



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

NAYR THAYS HENRIQUE CALIXTO

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO POR MEIO DE *AIR STRIPPING***

CAMPINA GRANDE - PB

2023

NAYR THAYS HENRIQUE CALIXTO

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO POR MEIO DE *AIR STRIPPING***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA), da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Linha de pesquisa: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Libânia da Silva
Ribeiro

CAMPINA GRANDE - PB

2023

C154t

Calixto, Nays Thays Henrique.

Tratamento de lixiviado de aterro sanitário do semiárido brasileiro por meio de *AIR STRIPPING* / Nays Thays Henrique Calixto. - Campina Grande, 2023.

65 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2023.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo, Prof. Dra. Libânia da Silva Ribeiro."

Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Alcalinização. 3. *Air stripping*. 4. Remoção de NAT. 5. Fitotoxicidade. 6. Lixiviação. 7. Saneamento Ambiental. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Ribeiro, Libânia da Silva. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

NAYR THAYS HENRIQUE CALIXTO

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO POR MEIO DE *AIR STRIPPING***

Aprovado em: 31/03/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador)

Prof^ª. Dr^ª. Libânia da Silva Ribeiro
(Coorientadora)

Prof. Dr. William de Paiva
(Examinador interno)

Prof^ª. Dr^ª Naiara Angelo Gomes
(Examinadora externa)

CAMPINA GRANDE - PB

2023



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitário, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

- ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
- ALUNO(A): NAYR THAYS HENRIQUE CALIXTO / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. MÁRCIO CAMARGO DE MELO - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR.ª LIBÂNIA DA SILVA RIBEIRO – PPGECA/UFMG – COORIENTADORA, DR. WILLIAM DE PAIVA – PPGECA/UFMG – EXAMINADOR INTERNO, DR.ª NAIARA ANGELO GOMES - UFG - EXAMINADORA EXTERNA (PORTARIA 08/2023). / TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: “TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO POR MEIO DE AIR STRIPPING” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INÍCIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.
- EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDO O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.
- CAMPINA GRANDE, 31 DE MARÇO DE 2023



Documento assinado eletronicamente por **Nayr Thays Henrique Calixto**, Usuário Externo, em 03/04/2023, às 08:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Libânia da Silva Ribeiro**, Usuário Externo, em 03/04/2023, às 10:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS**, ASSISTENTE EM ADMINISTRACAO, em 03/04/2023, às 11:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **William de Paiva**, Usuário Externo, em 03/04/2023, às 19:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARCIO CAMARGO DE MELO**, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR, em 04/04/2023, às 20:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Naiara Angelo Gomes**, Usuário Externo, em 10/04/2023, às 11:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **3251174** e o código CRC **75068ABA**.

À minha mãe, Maria José Henrique da Silva. Sem o seu esforço eu não estaria aqui, mãe. Obrigada.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ser a razão da minha existência e o sustento dos meus dias. Pois mesmo nos dias mais difíceis, em que eu achei que não seria possível, foi Ele que encheu o meu coração de paz, e me deu forças para continuar.

À minha mãe (Maria José Henrique da Silva) por tanto ter lutado para que eu pudesse estudar, e buscar um futuro melhor para nós. Além disso, por ter me ensinado a ser uma mulher de caráter e temente ao Senhor.

Aos meus familiares e amigos que sempre estiveram ao meu lado, dando todo apoio e incentivo que eu poderia precisar.

Aos meus orientadores Márcio Camargo de Melo e Libânia Ribeiro da Silva, por toda paciência, compreensão, disponibilidade e empenho na orientação deste trabalho, mesmo nos momentos em que eu precisei me ausentar.

A Naiara Angelo Gomes, por todo ensinamento e trabalho árduo desempenhado ao meu lado durante a pesquisa.

Ao grupo de pesquisa GGA pela disponibilidade da estrutura e dos colaboradores durante as atividades rotineiras do grupo e desta pesquisa, em específico.

“O Senhor protegerá a sua saída e a sua chegada, desde agora e para sempre.”

Salmos 121: 8

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário é um subproduto resultante da decomposição de resíduos sólidos depositados nesse tipo de empreendimento. Esse efluente possui composição complexa, e devido a sua difícil degradação, o tratamento é oneroso. Dessa maneira, um dos compostos de difícil remoção presente em lixiviados de aterros sanitários é o nitrogênio amoniacal, que, além disso, se apresenta como uma substância que confere toxicidade ao lixiviado. Um dos tratamentos propostos pela literatura técnico-científica é a remoção desse tipo de nitrogênio por *air stripping*. Diante disso, este trabalho analisou a remoção de nitrogênio amoniacal total no lixiviado do Aterro Sanitário em Campina Grande - PB, a partir do tratamento de *air stripping* em escala piloto. Foram realizados experimentos para diferentes condições de operação: pH (10 ± 1 e 12 ± 1) e o tipo de alcalinizante (cal hidratada e NaOH). Para todos os experimentos realizados, o sistema em estudo alcançou valores, de remoção de nitrogênio amoniacal total, superiores a 98%, indicando alta eficiência do tratamento. Um dos fatores mais importantes durante o tratamento foi a adição de alcalinizantes, que com a elevação de pH, possibilitou alcançar concentração de NAT desejada, em menos da metade de horas de operação. A partir de testes de fitotoxicidade, utilizando sementes de cebola e repolho, também foi possível constatar que o *air stripping* removeu toxicidade do lixiviado, a partir da verificação dos resultados de Índice de Germinação, Crescimento Relativo da Raiz e Germinação Relativa.

Palavras-chave: Alcalinização. *Air stripping*. Remoção de NAT. Fitotoxicidade.

ABSTRACT

The landfill leachate is a by-product that results from the decomposition of solid waste deposited in this type of undertaking. This effluent has a complex composition, and due to its difficult degradation, the treatment is expensive. Thus, one of the compounds present in landfill leachate, that is difficult to remove, is ammoniacal nitrogen, which, in addition, is a substance that confers toxicity to the leachate. One of the treatments proposed by the technical-scientific literature is the removal of this type of nitrogen by air stripping. In view of this, this work analyzed the removal of total ammonia nitrogen in the leachate from the Sanitary Landfill in Campina Grande - PB, using the treatment of air stripping on a pilot scale. Experiments were carried out for different operating conditions: pH (10 ± 1 and 12 ± 1) and the type of alkalizing agent (hydrated lime and NaOH). For all experiments carried out, the system under study achieved values of total ammonia nitrogen removal greater than 98%, indicating high treatment efficiency. One of the most important factors during the treatment was the addition of alkaline agents, which with an increase in pH, made it possible to reach the desired NAT concentration in less than half of the hours of operation. From phytotoxicity tests, using onion and cabbage seeds, it was also possible to verify that air stripping removed the toxicity of the leachate, from the verification of the results of Germination Index, Relative Root Growth and Relative Germination.

Keywords: Alkalization. *Air stripping*. TAN removal. Phytotoxicity.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
1.1	Geral	17
1.2	Específicos	17
3	REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1	Aterros sanitários e lixiviado	18
3.2	Tratamento de lixiviado	21
3.3	Alcalinização do lixiviado	24
3.4	<i>Air stripping</i> como tratamento de lixiviado	25
3.5	Fitotoxicidade	30
4	METODOLOGIA	35
4.1	Localização da área de estudo	35
4.2	Características do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	35
4.3	Coleta do lixiviado do ASCG	36
4.4	Alcalinização do lixiviado	38
4.5	Dimensionamento e construção do sistema de tratamento	39
4.6	Etapas do tratamento	42
4.7	Análise de custo operacional	42
4.8	Ensaio de Fitotoxicidade	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Alcalinização	45
5.1.1	Relação entre pH e dosagem de alcalinizante	45
5.1.2	Dosagem de alcalinizante e NAT	46
5.1.3	Dosagem de alcalinizante e Turbidez	46
5.1.4	Dosagem de alcalinizante e Cor aparente	47
5.1.5	Volume e peso do lodo gerado	48
5.1.6	Sólidos totais no lodo	49
5.1.7	Custo da alcalinização	49

5.2	Torre de <i>air stripping</i>	50
5.2.1	Nitrogênio Amoniacal Total	50
5.2.2	pH	52
5.2.3	Alcalinidade total	53
5.2.4	Turbidez	54
5.2.5	DQO	55
5.2.6	Análise de custo operacional da torre de <i>air stripping</i>	56
5.3	Fitotoxicidade	57
5.3.1	Germinação Relativa	57
5.3.2	Crescimento Relativo das Raízes	59
5.3.3	Índice de Germinação	61
6.	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais impactos ambientais causados por um aterro sanitário	18
Figura 2 - Padrões de escoamento de ar e líquido em uma torre de <i>air atripping</i>	28
Figura 3 - Esquema de uma torre de <i>air atripping</i>	29
Figura 4 - Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande	34
Figura 5a - Armazenamento do lixiviado	36
Figura 5b -Laboratório CERTBIO - UFCG	36
Figura 6 - Medição de pH e agitação magnética do lixiviado	38
Figura 7 - Projeto do sistema de <i>air stripping</i>	39
Figura 8a - Material de enchimento da torre	40
Figura 8b - Vista superior da torre	40
Figura 9a - Ducha para distribuição do afluente	40
Figura 9b - Tê de conexão com fundo falso	40
Figura 10 - Variação do pH do lixiviado de acordo com a dosagem de alcalinizantes	44
Figura 11a - Lixiviado bruto e lixiviado alcalinizado com NaOH	47
Figura 11b - Lixiviado bruto e lixiviado alcalinizado com cal hidratada	47
Figura 12 - Variação de Nitrogênio Amoniacal Total de acordo com o tempo	50
Figura 13 - Variação pH de acordo com o tempo	52
Figura 14 - Variação da Alcalinidade total de acordo com o tempo	53
Figura 15 - Variação da Turbidez de acordo com o tempo	54
Figura 16 - Variação da DQO de acordo com o tempo	55
Figura 17a - Germinação Relativa para sementes de Cebola antes do tratamento	57
Figura 17b - Germinação Relativa para sementes de Cebola após o tratamento	57
Figura 18a - Germinação Relativa para sementes de Repolho antes do tratamento	57
Figura 18b - Germinação Relativa para sementes de Repolho após o tratamento	57
Figura 19a - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Cebola antes do tratamento	58

Figura 19b - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Cebola após o tratamento	58
Figura 20a - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Repolho antes do tratamento	58
Figura 20b - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Repolho após o tratamento	58
Figura 21a - Índice de Germinação para sementes de Cebola antes do tratamento	60
Figura 21b - Índice de Germinação para sementes de Cebola após o tratamento	60
Figura 22a - Índice de Germinação para sementes de Repolho antes do tratamento	60
Figura 22b - Índice de Germinação para sementes de Repolho após o tratamento	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Metodologias das análises físico-químicas	36
Tabela 2 - Ensaio realizados no sistema de tratamento de <i>air stripping</i>	41
Tabela 3 - Classificação do desempenho do teste de fitotoxicidade segundo Pinho <i>et al.</i> (2017)	43
Tabela 4 - Valores respectivos de NAT para cada pH alcançado	45
Tabela 5 - Valores respectivos de Turbidez para cada pH alcançado	46
Tabela 6 - Valores respectivos de Cor aparente para cada pH alcançado	46
Tabela 7 - Valores respectivos de volume e peso do lodo para cada pH alcançado	48
Tabela 8 - Valores de sólidos totais para o lodo gerado para cada faixa de pH	48
Tabela 9 - Custo da alcalinização	49
Tabela 10 - Percentual de remoção de NAT e o tempo de tratamento correspondente	51
Tabela 11 - Percentual de remoção de NAT e o tempo de tratamento correspondente	56

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASCG	Aterro Sanitário de Campina Grande
BOD	Estufa incubadora
CERTBIO	Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRR	Crescimento Relativo da Raiz
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GGA	Grupo de Pesquisa de Geotecnia Ambiental
G/L	Razão gás/líquido
IG	Índice de Germinação
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
N ₂	Nitrogênio
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NaOH P.A	Hidróxido de Sódio
NBR	Norma brasileira
NH ₃	Amônia gasosa
NH ₄	Íon Amônio
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Cloreto de polivinilo
RSU	Resíduos Sólidos Orgânicos
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
v/v	Volume por volume

1 INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é definido como o efluente aquoso gerado como consequência da água da chuva infiltrada por meio dos resíduos, processos bioquímicos na decomposição dos materiais presentes, e água inerente dos próprios resíduos (RENOU *et al.*, 2008). Sua composição complexa, possui alta concentração de material orgânico, compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos, o que dificulta a realização de seu tratamento (COSTA, 2019). Além disso, há uma condição especial para lixiviados de aterros sanitários do semiárido brasileiro, que é a sua elevada concentração, devido à quantidade de precipitações, que são menores em relação a outras regiões do país.

