 2, dez. 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 588 p.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. Vol. 7. 452 p.

VON SPERLING, M. (2014) **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4th Edition, Editora UFMG, 472 p

WAN, R. et al. Biochemical responses in the gills of *Meretrix meretrix* after exposure to treated municipal effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 111, p. 78-85, 2015.

WELTER, J. B. et al. Bioassays and Zahn-Wellens test assessment on landfill leachate treated by photo-Fenton process. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 6, n. 1, p. 1390-1395, 2018.

YOUNG, B.J.; RIERA, N.I.; BEILY, M.E.; BRES, P.A.; CRESPO, D.C.; RONCO, A.E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n. 76, p. 182-186, 2012

ŽALTAUSKAITE, J. e ČYPAITE, A., 2008. **Avaliação da toxicidade de lixiviados de aterros sanitários usando plantas superiores**. Pesquisa Ambiental. Engenharia e Gestão, vol. 4, pág. 42-47.

ŽALTAUSKAITO, J.; VAITONYTŽ, I. Toxicological assessment of closed municipal solidwaste landfill impact to the environment. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 72, n. 4, 2016. DOI 10.5755/j01.arem.72.4.16555

APÊNDICES

APÊNDICE A - ANOVA simples para a GRS do esgoto doméstico coletado no mês de novembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	p	F crítico
Entre grupos	19166,00	1	19166,00	29,31	0,0002	4,75
Dentro dos grupos	7846,60	12	653,88			
Total	27012,60	13				

APÊNCIDE B - ANOVA simples para a CRR do esgoto doméstico coletado no mês de novembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	p	F crítico
Entre grupos	26326,10	1	26326,10	33,44	8,70 x 10⁻⁵	4,75
Dentro dos grupos	9446,12	12	787,18			
Total	35772,22	13				

APÊNCIDE C - ANOVA simples para a GRS do lixiviado coletado no mês de novembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	24727.93	1	24727.93	35.63	6.52E-05	4.74
Dentro dos grupos	8327.746	12	693.9788			
Total	33055.68	13				

APÊNCIDE D - ANOVA simples para a CRR do lixiviado coletado no mês de novembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	13964.4	1	13964.4	16.11	0.00171	4.74
Dentro dos grupos	10400.4	12	866.704			
Total	24364.94	13				

APÊNCIDE E- ANOVA simples para a GRS do esgoto doméstico coletado no mês de dezembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	16093.46032	1	16093.46	23.78	0.00038	4.74
Dentro dos grupos	8119.619048	12	676.6349			
Total	24213.07937	13				

APÊNCIDE F - ANOVA simples para a CRR do esgoto doméstico coletado no mês de dezembro/2022

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	12441.87	1	12441.87042	16.47	0.00158	4.74
Dentro dos grupos	9061.504	12	755.1253199			
Total	21503.37	13				

APÊNCIDE G - ANOVA simples para a GRS do esgoto doméstico coletado no mês de janeiro/2023

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	20109.18	1	20109.18	30.19	0.000137	4.74
Dentro dos grupos	7991.106	12	665.9255			
Total	28100.28	13				

APÊNCIDE H- ANOVA simples para a CRR do esgoto doméstico coletado no mês de janeiro/2023

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	20960.02	1	20960.02	30.68	0.000128	4.74
Dentro dos grupos	8197.855	12	683.1545			
Total	29157.87	13				

APÊNCIDE I - ANOVA simples para a GRS do lixiviado coletado no mês de janeiro/2023

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	10046.63	1	10046.63	6.58	0.024716	4.74
Dentro dos grupos	18306.61	12	1525.551			
Total	28353.23	13				

APÊNCIDE J - ANOVA simples para a CRR do lixiviado coletado no mês de janeiro/2023

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	P	F crítico
Entre grupos	7659.034	1	7659.034	4.03	0.06773	4.74
Dentro dos grupos	22800.55	12	1900.046			
Total	30459.58	13				