Dentre os principais componentes do lixiviado está o Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), que possui potencial para causar dano e toxicidade ao meio ambiente, especialmente aos corpos hídricos. As principais fontes de nitrogênio presentes em efluentes são compostos nitrogenados de origem animal ou vegetal, nitrato de sódio e nitrogênio atmosférico. As formas mais comuns do nitrogênio na natureza, são amônia (NH_3), o íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2) e íon nitrato (NO_3^-) (METCALF & EDDY, 2016). Diante disso, a contaminação por efluentes, causadas por lixiviados de aterros sanitários, causa problemas como poluição da água, mortandade da fauna e flora presentes no solo e nos recursos hídricos, eutrofização e fitotoxicidade no solo. Além disso, há o aumento do surgimento de doenças em seres humanos, problemas de odores e toxicidade às bactérias decompositoras em tratamentos biológicos (SANTOS, 2011).

Dentre os tratamentos de lixiviado de aterro sanitário estão as torres de *air stripping*. Essa técnica baseia-se na extração com gás, que envolve a transferência de massa de um gás, ou composto volátil, da fase líquida (lixiviado) para uma fase gasosa, geralmente ar (METCALF & EDDY, 2016). Essa tecnologia já é aplicada em diferentes áreas, principalmente, na indústria química, inclusive na remoção de gás sulfídrico e gás carbônico (SANTOS, 2011).

Para aterros sanitários, especialmente os do semiárido brasileiro, o tratamento pode ser indicado por alcançarem eficiências superiores a 90% de remoção (SANTOS (2020), ZANGENEH *et al.* (2021), GOMES *et al.* (2009)) , no entanto, devido à escassez de estudos nesse tema, há a necessidade de estudos mais incisivos e abrangentes.

O lixiviado utilizado nesta pesquisa foi coletado no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), cujo monitoramento é realizado pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Mediante as altas concentrações de

nitrogênio amoniacal no lixiviado do ASCG, não é recomendada a aplicação de tratamentos biológicos, que são os mais utilizados para o lixiviado, devido à inibição causada pela amônia. Como estudos anteriores (SANTOS (2020), ZANGENEH *et al.* (2021), GOMES *et al.* (2009)), que serão apresentados na revisão de literatura, já apresentaram resultados satisfatórios, optou-se por aplicar o *air stripping* como opção de tratamento, por ser uma tecnologia que possui a capacidade de adaptação a variações nas características e vazões do líquido a ser tratado.

Além disso, a associação de análises físico-químicas e fitotoxicológicas, para avaliar a redução da toxicidade do lixiviado, por meio do *air stripping*, se apresenta como excelente contribuição científica, uma vez que, os trabalhos sobre esse tipo de tratamento são escassos, e ainda, não há na literatura, o uso da aplicação dessas análises, em paralelo a esse tratamento, justificando assim, a importância e relevância dessa pesquisa.

2 OBJETIVOS

1.1 Geral

Analisar a eficiência de remoção de uma torre de *air stripping*, em escala piloto, aplicada ao tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário em Campina Grande - PB.

1.2 Específicos

- Avaliar as taxas de remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica, para os alcalinizantes Cal hidratada e Hidróxido de Sódio;
- Verificar a influência do pH e tempo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário em torre de *air stripping*;
- Analisar a eficiência da redução da fitotoxicidade do lixiviado após a aplicação do tratamento de *air stripping*.

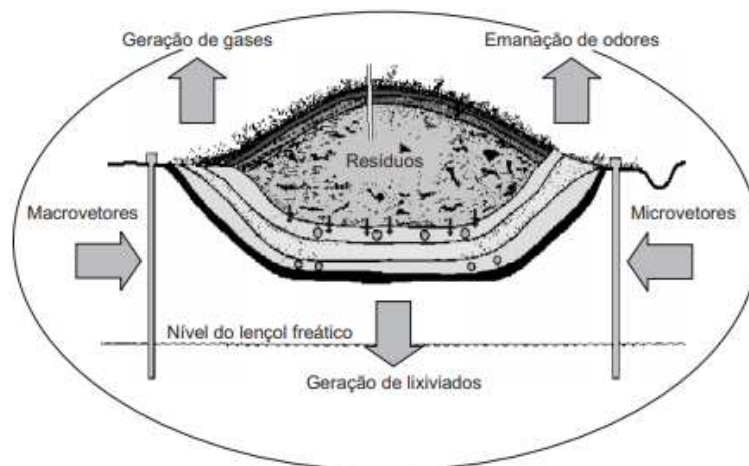
3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Aterros sanitários e lixiviado

O aterro sanitário é um sistema de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e outros tipos de resíduos, utilizado mundialmente. No Brasil, essa escolha deve-se ao fato da opção ser a mais viável dentro da realidade do país, tanto do ponto de vista técnico, como econômico (GOMES *et al.*, 2009). Estudos que comparam as várias possibilidades de disposição de RSU (aterro, incineração, compostagem, entre outros) mostram que, em termos de exploração, o aterro é a opção mais barata. Além das vantagens econômicas, esses empreendimentos minimizam os impactos ambientais e permitem que os resíduos se degradem sob condições controladas, até uma eventual transformação em material estável (RENOU *et al.*, 2008). O objetivo principal dessa técnica, é minimizar os impactos ambientais, causados pela disposição de resíduos no solo, por meio de compactação adequada do material, e cobertura com solo ou outro material.

A Figura 1 apresenta o esquema teórico de um aterro sanitário e seus principais impactos ambientais.

Figura 1 - Principais impactos ambientais causados por um aterro sanitário



Fonte: Castilhos Junior, 2003.

Dessa forma, os resíduos sólidos são dispostos sobre o terreno natural, impermeabilizado previamente, e são confinados em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, à saúde e à segurança pública (RECESA, 2008). No entanto, apesar de minimizar a poluição causada, o aterro sanitário, por si só, não resolve todos os problemas relacionados à disposição dos resíduos sólidos (GOMES *et al.*, 2009).

A norma NBR 8419/92, da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), dispõe sobre as condições de projeto para aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Dentre as condições exigidas, estão a intercalação entre as camadas de resíduos e camadas de terra, a impermeabilização do solo local, apresentação do sistema de drenagem e remoção do líquido percolado, e indicação dos usos dos corpos hídricos próximos. Embora os critérios de instalação e operação dos aterros sanitários, tenham evoluído, diminuindo com isso, o risco de contaminação, ainda assim, os resíduos do aterro representam uma fonte de efeitos adversos nas áreas abrangentes (CHIDICHIMO *et al.*, 2020).

Dentre esses efeitos ambientais causados pela decomposição de resíduos no aterro, a produção de lixiviado é um dos mais preocupantes. O lixiviado é definido como o efluente aquoso gerado como consequência da água da chuva infiltrada por meio dos resíduos, processos bioquímicos na decomposição dos materiais presentes, e água inerente do próprio material depositado (RENOU *et al.*, 2008). Devido à alta concentração de cloretos, matéria orgânica e inorgânica, nitrogênio amoniacal, metais pesados e material recalcitrante, o processo de tratamento do lixiviado se torna bastante complexo e oneroso. Considerando os tipos de resíduos dispostos no aterro como municipal, comercial e/ou industrial, o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução aquosa formada por quatro grupos de poluentes: compostos orgânicos xenobióticos, matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados (KJDELSEN *et al.*, 2002).

A complexidade da composição do líquido aumenta com o decorrer do tempo e/ou idade do aterro, pois as características são alteradas devido a reações físico-químicas, bem como processos biológicos. Segundo Morais (2005) e Gomes *et al.* (2009) os principais fatores que influenciam a composição do lixiviado são:

- Características dos resíduos: composição gravimétrica, granulometria, umidade, compactação, permeabilidade, estágio de decomposição, pré-tratamento;
- Condições ambientais e fatores climáticos: precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura;
- Aspectos hidrogeológicos: escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado;
- Características do aterro: aspectos construtivos, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, co-disposição de resíduos líquidos, irrigação, recirculação, impermeabilização do aterro;

- Processos internos do aterro: hidrólises, adsorção, biodegradação, dissolução, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, troca e transporte de gás.

Destaca-se que a composição do lixiviado varia significativamente entre diferentes aterros dependendo da composição do resíduo, idade do resíduo e tecnologia empregada no empreendimento (KJELDSSEN *et al.*, 2002). No Brasil, devido ao clima tropical com elevadas temperaturas e volume de precipitação, ocorre o favorecimento da degradação do resíduo e formação do lixiviado. Dessa forma, o lixiviado brasileiro, no geral, apresenta em sua composição altas concentrações de material orgânico, refletindo o perfil de consumo dos brasileiros (COSTA, 2019).

O lixiviado é composto por: uma grande concentração de matéria orgânica dissolvida (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos refratários, como ácidos húmicos e fúlvicos); macro componentes inorgânicos incluindo nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), sódio (Na^+), potássio (K^+), cloro (Cl^-), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), sulfato (SO_4^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-); metais pesados como cádmio (Cd^{2+}), níquel (Ni^{2+}), cromo (Cr^{3+}), chumbo (Pb^{2+}), cobre (Cu^{2+}) e zinco (Zn^{2+}); e compostos orgânicos xenobióticos (como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e pesticidas) (COSTA, 2019). Portanto, por ser um efluente que apresenta composição complexa, há dificuldades para realização do seu tratamento, cuja algumas das opções, são a recirculação desse efluente, e realização do tratamento na estação de tratamento de esgoto (RIGUETTI, 2015).

Dentre os compostos citados anteriormente, um que possui grande relevância ambiental, é o nitrogênio amoniacal total na forma de amônia gasosa (NH_3). A amônia gasosa ou livre, quando em excesso no solo ou em corpos d'água pode causar diversos problemas, entre os quais destacam-se: contaminação e poluição da água, mortandade da fauna e flora, presentes no solo e nos recursos hídricos, inibição do metabolismo de microorganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo. Além destes, vale destacar, também, o surgimento de doenças em humanos (GOMES, 2017).

A contaminação de corpos hídricos por lixiviado pode ocorrer em aterros em funcionamento, ou desativados, pois a decomposição da matéria orgânica continua acontecendo, mesmo após o encerramento das atividades (GOUVEIA, 2012). Essa contaminação pode transportar metais pesados e outros componentes tóxicos, do lixiviado, que possuem a capacidade de biomagnificação e podem chegar a contaminar seres humanos (RIGUETTI, 2015). Um exemplo disso, é o fato de que o lixiviado, ao alcançar aquíferos pode formar plumas de contaminação, que podem se estender por centenas de metros e afetam

a hidrogeologia do aquífero (NEGI *et al.*, 2020). Sendo assim, o monitoramento deve ocorrer durante a vida útil do aterro e após cessar o seu funcionamento, com inspeção de gases e emprego de técnicas de tratamento do lixiviado (BASTOS, 2011).

3.2 Tratamento de lixiviado

O lixiviado gerado no aterro sanitário é considerado uma ameaça extrema de poluição à água superficial e subterrânea, solo, meio ambiente e saúde humana. No entanto, em muitos países o problema de contaminação é agravado pelo fato de não existir sistemas de coleta e tratamento de lixiviado em aterros e locais de remanejamento de RSU. Além disso, muitos desses locais estão próximos de habitação humana (ARUNBABU *et al.*, 2017).

As dificuldades encontradas para tratar o lixiviado de aterros sanitários talvez se devam ao fato de que essa complicação, seja um problema relativamente novo, já que, antes da década de 1970, não era realizada a impermeabilização da base de células de aterros, permitindo que o lixiviado infiltrasse por toda a extensão da base da instalação (GOMES *et al.*, 2009). Dessa forma, ao considerar a semelhança aparente da composição do lixiviado com esgoto, geralmente, adotam-se as mesmas técnicas e parâmetros de projeto de tratamento para ambos (GOMES *et al.*, 2009). Entretanto, devido a inconsistência da vazão de lixiviado e suas características, muitos tratamentos não alcançam resultados satisfatórios de remoção de contaminantes (ARUNBABU *et al.*, 2017).

Dentre as alternativas empregadas para o tratamento do lixiviado de aterros sanitários estão: tratamentos biológicos (lodos ativados, lagoas aeradas, lagoas de estabilização, lagoas anaeróbias, lagoas de maturação e reatores anaeróbios de fluxo ascendente), recirculação do lixiviado e tratamentos físico-químicos (normalmente em conjunto com os biológicos), todos com o objetivo de alcançar os padrões de qualidade ambiental estabelecidos pela legislação ambiental (CASTILHOS JUNIOR, 2003; COSTA, 2019).

Dentre os processos biológicos mais utilizados no tratamento dos lixiviados estão as lagoas de estabilização, processos com lodos ativados, filtros lentos e reatores anaeróbios de leito fixo. Apesar de os processos biológicos serem os mais empregados no tratamento de lixiviados devido às suas características serem semelhantes a dos esgotos domésticos, são encontradas dificuldades nessa técnica para esse efluente, já que a vazão e a carga orgânica são muito variáveis. Considerando que os processos biológicos somente, não removem os compostos orgânicos residuais e refratários, um tratamento adicional se faz necessário (OZTURK, *et al.* 2003). Além disso, efluentes com altas concentrações de amônia são prejudiciais aos microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico (ZHU *et al.*, 2017).

Geralmente, uma combinação de métodos físicos, químicos e biológicos são utilizados para o tratamento do lixiviado, já que há dificuldade em obter resultados satisfatórios utilizando esses métodos isolados (GOMES *et al.*, 2009; UYGUR; KARGI, 2004). Já dentre os métodos físico-químicos, os mais utilizados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários são *air stripping*, adsorção e filtração por membrana (UYGUR; KARGI, 2004).

Diante dessas alternativas, tem-se que o processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário é muito complexo, custoso e geralmente envolve diferentes tecnologias e várias etapas para se obter a qualidade do efluente final exigida pelas normas legais. Além disso, a variabilidade na composição do lixiviado, que se modifica de acordo com o aterro, tipo de resíduo aterrado, condições socioeconômicas da localidade, tipo de operação efetuada no empreendimento, e as oscilações de vazão ao longo do ano, devido ao regime de chuvas, são algumas das dificuldades para tratar o efluente (GOMES *et al.*, 2009).

Os processos biológicos são eficientes para o tratamento de lixiviados provenientes de aterros novos (< 5 anos), devido a simplicidade e o custo-benefício, e é aplicado quando o lixiviado apresenta alta concentração de material biodegradável. Mas essa eficiência não ocorre quando o aterro é maduro (> 10 anos), e se encontra em fase metanogênica, em que o lixiviado contém compostos que não são facilmente degradados, como ácidos húmicos e fúlvicos, e a razão DBO/DQO é < 0,1 (COSTA, 2019). Destaca-se que, para poluentes presentes no lixiviado, como fenóis e ftalatos, que causam efeitos negativos nos sistemas reprodutivos, neural e imunológico, e são provenientes de resíduos plásticos, são resistentes à degradação biológica, não sendo removidos por processos biológicos convencionais (BOONNORAT *et al.*, 2021). Portanto, devido às limitações do tratamento biológico, a probabilidade de que poluentes residuais sejam lançados em corpos hídricos é alta, colocando em risco a saúde humana e o meio ambiente (BOONNORAT *et al.*, 2021).

Embora, a aplicação do tratamento biológico seja a escolha mais apropriada em termos econômicos, no entanto, para lixiviados com grande concentração de nitrogênio amoniacal e baixa degradabilidade, o mais apropriado é um processo físico-químico, possivelmente em combinação com o tratamento biológico (COSTA, 2019; TASDEMIR, *et al.*, 2020). Altas concentrações de nitrogênio amoniacal causam toxicidade ao tratamento biológico aplicado ao lixiviado (SANTOS, 2020) e, além disso, a amônia pode causar necessidade de longos tempos de aeração, demanda excessiva de oxigênio, e baixa produção de biogás na digestão anaeróbia (TASDEMIR, *et al.*, 2020). Sendo assim, há a necessidade de remover a amônia antes de um possível tratamento biológico, para que os microrganismos que degradam a

matéria orgânica não tenham o seu metabolismo afetado pela toxicidade do composto (SANTOS, 2020).

Um dos mecanismos atualmente conhecido, que causa a diminuição da concentração da amônia é a lixiviação, pois não há outro sistema que permita sua degradação em condições metanogênicas. Dessa forma, a amônia é considerada o componente mais significativo no lixiviado maduro, permanecendo em altas concentrações, mesmo em lixiviados antigos (KJELDSEN *et al.*, 2002). Além disso, a partir de estudos, a amônia é considerada causa primária de toxicidade aguda do lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002). Os principais contribuintes para a amônia, nesse efluente, são os resíduos orgânicos, compostos principalmente de nitrogênio.

Em lixiviados de aterros sanitários o nitrogênio está presente em maior proporção nas formas amoniacal e orgânica, que juntas representam o NTK. A concentração de nitrito e nitrato é mínima. Por esta razão que, na prática, o NTK é tratado como Nitrogênio Total. A concentração de N-NH₃ engloba as porções ionizadas e não ionizadas da amônia (SANTOS, 2011).

Além do mais, remoção do nitrogênio amoniacal durante o tratamento de lixiviado é de extrema importância, pois o lançamento de um efluente rico em nitrogênio em um rio, lago ou oceano, pode provocar problemas como: a super fertilização do corpo hídrico, ocasionando eutrofização, geração de odores, provocar depleção do oxigênio dissolvido, além disso, há a questão da toxicidade que pode afetar as taxas de crescimento e desenvolvimento de peixes, bactérias decompositoras e outros organismos (GOMES *et al.*, 2009; SANTOS, 2011).

Com relação à saúde humana, os efeitos danosos podem ser observados dependendo do nível do contato e do período de exposição aos compostos presentes no lixiviado. A Resolução CONAMA N° 430 de 2011 que define o padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos, estabelece que o limite máximo da concentração de nitrogênio amoniacal deve ser de 20 mg.L⁻¹, no efluente final.

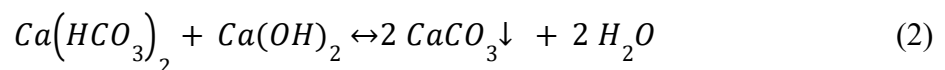
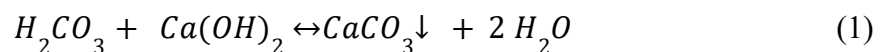
Em lixiviados brasileiros, a presença de compostos nitrogenados, principalmente na forma de nitrogênio amoniacal, apresenta concentrações superiores a 2000 mg.L⁻¹ (SANTOS, 2020). Por isso, métodos tradicionais de tratamentos têm sido insuficientes para atender os padrões da legislação. Um efluente que possui concentrações de nitrogênio amoniacal acima de 500 mg.L⁻¹, DQO acima de 2000 mg.L⁻¹ e alta alcalinidade, é considerado um efluente de difícil tratamento por meio biológico, sobretudo devido à toxicidade do nitrogênio (SANTOS, 2020).

Como pré-tratamento aos sistemas biológicos, o método de *air stripping*, devido ao custo ser relativamente baixo e empregar o uso de equipamentos simples, é largamente utilizado para promover remoção de amônia em efluentes. Esse processo de remoção de amônia foi idealizado como uma modificação do processo de aeração utilizado para eliminação do gás amônia dissolvido nas águas residuárias em tratamento (BASTOS, 2011).

3.3 Alcalinização do lixiviado

A alcalinização é um método que pode ser aplicado como tratamento prévio de efluentes, e baseia-se na adição de compostos químicos com característica alcalina ao fluido, para que o pH seja elevado até níveis que favoreçam o aumento da eficiência da próxima etapa do tratamento (KUEHN, 2011). Por ser uma técnica simples pode ser empregada conjuntamente a outras técnicas complementares, otimizando a aplicação do método, como por exemplo, o *air stripping* que tem como objetivo principal a remoção de nitrogênio amoniacal, e que tem seu funcionamento facilitado quando o pH se encontra em faixas elevadas. A adição de compostos alcalinizantes pode também, além de favorecer o desempenho de processos subsequentes, e auxiliar na remoção de sólidos deste tipo de efluente (KUEHN, 2011).

Em condições de alcalinidade elevada, típicas do lixiviado, a correção do pH requer dosagens grandes do alcalinizante. No caso da cal hidratada, esta reage com o carbono inorgânico formando e precipitando carbonato de cálcio. Esta reação possibilita o aumento do pH pelo consumo dos íons hidrogênio (SOUTO, 2009). As reações do hidróxido de cálcio com a alcalinidade são apresentadas nas Equações 1 e 2.



Dessa forma, para que o pH seja elevado, é necessário uma dosagem suficiente de cal hidratada para que esta combine com todo ácido carbônico livre e com o ácido carbônico dos bicarbonatos, produzindo carbonato de cálcio (METCALF & EDDY, 2016). Deve-se levar em consideração que a aplicação de dosagens elevadas de cal pode acarretar em problemas de manutenção no sistema para qual o efluente alcalinizado será direcionado (SOUTO, 2009).

A cal hidratada pode ser utilizada para diversas finalidades: argamassas, tintas e asfaltos para construção civil; na agricultura para correção de acidez de solos; tratamento de água potável, águas residuárias industriais, entre outros efluentes (SANTANA-SILVA, 2008). No entanto, para tratamento de efluentes, as cales mais utilizadas são a cal virgem e a cal

hidratada, principalmente, para a correção de pH, e como agente precipitante para matéria orgânica, fosfatos, metais traços e como coagulantes para remoção de materiais coloidais (SANTANA-SILVA, 2008). No *stripping* de amônia, também pode ser utilizado NaOH como alcalinizante (ZANGENEH *et al.*, 2021).

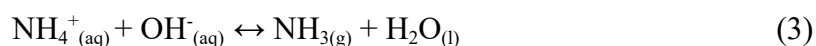
Para Santos (2020) a eficiência do tratamento com *air stripping*, na avaliação em escala piloto, variou muito mediante a presença/ausência do processo prévio de alcalinização.

3.4 *Air stripping* como tratamento de lixiviado

Dentro os processos físico-químicos aplicados como tratamento de lixiviado, o mais eficaz para a remoção de nitrogênio amoniacal é o *air stripping*, devido ao favorecimento da volatilização da amônia não ionizada, através do aumento do contato entre o lixiviado e o ar, e pela elevação do pH (GOMES *et al.*, 2009). Os custos estimados para o arraste em torres recheadas são muito elevados, o que indica que a técnica, apesar de eficaz, apresenta essa dificuldade para aplicação em escala real (GOMES *et al.*, 2009).

O *air stripping* é um processo físico de remoção da fase gasosa do líquido, especialmente, devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio atmosférico circundante (BASTOS, 2011). A remoção de compostos dissolvidos voláteis por extração envolve o contato do líquido com um gás inicialmente isento desses compostos (ar). O composto será removido da fase líquida e entrará na fase gasosa em função do equilíbrio termodinâmico estabelecido entre as duas fases (METCALF & EDDY, 2016). Nesse processo, ocorre a transferência de massa, que acelera a volatilização de compostos no efluente, para uma fase gasosa (ar), por meio da passagem ativa do ar através do líquido a ser tratado (LAGREGA *et al.*, 2010; KINIDI, L. *et al.*, 2018).

O processo de tratamento baseia-se em favorecer a volatilização da amônia não-ionizada, a partir do aumento do contato entre o lixiviado e o ar, bem como da elevação do pH (SANTOS, 2020). A extração da amônia com ar só é possível se ela não estiver ionizada, ou seja, deve estar presente na forma de gás. A relação de equilíbrio para a dissociação da amônia em água é dada pela Equação 3. Quando o pH é elevado acima de 7, o equilíbrio é deslocado para o lado direito e os íons amônio são convertidos em amônia, a qual pode ser removida por extração com gás. Para isso, deve-se aplicar um alcalinizante em quantidade suficiente para elevar o pH do efluente até um valor adequado, geralmente 11 (METCALF & EDDY, 2016).



O equilíbrio do processo de conversão depende do pH. Para pH em torno de 7,2 a tendência é o deslocamento da reação para a esquerda. Com a elevação do pH, há o deslocamento do equilíbrio para a direita e, conseqüentemente, uma maior elevação da fração gasosa. A quantidade de amônia que pode ser removida de um efluente através do arraste com ar é dependente de dois equilíbrios termodinâmicos: o equilíbrio de amônia no gás/líquido e o equilíbrio de dissociação da amônia no líquido (SANTOS, 2020). Para favorecer a volatilização da amônia, que em pH 9,25 se encontra em 50% ionizada e 50% livre, o pH deve ser elevado, por meio da adição de um alcalinizante químico, elevando-o para 11 à temperatura em 25°C. Dessa forma, a porcentagem de amônia livre será de 99%. Sendo assim, o processo de *air stripping* acontece quando a amônia livre presente no efluente líquido entra em contato com um fluxo forçado de ar, transferindo-a para a fase gasosa (SANTOS, 2020).

O reator de *air stripping* pode ser construído na forma fechada e na forma aberta. A forma fechada permite a recuperação da amônia, ao invés de liberá-la à atmosfera, sendo uma boa perspectiva para a melhora da saúde ambiental e pública. Os estudos com sistemas fechados são escassos comparados com os de sistemas abertos. No entanto, além da poluição atmosférica, dependendo do tempo de exposição, o gás amônia pode causar irritação respiratória, ocular e na garganta, problemas pulmonares e irritação cutânea severa (SANTOS, 2020). No sistema fechado, a recuperação da amônia pode ser destinada para uso na agricultura como utilização de fertilizantes, além de melhorar a questão de saúde pública (SANTOS, 2020).

A utilização do método de *air stripping* para tratamento de lixiviado foi idealizado como uma modificação do processo de aeração para eliminar gás amônia dissolvido em águas residuárias (METCALF & EDDY, 2016). Ao realizar uma avaliação econômica entre alguns possíveis tratamentos para o lixiviado, Ozturk (2003) concluiu que o método utilizando *air stripping* foi o mais praticado para tratar de efluentes contendo altas concentrações de amônia. Essa técnica possui a vantagem de não ser sensível à substâncias tóxicas, por ser um processo físico-químico, além de permitir o controle da quantidade de amônia que se deseja remover e fornecer um efluente que atenda os limites impostos pela legislação ambiental.

Dentre as desvantagens do sistema de *air stripping* estão os elevados custos de operação e manutenção, a necessidade de produtos químicos para o controle do pH e a possibilidade de apresentar problemas de ruído e estética, além do impacto ambiental gerado devido a liberação de amônia à atmosfera (SOUTO, 2009). O impacto ambiental causado pelo método é um aspecto importante a ser considerado, por incluir o lançamento de amônia na

atmosfera, uso de energia para manutenção dos equipamentos elétricos e utilização de produtos químicos (SANTOS, 2011). No entanto, com o pH elevado, o sistema é relativamente mais barato, simples e alcança alta remoção de amônia (TASDEMIR, *et al.*, 2020). Além disso, há a possibilidade de colmatação, crescimento de algas, bactérias ou fungos, que podem acarretar na necessidade de alta frequência de limpeza da torre (LAGREGA *et al.*, 2010).

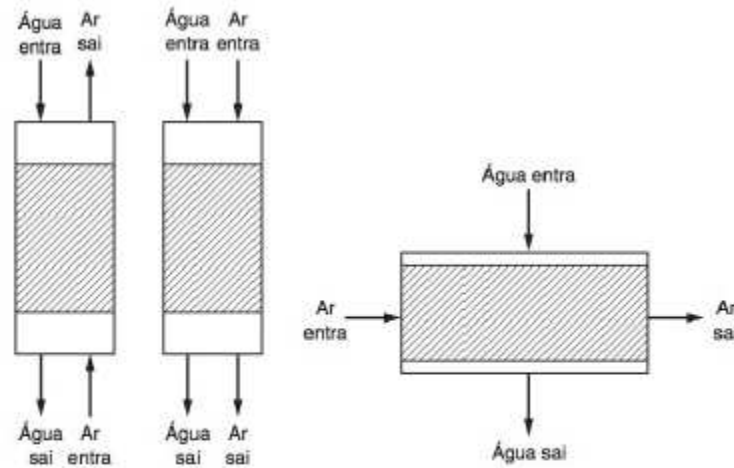
O tratamento pode ser realizado em tanques ou em torres. Os sistemas em tanques de arraste consistem no uso de aeradores difusos ou mecânicos, nos quais o borbulhamento de ar difuso ou a ação de agitadores mecânicos aumentam a superfície de contato gás/líquido e com isso aumentam a transferência de massa através dessa interface. Já os tanques aerados são simples e baratos, e devem ser usados para líquidos com grandes quantidades de compostos voláteis (LAGREGA *et al.*, 2010). A Figura 2 apresenta um esquema da direção e dos sentidos dos escoamentos mais utilizados.

Além destes, as torres de stripping podem ser de enchimento, de plataformas/bandejas ou sistemas de spray. Essas opções de stripping aumentam a área disponível para contato da fase líquida para transferência de massa (LAGREGA *et al.*, 2010). O escoamento de ar e líquidos nos sistemas de *air stripping* podem ser em contracorrente (sentidos opostos), co-corrente (mesmo sentido) e cruzado (direções opostas).

A torre de *air stripping* é basicamente um cilindro preenchido com material com elevada superfície específica, chamada de recheio, e que tem a finalidade de aumentar o contato ar-líquido (SANTOS, 2011; SOUTO, 2009; ZANGENEH *et al.*, 2021). Na Figura 3 é possível observar como se dá o funcionamento da torre de *air stripping*.

O funcionamento das torres de arraste de *air stripping* se dá através do fluxo de ar em contracorrente ao líquido, em uma coluna vertical preenchida com pedaços de um material de forma esférica, permitindo melhorar a área efetiva para transferência de massa e garantindo a homogeneidade no sistema (LAGREGA *et al.*, 2010). O líquido é distribuído uniformemente no topo da torre sobre o material de enchimento, enquanto o fluxo de ar ocorre de baixo para cima na coluna. Geralmente o material de enchimento consiste em formas plásticas que possuam uma razão superfície/volume alta e que forneçam a área necessária para que ocorra a transferência dos componentes voláteis do líquido, podendo ser composto de peças individuais distribuídas de maneira aleatória ou de materiais estruturados (LAGREGA *et al.*, 2010; SOUTO, 2009).

Figura 2 - Padrões de escoamento de ar e líquido em uma torre de *air atripping*

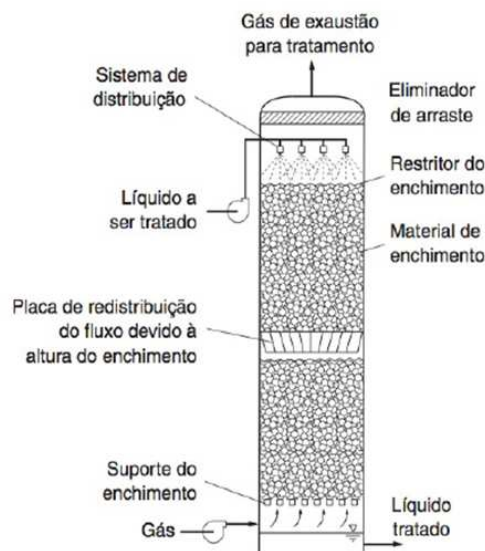


Fonte: Metcalf e Eddy, 2016

A aplicabilidade das tecnologias de remoção de amônia geralmente depende de vários fatores como o nível de contaminação, a segurança das instalações e análise de regulamentação, e a disponibilidade de uma fonte de calor e produtos químicos. Além disso, as composições e concentrações do lixiviado do aterro dependem das condições ambientais, da idade e da maturidade do aterro. Um lixiviado novo contém compostos orgânicos de alta resistência, enquanto um lixiviado velho contém concentrações relativamente baixas de matéria orgânica, mas grandes quantidades de amônia (PENG *et al.*, 2008).

Considerando que a formação do gás amônia é favorecida pelo aumento do pH, que desloca o equilíbrio químico para a direita (Equação 3), induzindo a formação de gás amônia, se faz necessária a utilização de alcalinizantes. Elevar o pH do efluente é crucial para favorecer uma alta remoção de amônia no *air stripping*. Além disso, a temperatura possui impacto significativo sobre a operação do sistema, pois a solubilidade da amônia em água é determinada pela Lei de Henry, na qual, a constante dos gases depende do soluto, solvente e temperatura. Geralmente, é possível obter maior eficiência de remoção de amônia em altas temperaturas, no entanto, o aumento da temperatura acarreta em um aumento de custo (KINIDI, L. *et al.*, 2018).

Figura 3- Esquema de uma torre de *air atripping*



Fonte: Metcalf e Eddy, 2016

Dentre os parâmetros que afetam a operação do sistema estão pH, razão gás/líquido (G/L), temperatura do efluente e do ambiente, tempo de contato, tempo de operação, altura da coluna, concentração de amônia no efluente, carga hidráulica. No entanto, dentre estes o pH e temperatura são mais influentes (ZANGENEH *et al.*, 2021).

Embora o *air stripping* seja amplamente utilizado em vários segmentos industriais, como indústria química, na indústria de petróleo, petroquímica, alimentícia e em equipamentos de controle de poluição, no que se refere ao lixiviado de aterro sanitário, ainda há lacunas que precisam ser preenchidas para favorecer um uso mais amplo (SANTOS, 2020.; GOMES *et al.*, 2009).

Dentre os estudos realizados utilizando *air stripping*, Santos (2020) alcançou 98% de remoção de amônia com tempos de operação entre 4 e 9 dias. A melhor remoção obtida foi com a razão entre a vazão de ar e vazão de lixiviado igual a 45, no entanto, a razão que apresentou melhor custo-benefício, foi a de 200.

Zangeneh *et al.* (2021) utilizaram esgoto sintético e bruto, variando pH entre 9,7, 10,93 e 11,94 e temperatura entre 34,25°C, 38,57°C e 40,5°C. Bem como, foram adotadas razões gás/líquido adotadas foram de 60:1, 70:1 e 80:1. A eficiência da remoção de amônia apresentou aumento junto com o aumento de pH, alcançando níveis de remoção de 98% em pH 12. A remoção máxima foi alcançada com a maior temperatura. Para os autores, o efeito do pH foi mais significativo do que o da temperatura.

Gomes *et al.* (2009) obtiveram remoção de NH₃ de 93,5%, para pH 8, com 4 horas de operação. Para pH 9 e 3 horas de operação, a remoção foi de 84,3%. Já para pH 10 e 2,5 horas de operação do sistema, a remoção alcançada foi de 91,5%, indicando influência direta do pH na eficiência do sistema.

Os resultados obtidos em diferentes trabalhos com remoção de amônia, por meio de *air stripping*, deve-se levar em consideração que cada sistema de tratamento construído apresenta suas especificações, tratando lixiviado de diferentes localizações/composições.

3.5 Fitotoxicidade

A Resolução CONAMA N° 430 define testes de ecotoxicidade como métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico provocar efeito nocivo, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica. Dentre os testes de ecotoxicidade está o teste de fitotoxicidade.

A fitotoxicidade é definida como efeito adverso causado em plantas por substância específica. O efeito tóxico pode ser identificado a partir do atraso da germinação da semente, inibição de crescimento, encurtamento de raízes (BOONNORAT *et al.*, 2021). Dessa forma, a associação do teste de toxicidade com testes físico-químicos, permite realizar uma abordagem integrada, para avaliação dos impactos de lançamentos de efluentes no meio ambiente (YOUNG, *et al.*, 2012).

Os testes de fitotoxicidade podem detectar qualquer substância capaz de gerar stress temporário ou de longo-termo na capacidade de germinação das sementes e crescimento de raízes, sendo possível identificar a ação de compostos já conhecidos ou misturas complexas (PINHO *et al.*, 2017). Nos estudos de Fitotoxicidade deve-se levar em consideração, também, se as plantas podem tolerar o impacto causado pelo efluente em análise, no caso, lixiviado. Sendo assim, é importante entender as respostas da planta ao efeito causado pelo lixiviado (ARUNBABU *et al.*, 2017). Além do mais, ao contrário de testes de toxicidade em que são utilizados algas ou plantas aquáticas submersas como organismo teste, o ensaio com sementes permite avaliar a fitotoxicidade de amostras de cor ou muito turvas diretamente, sem a necessidade de filtragem prévia, reduzindo as interferência pré-tratamento e simplificando o teste (SOBRERO & RONCO, 2004).

Esses ensaios podem envolver vários estágios de desenvolvimento da planta, entretanto, na maioria das vezes, são avaliados a germinação das sementes e o crescimento da raiz, como critérios investigativos da toxicidade (NASCIMENTO, 2021). Durante os ensaios, a germinação da semente pode ser usada como indicador da qualidade da água que afeta o

crescimento da planta, e também, apontar perda de fertilidade nos campos quando utilizada água de reuso na agricultura.

Segundo Pinho *et al.* (2017), o resultado dos testes podem ser expressos em Índice de Germinação (IG), que é o indicativo se há a presença de substâncias prejudiciais ao ponto de afetar a germinação da semente ou o crescimento da radícula. Já a avaliação do desenvolvimento da radícula é um indicador representativo para determinar a capacidade de estabelecimento e desenvolvimento da planta, permitindo avaliar o efeito tóxico de compostos solúveis presentes em níveis de concentração tão baixos que não chegam a inibir a germinação, mas podem retardar ou inibir o alongamento da radícula (SOBRERO & RONCO, 2004). Além desses, a inibição da germinação de sementes, no caso causada pelas altas concentrações de lixiviado, são resultados dos danos ao sistema de defesa da semente e consequente desequilíbrio do metabolismo devido à alta concentração de poluentes (ARUNBABU *et al.*, 2017).

Durante o período de germinação e primeiros dias de desenvolvimento da planta ocorrem numerosos processos fisiológicos, são etapas de grande sensibilidade a fatores adversos, que podem ser afetadas pela presença de uma substância tóxica, no caso do estudo, o lixiviado. No entanto, muitas das relações das reações e processos envolvidos são gerais para a grande maioria das sementes, portanto, os resultados obtidos são representativos sobre os efeitos em sementes de uma forma ampla (SOBRERO & RONCO, 2004).

Para selecionar a espécie a ser utilizada no ensaio, é necessário conhecer se a espécie possui a capacidade de apresentar resultados que revelem o grau de toxicidade do efluente em estudo. Como exemplo, árvores não são bons indicadores de toxicidade devido sua baixa e variada sensibilidade à maioria das substâncias tóxicas (CHENG & CHU, 2007). Dentre as sementes recomendadas pela USEPA (1996) para testes de fitotoxicidade estão: *Lycopersicon esculentum* (tomate), *Lactuca sativa* (alface), *Brassica oleracea* (repolho) e *Allium cepa* (cebola comum).

A USEPA (1980) desenvolveu os testes de fitotoxicidade para determinar se materiais extraídos de resíduos seriam prejudiciais a plantas terrestres, se o lixiviado fosse utilizado para irrigação. Segundo Cheng & Chu (2007), a irrigação com lixiviado de aterro se mostra uma maneira de disposição de efluente, como também, reuso de nutrientes. Os autores afirmam que estudos mostram que, em épocas de seca, é possível aumentar o crescimento e sobrevivência de espécies como *Acacia confusa*, *Leucaena leucocephala* (Leucena) e *Eucalyptus torelliana* (Eucalipto Torelliana), Também podem ser identificados na literatura resultados positivos para irrigação de *Phalaris arundinacea* (Capim amarelo), *Salix*

babylonica (Salgueiro-chorão) e *Populus nigra* (Álamo), mas com alguns sintomas de toxicidade como folhas marron, partes necrosadas e decaimento de clorofila. Dessa forma, o ensaio pode ser considerado como uma importante ferramenta no processo de irrigação com o lixiviado, auxiliando na determinação de parâmetros importantes, como nível de diluição. A irrigação com lixiviado de aterros sanitários, pode ser uma alternativa de disposição, já que esse efluente contém quantidades consideráveis de nitrogênio amoniacal e outros nutrientes que podem ser assimilados pelo crescimento de plantas.

A presença de muitas substâncias complexas nas amostras, dificulta a identificação do fator mais significativo na inibição da germinação das sementes e crescimento das raízes (YOUNG, *et al.*, 2012). Sendo assim, realizar o ensaio de fitotoxicidade utilizando o efluente do tratamento por *air stripping*, permite identificar o impacto da remoção da amônia, considerando um possível lançamento do lixiviado de aterro no solo.

Ao utilizar lixiviado de aterro sanitário no teste, alguns compostos como Nitrogênio, Fósforo e matéria orgânica se apresentam como benéficos para o crescimento de plantas, mas concentrações elevadas de micropoluentes podem impedir o desenvolvimento da planta (BOONNORAT *et al.*, 2021). Sendo assim, embora a amônia seja um fator contribuinte por aumentar a toxicidade do lixiviado, para concentrações mais baixas, tem-se a diluição de poluentes tóxicos e que auxilia na utilização dos nutrientes presentes nesse efluente. Dessa forma, pode-se obter resultados positivos no crescimento de plantas, quando há diluição do lixiviado, devido à alta concentração de nitrogênio, um dos macronutrientes requeridos para crescimento das plantas, e da presença de outros nutrientes (ARUNBABU *et al.*, 2017). Diante disto, no contexto do tratamento de *air stripping*, dependendo da destinação, não há necessidade de prolongar o tempo de tratamento até que haja remoção total da amônia.

Dentre os estudos anteriores de fitotoxicidade, Schmitz (2019) utilizou sementes de *Lactuca sativa* (alface) para avaliar a fitotoxicidade de lixiviado bruto e após o tratamento por Foto-Eleto-Fenton. Segundo o autor, houve redução de toxicidade durante todo tratamento em comparação ao lixiviado bruto, ao observar índices de germinação e taxas de inibição de crescimento de raízes.

Boonnorat *et al.* (2021) analisaram o efeito de efluentes de diferentes tratamentos biológicos de esgoto na fitotoxicidade, germinação de sementes e acumulação de micropoluentes e metais pesados em plantas irrigadas experimentalmente. As sementes utilizadas foram de *Lactuca sativa* (alface), alcançando até 87% de germinação com a utilização de efluentes tratados.

Arunbabu *et al.* (2017) utilizaram sementes de *Vigna unguiculata* (feijão-frade) e papel filtro, que foram umidecidos com 5 ml de concentrações (v/v) 0%, 0,5%, 1%, 2%, 5%, 10%, 25%, 50% e 100% de lixiviado de aterros sanitários residentes na Índia. As sementes de peso e tamanho uniforme eram mergulhadas em água destilada durante a noite, e depois, colocadas em placas Petri, sendo 10 em cada placa. Cada ensaio foi repetido 5 vezes. O experimento foi realizado em temperatura ambiente. O critério de germinação utilizado foi crescimento maior que 2 mm. A germinação só ocorreu para concentrações 1 e 2%, sendo 2% com maior crescimento de raízes. O crescimento das raízes ocorreu bem até 5%, com máximo crescimento.

Cheng & Chu (2007) utilizaram lixiviados brutos de aterro sanitário provenientes do Japão. Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados com placas Petri, filtro de papel, e 5 mL de lixiviado diluído. As sementes usadas foram de *Brassica chinensis* (Repolho branco chinês) e *Lolium perenne* (Azevém), sendo 20 sementes em cada placa. O ensaio foi realizado em 4 replicações, sendo incubado a 20°C, na ausência de luz, por 4 dias. Para algumas concentrações o índice de germinação foi maior do que as placas com água (controle), devido a presença de nutrientes no lixiviado e substâncias tóxicas diluídas em baixos níveis.

Nascimento *et al.* (2022) utilizaram sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleracea*) para analisar a variação sazonal na composição e na toxicidade do lixiviado gerado no aterro sanitário localizado em Campina Grande (PB). As concentrações das amostras foram 1%, 5% e 10%, e as variáveis fitotoxicológicas analisadas foram crescimento relativo da raiz e inibição do crescimento da raiz. Os autores concluíram que a variação da precipitação, durante o período analisado, não causou alterações na composição nem na toxicidade do lixiviado.

Nascimento (2021) determinou a ecotoxicidade de lixiviado bruto de aterro sanitário utilizando minhocas da espécie *Eisenia andrei* e sementes de *Solanum lycopersicum* (tomate), *Lactuca sativa* (alface) e *Brassica oleracea* (repolho) como organismos-teste. O estudo concluiu que as três espécies de sementes foram mais sensíveis que as minhocas, já que estas foram mais resistentes à contaminação. Além disso, a autora afirmou que o lixiviado foi tóxico para as espécies estudadas, de modo que o uso dos organismos-teste se mostraram excelentes bioindicadores de contaminação ambiental.

Young *et al.* (2012) avaliaram a efetividade do sistema de tratamento de biorreator anaeróbico a partir da determinação da redução da toxicidade do efluente tratado, através de experimentos com sementes de alface (*Lactuca sativa*), analisando a germinação das sementes e inibição de crescimento das raízes. A concentração das amostras do efluente foram 25%,

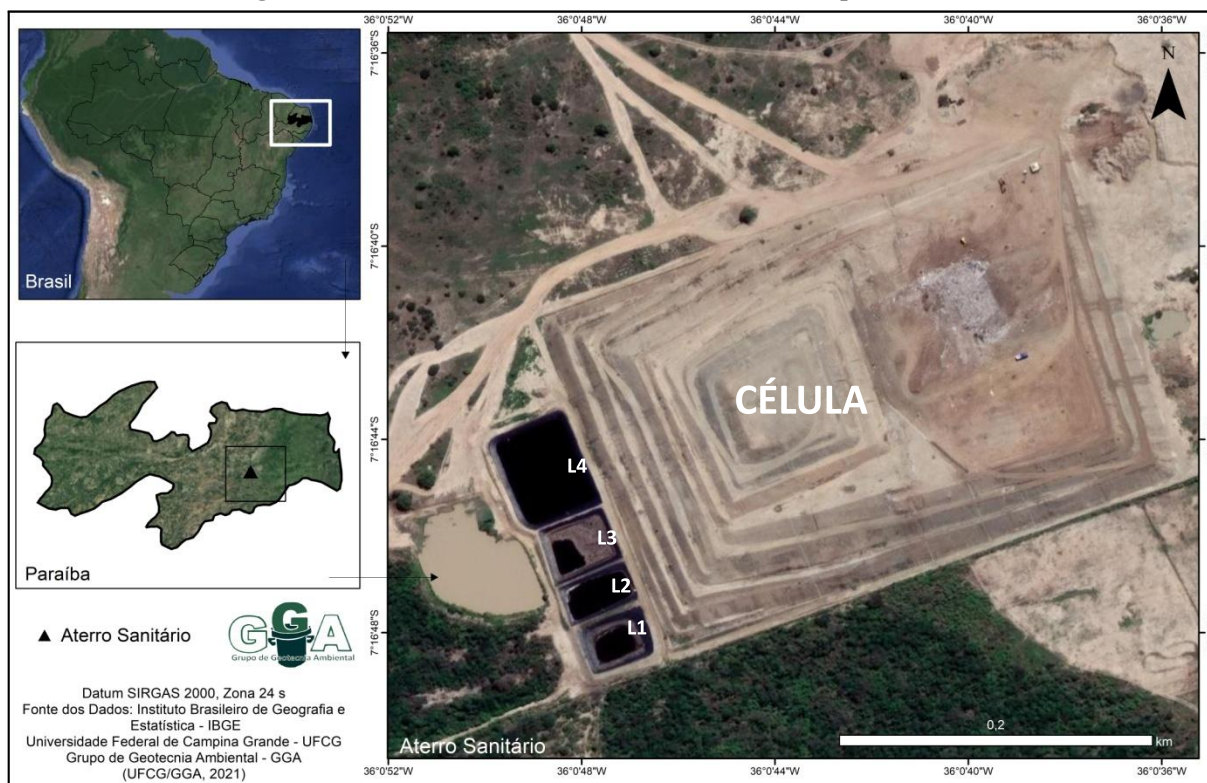
50% e 100%. As variáveis analisadas foram índice de germinação e crescimento relativo das raízes. Os autores concluíram que apenas o tratamento utilizado não foi suficiente para reduzir a toxicidade de maneira satisfatória, entretanto, um pós-tratamento pode ser aplicado para redução da carga tóxica, tornando o efluente uma opção para irrigação do solo.

4 METODOLOGIA

4.1 Localização da área de estudo

O lixiviado utilizado nesta pesquisa foi coletado no Aterro Sanitário em Campina Grande – PB (ASCG). Esse Aterro possui 64 ha de área territorial, das quais 40 ha são destinadas à Células de resíduos sólidos e está localizado no Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande – PB, situando-se no km 10 da rodovia PB 138, que se interliga a BR-230 (Figura 4). A área é de propriedade da empresa ECOSOLO - Gestão Ambiental de Resíduos Ltda, que é a responsável pela operação do ASCG.

Figura 4 - Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande



Fonte: Acervo do Grupo de Geotecnia Ambiental, 2022.

O município de Campina Grande está localizado no estado da Paraíba, a cerca de 131 km da capital João Pessoa. A área total do município é de 593,026 km², e população estimada para 2019 de 409.731 habitantes, sendo o 2º mais populoso do estado (IBGE, 2020).

4.2 Características do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

As atividades do Aterro foram iniciadas em julho de 2015, o qual foi projetado com vida útil de 25 anos. Esse Aterro recebe resíduos de Classes IIA e IIB, segundo a NBR 10004/2004, os quais são provenientes de Campina Grande - PB e mais 50 municípios, na época da realização deste estudo. Já o monitoramento geoambiental do ASCG é realizado pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

No período do desenvolvimento do trabalho, o ASCG era composto por uma Célula em operação e uma outra em construção, as quais contam com sistemas de impermeabilização de camada de base e cobertura, sendo sua camada de base composta por uma mistura de betonita com solo compactado proveniente do próprio Aterro. A importância das características do material de cobertura para aterros sanitários está relacionada ao favorecimento, ou não, da infiltração e percolação dos líquidos (CASTILHOS JUNIOR, 2003). Para drenagem de líquidos no interior da célula, foi instalado um sistema de drenagem de lixiviado, do tipo espinha de peixe. O lixiviado drenado é encaminhado, por gravidade, para poços de visita, e, em seguida, para lagoas de evaporação.

O sistema de acúmulo de lixiviado do ASCG é composto por quatro lagoas de evaporação ou estocagem, ocorrendo também a recirculação do lixiviado para a Célula em operação no Aterro.

4.3 Coleta do lixiviado do ASCG

O lixiviado *in natura* caracterizado nesta pesquisa foi coletado na lagoa de evaporação, denominada L1, que recebe todo o líquido decorrente do processo de biodegradação dos resíduos aterrados no ASCG. Foi realizada uma coleta única do lixiviado, um volume de 1000 L, utilizando um caminhão pipa para realização do transporte, e um reservatório de polietileno para armazenamento do líquido (Figura 6a), localizado ao lado do laboratório CERTBIO - UFCG (Figuras 6b). A coleta foi realizada no mês de Abril do ano de 2021, durante época de chuvas.

Figura 5a - Armazenamento do lixiviado e **Figura 5b** - Laboratório CERTBIO - UFCG



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Os ensaios realizados para a caracterização do lixiviado antes e após o tratamento por *air stripping* foram: pH, turbidez, cor aparente, Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), sólidos suspensos e voláteis e fitotoxicidade. Os métodos utilizados para a realização das análises físico-químicas seguiram as metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), que estão expostas na Tabela 1.

Todas as análises foram realizadas no laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia, que está localizado no CERTBIO - UFCG.

Tabela 1 - Metodologias das análises físico-químicas

Análise	Método
pH	4500 B
Turbidez	2130 B
Cor aparente	2120 B
NAT	4500 B e C
Sólidos suspensos	2540 D e E
Sólidos Voláteis	2540 E

Fonte: APHA, 2017

4.4 Alcalinização do lixiviado

O processo de alcalinização do lixiviado é muito importante para o tratamento por *air atripping*, já que o aumento do pH contribui na melhora do desempenho do método, através do favorecimento da remoção da amônia, que volatiliza em meios de alcalinidade elevada. Dessa forma, é importante a realização de estudos que possam auxiliar na indicação de compostos alcalinizantes que apresentem resultados satisfatórios, para que a remoção do NAT seja garantida.

Sendo assim, para a realização da elevação do pH do lixiviado, neste trabalho, foram utilizados 2 tipos de alcalinizantes: Cal comercial, também denominada cal hidratada, e hidróxido de sódio (NaOH) – Padrão Analítico (P.A.). A cal hidratada pode ser classificada em três tipos: CH-I, CH-II e CH-III, sendo a CH-I com o maior grau de pureza (INMETRO, 2004). A cal utilizada neste trabalho possui grau de pureza I. Foram realizados três ensaios de alcalinização para cada composto alcalinizante, para as seguintes condições: pH 10 ± 1 e pH 12 ± 1 .

Para o ensaio de alcalinização, pesou-se uma determinada quantidade do composto alcalinizante e em seguida, a substância foi adicionada a um béquer com 1 L de lixiviado (Figura 6). O procedimento foi repetido até que o pH se aproximasse do valor desejado. O monitoramento do lixiviado foi realizado com utilização de agitação magnética, para que o pH permanecesse constante.

O lodo gerado no ensaio foi medido em volume e massa. O volume foi determinado utilizando um cone de Imhoff, no qual o lixiviado alcalinizado, após agitação, permaneceu em repouso por uma hora. Os sólidos sedimentáveis, que correspondem ao volume do lodo, foram medidos visualmente direto no cone, que possui graduação de medidas.

Levando em consideração que o lodo gerado no ensaio de sedimentabilidade, mesmo após o tempo de repouso, ainda apresenta água em sua composição, realizou-se os ensaios de sólidos totais. Após a sedimentação no cone, o sobrenadante foi retirado e coletou-se uma amostra para realização dos ensaios de NAT, Turbidez e Cor aparente, conforme metodologia na Tabela 1. O lodo gerado no ensaio foi encaminhado para execução dos ensaios. Para medição dos sólidos totais, as cápsulas com as amostras foram colocadas em uma estufa por 24 horas em temperatura entre 103 e 105°C.

Figura 6 - Medição de pH e agitação magnética do lixiviado



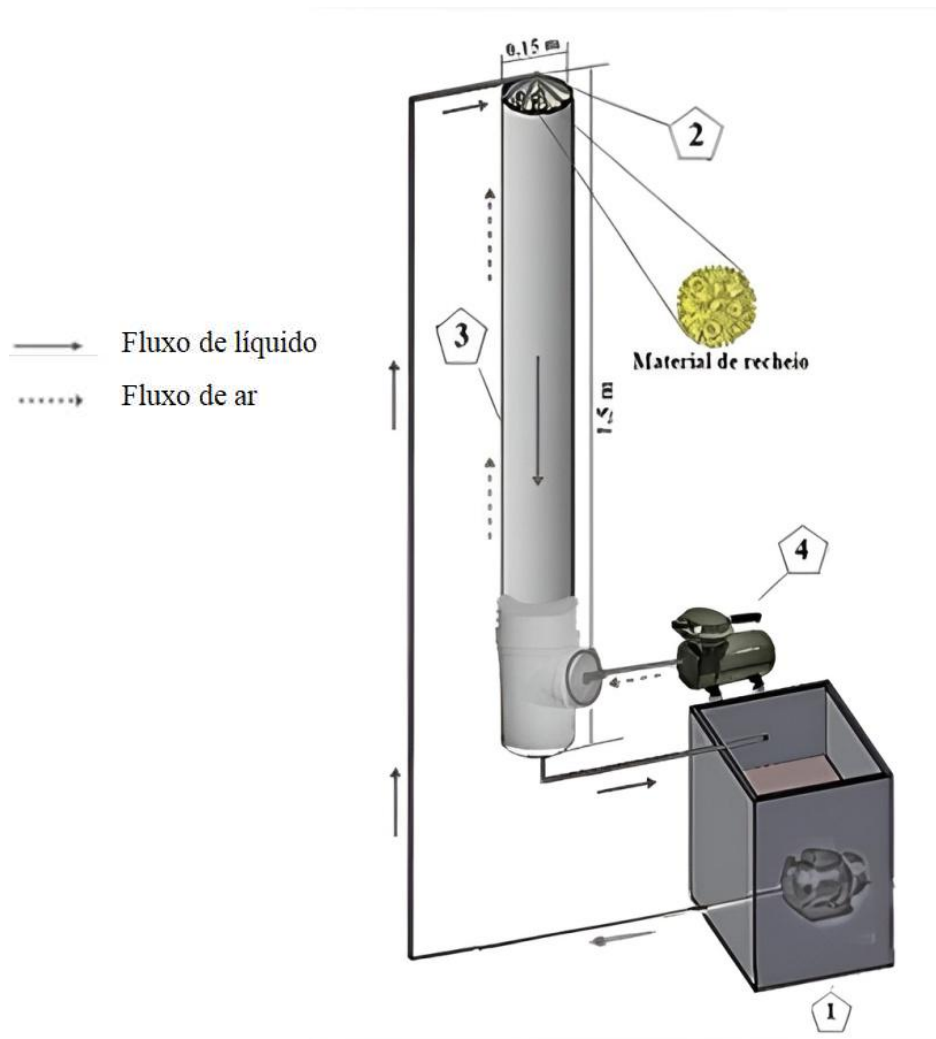
Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

4.5 Dimensionamento e construção do sistema de tratamento de lixiviado

Os parâmetros de projeto de uma torre de extração de compostos gasosos presentes em líquidos, incluem: tipo de material do enchimento, área da seção transversal da torre e altura do material de enchimento (METCALF & EDDY, 2016). Para a operação de um sistema de *air stripping* devem ser levados em consideração fatores como as propriedades dos compostos a serem removidos, o tipo de dispositivo de contato, características físicas e dimensões da torre de extração (METCALF & EDDY, 2016).

Para o projeto da torre de *air stripping* (Figura 7), alguns parâmetros foram adotados como referência a partir de revisão de literatura (SOUTO, 2009; METCALF & EDDY, 2016; SANTOS, 2020). Portanto, sendo o material da torre, de Policloreto de Vinila (PVC) linha esgoto, a torre foi construída com 1,5 m de altura e diâmetro de 0,15 m, já que, segundo Metcalf e Eddy (2016), o diâmetro deve ser menor ou igual a 1/10 da altura da torre. O volume total da torre foi de 26 L, e o sentido do fluxo descendente. O material de recheio utilizado (Figuras 8a e 8b) foram anéis de eletroduto corrugado (conduíte), de comprimento de 0,03 m e diâmetro externo de 0,025 m.

Figura 7 - Projeto da torre de *air stripping*



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Em que:

- 1 - Bomba submersa;
- 2 - Distribuidor do afluente;
- 3 - Torre de *air stripping*;
- 4 - Compressor de ar;

Figura 8a - Material de enchimento da torre e **Figura 8b** - Vista superior da torre



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Na extremidade superior da torre, foi fixado o distribuidor do afluente (Figura 9a), sendo uma ducha comercial com diâmetro de 0,1 m, com o objetivo de distribuir o lixiviado de forma uniforme. A parte superior da torre foi fechada com um Cap de 0,15 m de diâmetro. Já na parte inferior, conectou-se um tê de redução sanitário (Figura 9b) de diâmetros 0,15 m x 0,10 m, e neste, foi inserido um fundo falso, sendo um ralo comum de banheiro de diâmetro de 0,15 m, para funcionar como suporte para o recheio da torre de *air stripping*. O tê teve a parte inferior fechada com um Cap de 0,15 m, com passagem de saída do lixiviado de volta para o reservatório, e na lateral um Cap de 0,10 m, com entrada para o ar injetado pelo compressor.

Figura 9a - Ducha para distribuição do afluente e **Figura 9b** - Tê de conexão com fundo falso



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

O ar foi injetado abaixo do fundo falso por um compressor, e o lixiviado foi distribuído na parte superior da torre com o auxílio de uma bomba. O sentido do fluxo foi em contracorrente, já que, segundo Souto (2009), os melhores resultados práticos de remoção de

amônia são obtidos com o uso de torres de recheio e escoamentos de líquido e de ar em contracorrente. A alimentação da torre foi realizada em regime hidráulico de fluxo intermitente, na qual cada batelada foi iniciada com volume de 20 L de lixiviado, em temperatura ambiente, acondicionado em um reservatório junto à parte inferior da torre. As vazões de ar e líquido permaneceram fixas ao longo do tempo de operação e, o pH do lixiviado foi ajustado com Hidróxido de Sódio (NaOH P.A) e com Cal hidratada, para uma melhor avaliação do arraste de amônia e reduções das concentrações de Nitrogênio Amoniacal.

As vazões de gás e líquido aplicadas à torre de *air stripping* foram de 140 L.min⁻¹ de ar e 1 L.min⁻¹ de lixiviado, resultando em um razão gás/líquido de 140. Os valores foram definidos de acordo com os equipamentos disponíveis no laboratório do CERTBIO (UFCG). Com relação ao ajuste de pH, os testes foram realizados com o lixiviado sem ajuste e com ajustes de pH para 10 ± 1 e 12 ± 1. Os ajustes foram realizados, em laboratório, a partir da adição de uma quantidade, preestabelecida em ensaio prévio, de Cal hidratada e NaOH P.A.

4.6 Etapas do tratamento

O estudo foi realizado a partir de diferentes condições para o tratamento de *air stripping*. Foram realizados 5 ensaios: E1, E2, E3, E4 e E5. A Tabela 2 apresenta as condições de cada operação.

Tabela 2 - Ensaios realizados no sistema de tratamento de *air stripping*

Ensaio	pH	Alcalinizante utilizado
E1	Natural	-
E2	pH 10 ± 1	Cal hidratada
E3	pH 12 ± 1	Cal hidratada
E4	pH 10 ± 1	NaOH
E5	pH 12 ± 1	NaOH

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

4.7 Análise de custo operacional

A estimativa de custo do tratamento por *air stripping* foi definida para as diferentes condições de operação utilizadas. O critério de análise foi que se a concentração do NAT no lixiviado atingisse 20 mg.L⁻¹, a operação do sistema seria interrompida. Os parâmetros considerados foram custos com eletricidade (funcionamento contínuo dos equipamentos) e custo da alcalinização. O cálculo do custo de eletricidade considerou as despesas para

operação do equipamento elétrico utilizado (bomba e compressor). O preço de kWh utilizado foi proveniente do valor tabelado pela companhia responsável pelo fornecimento de energia no estado da Paraíba (ENERGISA). Segundo Santos (2020), os custos para operação do sistema de *air stripping* são elevados e a maior despesa está relacionada com o consumo de eletricidade.

4.8 Ensaio de Fitotoxicidade

Os testes de fitotoxicidade foram realizados utilizando sementes de *Brassica oleracea* (repolho) e *Allium cepa* (cebola) da fabricante Isla Sementes e o método aplicado foi adaptado dos experimentos de Melo (2003), adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996), e Pinho *et al.* (2017). As sementes foram expostas ao lixiviado bruto e tratado, em 5 concentrações diferentes.

As amostras foram diluídas com água destilada em cinco concentrações: 1%, 2%, 4%, 8% e 16%, que foram determinadas previamente a partir de ensaios-teste. Nesses ensaios foi possível observar que para concentração 20% não havia crescimento das raízes ou germinação das sementes. Dessa maneira, realizou-se novos ensaios diminuindo a concentração para identificar em qual concentração máxima havia alguma germinação, que foi 16%. As análises para cada diluição foram realizadas em triplicata, além disso, seguindo o recomendado por Sobrero & Ronco (2004), sendo 5 ou 6 diluições entre 0 e 100%, com mesmo intervalo de concentrações para maior precisão dos resultados, no caso deste estudo, intervalo exponencial.

No fundo de placas de Petri (0.10 m de diâmetro), foram colados discos de papel filtro, com porosidade 110 mm, e em seguida foi adicionado 9 mL da amostra. Foi realizado o branco, também em triplicata, com água destilada, para controle do desempenho do teste. Em cada placa foram adicionadas 20 sementes. Em seguida, as placas de Petri foram seladas hermeticamente com papel filme e incubadas em estufa tipo BOD a 20°C, sem presença de luz, por 120 horas. Após a incubação, verificou-se a quantidade de sementes que germinaram e o comprimento das raízes. Sendo assim, a partir do cálculo realizado por Pinho *et al.* (2017) e Melo (2003), foi possível determinar a Germinação Relativa (GR), o Crescimento Relativo das raízes (CRR) e o Índice de Germinação (IG), que estão representados pelas Equações 4, 5 e 6.

$$GR (\%) = \frac{NSGA}{NSGC} \times 100 \quad (4)$$

$$CRR (\%) = \frac{MCRA}{MCRC} \times 100 \quad (5)$$

$$IG (\%) = \frac{GR \times CRR}{100} \quad (6)$$

Em que:

GR: germinação relativa (%);

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); e

MCRC: média do comprimento da raiz no controle (cm).

Segundo USEPA (1996) e Budi *et al.* (2016), o crescimento da raiz igual ou superior a 5 mm pode ser considerado como critério de germinação e crescimento da raiz, indicando quais os valores obtidos devem ser incluídos no cálculos da GR e do CRR. Já para IG, utilizou-se os critérios de Pinho *et al.* (2017), expostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação do desempenho do teste de fitotoxicidade segundo Pinho *et al.* (2017)

Índice de Germinação	Classificação
> 80%	Sem inibição
60% < IG < 80%	Inibição média
40% < IG < 60%	Alta inibição
IG < 40%	Inibição severa

Fonte: Pinho *et al.*, 2017

A germinação relativa da semente (GRS) é obtida a partir da relação entre a germinação obtida no experimento e a germinação da amostra controle, sendo influenciada pelas condições às quais as sementes são expostas durante o experimento.

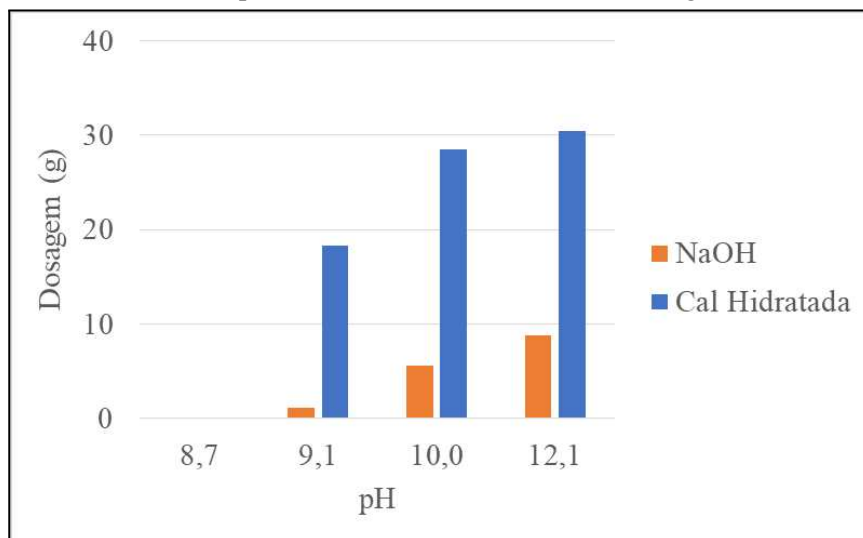
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Alcalinização

5.1.1 Relação entre pH e dosagem de alcalinizante

A Figura 10 apresenta os resultados das quantidades de alcalinizantes necessárias para elevar o pH do lixiviado.

Figura 10 - Variação do pH do lixiviado de acordo com a dosagem de alcalinizantes



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Verifica-se que para atingir os mesmos valores de pH (Figuras 12 e 13), foi necessária uma quantidade maior de cal hidratada do que de NaOH. Como por exemplo, para elevar o pH do lixiviado para 12,1, foram necessários em torno de 30g de cal hidratada, enquanto no experimento com NaOH, utilizou-se, aproximadamente, 9g do alcalinizante. Sendo assim, para a escolha do alcalinizante a ser utilizado em um tratamento em escala real, deve-se levar em consideração que a quantidade de alcalinizante influencia nos custos do processo, e em etapas subsequentes, como na formação de lodo.

Durante a realização dos ensaios observou-se, que para ambos alcalinizantes, após o pH aproximar-se de 9,5, mudanças bruscas no pH ocorriam mesmo com adição de pequenas dosagens desses alcalinizantes. Resultado semelhante foi observado por Silva (2011) e Kuehn (2011). De acordo com Souto (2009), essa alteração brusca provavelmente acontece, devido ao rompimento do tamponamento da amônia, que ocorre em torno do pH 9,25. Assim, a elevação do pH é muito rápida, dificultando o ajuste para um valor definido entre 10 e 12.

5.1.2 Dosagem de alcalinizante e NAT

O uso do alcalinizante favorece a remoção de NAT, devido à elevação do pH. Ao analisar os resultados na Tabela 4, nota-se que a adição do NaOH favoreceu uma remoção de, aproximadamente, 6%, para pH 12 ± 1 . Já para a cal hidratada, a remoção foi um pouco maior, sendo em torno de 9%. Para ambas substâncias químicas a remoção não é significativa, considerando que o padrão da Resolução CONAMA Nº 430/2011, que é de 20 mg.L^{-1} .

Tabela 4 - Valores respectivos de NAT para cada pH alcançado

Alcalinizantes	pH	NAT (mg.L^{-1})
NaOH	10 ± 1	1.148
NaOH	12 ± 1	1.113
Cal hid.	10 ± 1	1.071
Cal hid.	12 ± 1	1.064
Lix Natural	8,53	1.176

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Santos (2020) observou que houve uma pequena remoção de nitrogênio amoniacal ao promover a mistura para homogeneização. Com o aumento do pH, naturalmente, a amônia começa a volatilizar sendo transferida à atmosfera no processo.

5.1.3 Dosagem de alcalinizante e Turbidez

A redução da turbidez do lixiviado, por meio da alcalinização, indica que foram removidos sólidos em suspensão durante um determinado processo (KUEHN, 2011). Nos resultados apresentados na Tabela 5, percebe-se que todas as medições realizadas foram maiores do que a turbidez do lixiviado natural.

Visualmente, no cone de Imhoff, durante a realização da medição da geração de lodo, observou-se que o sobrenadante apresentava uma quantidade considerável de sólidos em suspensão, mesmo depois do período de repouso. Esse ocorrido foi constatado, especialmente na alcalinização com NaOH.

O resultado obtido foi diferente para Santos (2020), que obteve remoção de turbidez de até 62% com a cal e de 40% com NaOH. Logo, pode-se interpretar que o processo de remoção de turbidez, por meio dos alcalinizantes, pode ser sensivelmente afetado pela diferença na composição química do lixiviado.

Dessa forma, entende-se que o período entre a agitação do lixiviado alcalinizado e início do tratamento por *air stripping*, não foi suficiente para que as partículas em suspensão desestabilizadas sedimentassem. Com relação à diferença entre os valores de turbidez para os

dois alcalinizantes utilizados, é importante atentar ao fato de que foi necessário utilizar, aproximadamente, 3 vezes mais cal hidratada do que NaOH, para elevar o lixiviado à faixa de pH desejada. Essa quantidade maior de alcalinizante, pode ter conferido, conseqüentemente, uma quantidade maior de sólidos em suspensão.

Tabela 5 - Valores respectivos de Turbidez para cada pH alcançado

Alcalinizantes	pH	TUB (FTU)
NaOH	10±0,5	232
NaOH	12±0,5	326
Cal hid.	10±0,5	333
Cal hid.	12±0,5	585
Lix Natural	8,53	230

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.1.4 Dosagem de alcalinizante e Cor aparente

A cor escura do lixiviado de aterro está relacionada à presença de altas concentrações de substâncias húmicas, que representam a maioria dos compostos orgânicos nesse efluente (AMOR *et al.*, 2015). Sendo assim, embora a remoção de cor aparente não tenha grande significado em termos de toxicidade ambiental, ela pode indicar sobre a eficiência do tratamento de lixiviado, já que a eliminação de substâncias húmicas, pode ser alcançada durante a precipitação após a adição de alcalinizantes, como NaOH, devido a dissociação de grupos funcionais em meios de pH elevado (RENOU *et al.*, 2009).

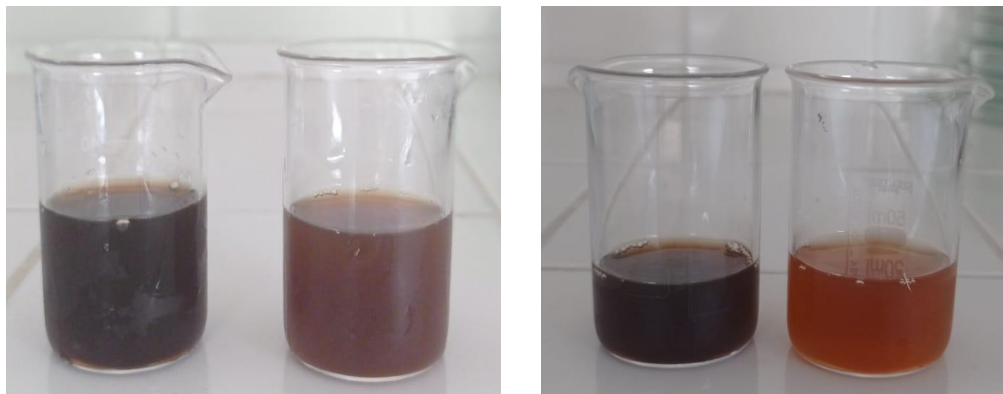
Para os dados de cor, exibidos na Tabela 6, houve uma redução considerável, sendo ela maior, para a aplicação de cal hidratada. Esse ocorrido pode ser atribuído ao fato de que a cal hidratada possui propriedades coagulantes, que favorecem a remoção de partículas em suspensão. A remoção de sólidos dissolvidos com aplicação dos alcalinizantes, pode ser evidenciada na Figuras 11a e 11b, nas quais é possível observar que a cal hidratada promoveu maior clarificação do lixiviado, indicando que a alcalinização é uma etapa importante do tratamento.

Tabela 6 - Valores respectivos de Cor aparente para cada pH alcançado

Alcalinizantes	pH	Cor aparente (mgPtCo.L⁻¹)
NaOH	10±0,5	10.000
NaOH	12±0,5	7.500
Cal hid.	10±0,5	4.000
Cal hid.	12±0,5	1.000
Lix Natural	8,53	10.000

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Figura 11a - Lixiviado bruto e lixiviado alcalinizado com NaOH e **Figura 11b** - Lixiviado bruto e lixiviado alcalinizado com cal hidratada



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.1.5 Volume e peso do lodo gerado

Os resultados do ensaio de sólidos sedimentáveis, apresentados na Tabela 7, revelaram que o volume de lodo gerado pela adição de NaOH foi maior do que o gerado pela cal. No entanto, o peso do lodo da cal hidratada foi maior que o peso do lodo gerado pelo hidróxido de sódio. Sendo assim, por mais que o lodo da cal tenha apresentado menor volume, esse lodo apresentou maior peso, se apresentando como um lodo mais denso. Esse ocorrido pode ser atribuído à capacidade da cal hidratada de desestabilizar partículas coloidais, que, consequentemente, com o pH elevado, sedimentam e agregam consigo outras partículas. Além disso, foi necessária uma quantidade de cal hidratada muito superior a de NaOH, para elevar o pH do lixiviado, o que pode ter contribuído, também, para que o lodo da cal hidratada se apresentasse como um lodo mais pesado.

Para o ensaio realizado com o lixiviado alcalinizado com NaOH, em $\text{pH } 10 \pm 0,5$, não houve formação de lodo, o que impediu a leitura do seu volume. Santos (2020) obteve lodo de 65 g, após secagem, após 1 hora da alcalinização com cal, e 1 L de lixiviado, sendo o dobro do obtido nesse trabalho. Essa variação pode estar relacionada com a composição do lixiviado, que muda amplamente, de acordo com as características do aterro.

Tabela 7 - Valores respectivos de volume e peso do lodo para cada pH alcançado

Alcalinizantes	pH	Quant (g)	V lodo (mL)
NaOH	10±0,5	7,1	ND
NaOH	12±0,5	10,75	140
Cal hid.	10±0,5	30,20	100
Cal hid.	12±0,5	26,6	115
Lix Natural	8,53		

ND - Não detectável

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.1.6 Sólidos totais no lodo

Os dados apresentados na Tabela 8 indicam que, o lodo gerado a partir da adição de NaOH, possui uma quantidade menor de sólidos totais, o que pode ser explicado pela presença de sólidos suspensos, visivelmente presentes, mesmo depois do tempo de repouso, durante o ensaio de sólidos sedimentáveis, que não formaram flocos suficientemente densos para sedimentar. Dessa forma, enquanto o lodo formado por adição de NaOH é menos denso, e, conseqüentemente, melhor de ser tratado, isso também indica que uma quantidade maior de matéria permaneceu no lixiviado mesmo após a alcalinização, o que pode afetar no desempenho do processo de tratamento.

De outro modo, a adição da cal ocasionou a formação de um lodo com quantidade de sólidos totais 8 vezes maior. Isso pode ser explicado pela quantidade que foi aplicada desse alcalinizante para elevar a faixa de pH do lixiviado, além da capacidade dessa substância de agir, também, como coagulante, e formar flocos mais densos durante o processo de sedimentação. Portanto, a cal hidratada gerou um lodo mais denso e, provavelmente, de tratamento mais dificultoso, e, por outro lado, removeu substâncias suspensas no efluente.

Tabela 8 - Valores de sólidos totais para o lodo gerado para cada faixa de pH

Alcalinizantes	pH	Sólidos totais (mg.L⁻¹)
Cal hid.	10 ± 1	148.400
Cal hid.	12 ± 1	140.400
NaOH	12 ± 1	17.466,67

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.1.7 Custo da alcalinização

Para o cálculo do custo do processo, tomou-se como base a quantidade de cada alcalinizante utilizado para alcançar o pH 12. Tais dados podem ser visualizados na Tabela 9. De acordo com essa Tabela, é possível identificar que, embora tenha sido utilizada uma

quantidade bem superior da cal hidratada, em comparação com o NaOH, o valor final gasto para alcalinizar um litro de lixiviado, acabou sendo menor para a cal hidratada. Dessa forma, entende-se que, do ponto de vista econômico, o alcalinizante que apresenta o melhor custo-benefício é a cal hidratada, no entanto, deve-se levar em consideração que a cal gera um lodo mais denso, o que pode levar a acréscimos nas despesas, com a necessidade de tratamento e/ou disposição apropriada.

Tabela 9 - Custo da alcalinização

Alcalinizante	Preço do reagente	Consumo	Valor gasto
Cal hidratada	R\$ 2,29/Kg	30,45 g.L ⁻¹	R\$ 0,07/L
NaOH	R\$ 26,68/Kg	8,77 g.L ⁻¹	R\$ 0,24/L

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

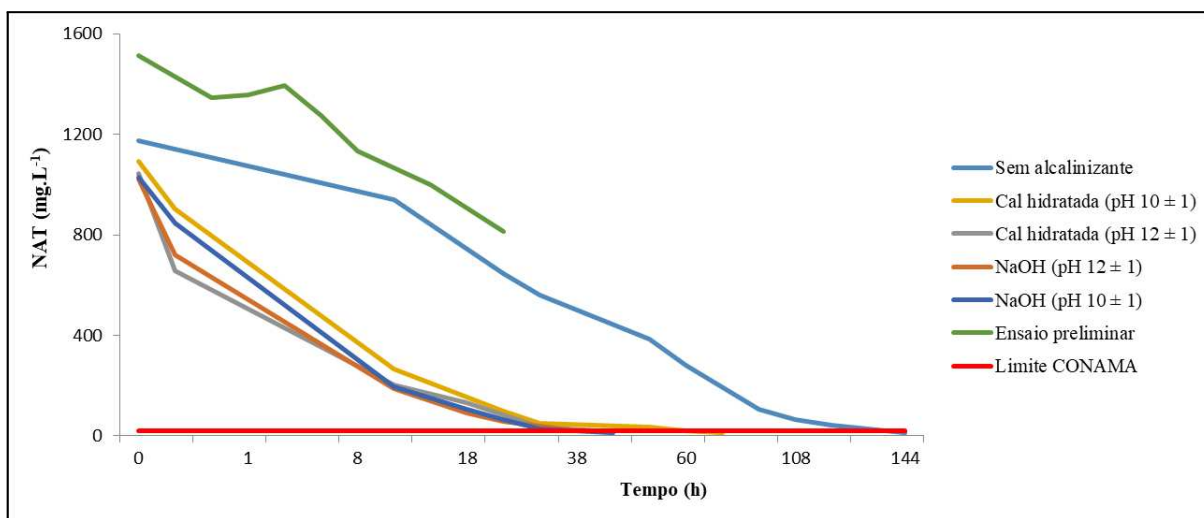
Os custos com a alcalinização, de uma maneira geral, podem impactar na escolha do sistema de tratamento de lixiviado a ser empregado, o que é especialmente importante para aterros pequenos e médios, que possuem baixa disposição de resíduos. Esses aterros têm gastos elevados com tratamento de efluente, ao serem comparados a aterros maiores. Em casos de baixa geração de lixiviado, pode-se levar em consideração alternativas mais econômicas de tratamento, como lagoas de evaporação, que são muito comuns em aterros do semiárido brasileiro.

5.2 Torre de *air stripping*

5.2.1 Nitrogênio Amoniacal Total

Para os dados de remoção de NAT apresentados na Figura 12, é possível identificar que a diferença de remoção entre os ensaios com e sem o alcalinizantes se mostrou expressiva.. Para alcançar o limite de concentração estabelecido pela Resolução nº 430/2011 do CONAMA, que é de 20 mg.L⁻¹, sem a adição de alcalinizante, foram necessárias mais de 130 horas de funcionamento do sistema, enquanto o maior tempo para os ensaios com alcalinizante foi de 66 horas, e o menor, 38 horas. Portanto, pode-se afirmar que o alcalinizante desenvolveu função muito importante no tratamento, reduzindo, em 73%, o tempo de funcionamento do sistema, e conseqüentemente, o custo com energia.

Figura 12 - Variação de Nitrogênio Amoniacal Total de acordo com o tempo



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Com relação ao desempenho do sistema de *air stripping*, o tratamento se mostrou bastante eficiente para remoção de NAT, já que o efluente após o tratamento, em todas as condições, apresentou concentrações compatíveis com o exigido pelo CONAMA para efluentes tratados. A Tabela 10 apresenta os percentuais de remoção de NAT de cada ensaio, e o tempo necessário para atingir o resultado final, sendo todos os ensaios com remoção de NAT superior a 98%. Os melhores resultados, que alcançaram a concentração desejada, com menos tempo de tratamento, foram os ensaios com pH 12 ± 1 , sendo o ensaio com NaOH, com o menor tempo de funcionamento do sistema. Para ambas as condições de pH, o NaOH se mostrou 9% mais eficiente para pH 12 ± 1 , e 36% mais eficiente para pH 10 ± 1 do que a cal hidratada, pois foi necessário maior tempo de operação da torre de *air stripping* para reduzir a concentração de NAT ao valor desejado. Os resultados obtidos são semelhantes aos obtidos por Santos (2020) e Souto (2009) ambos tendo alcançado remoção superior a 98%.

Tempos menores de funcionamento do sistema permitem o tratamento de um volume maior de lixiviado, já que em um mesmo tempo, seria possível um número maior de bateladas, o que é muito importante para aterros com grande geração desse efluente. Para aterros menores, como os do semiárido brasileiro, o tempo de tratamento pode não ter tanta relevância. Ainda assim, menores tempos de operação do sistema, torna o tratamento mais eficiente e econômico.

Tabela 10 - Percentual de remoção de NAT e o tempo de tratamento correspondente

Ensaio	Remoção de NAT (%)	Tempo de tratamento (h)
Sem alcalinizante	98,80	144
Cal hidratada (pH 10 ± 1)	98,71	66
Cal hidratada (pH 12 ± 1)	98,39	42
NaOH (pH 10 ± 1)	98,64	42
NaOH (pH 12 ± 1)	98,22	38

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

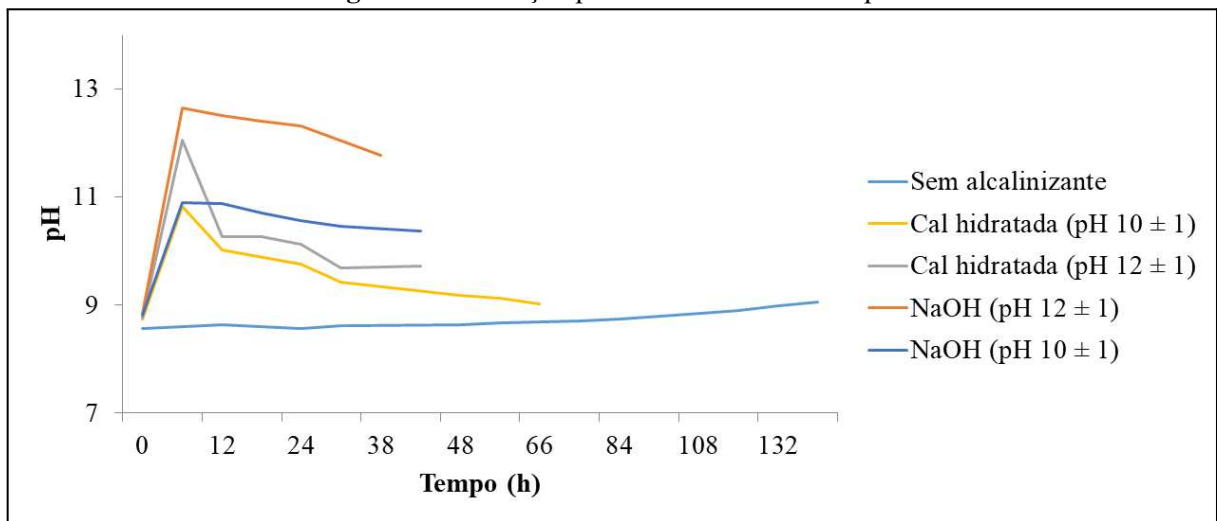
5.2.2 pH

O pH é um parâmetro muito importante para o tratamento de *air stripping* já que a remoção de amônia (Equação 3) depende diretamente do valor do pH. Apesar do pH estar ligado, geralmente, a fatores biológicos, não se deve esquecer que em processos físico-químicos, como *air stripping*, o controle do pH é importante, especialmente, quando se deseja lançar efluente tratado em corpos hídricos, de acordo com a legislação ambiental vigente.

Na Figura 13, é possível observar que todos os ensaios com o alcalinizante apresentam um acréscimo no valor do pH nos primeiros momentos do tratamento, devido à adição de íons OH⁻ no efluente. Em seguida, ocorre um decaimento, já que a amônia atua como base em meio líquido, e quando retirada há queda de pH (SANTOS, 2009). Portanto, é possível observar que quando a maior parte da amônia já foi removida, não há mais quedas bruscas no pH. Santos (2020) ao avaliar a variação do pH durante o processo de *air stripping* também observou decaimento do pH após a alcalinização.

Foi observado, para o ensaio sem o alcalinizante, e após, aproximadamente, 40 horas de tratamento, que houve um aumento de pH, uma vez que, segundo Souto (2009), o aumento de pH pode ocorrer devido ao arraste de carbonatos, bicarbonatos e gás carbônico, junto com a amônia. Dessa forma, a extração do gás carbônico, que se comporta como ácido em meio líquido, acarreta no aumento do pH.

Figura 13 - Variação pH de acordo com o tempo



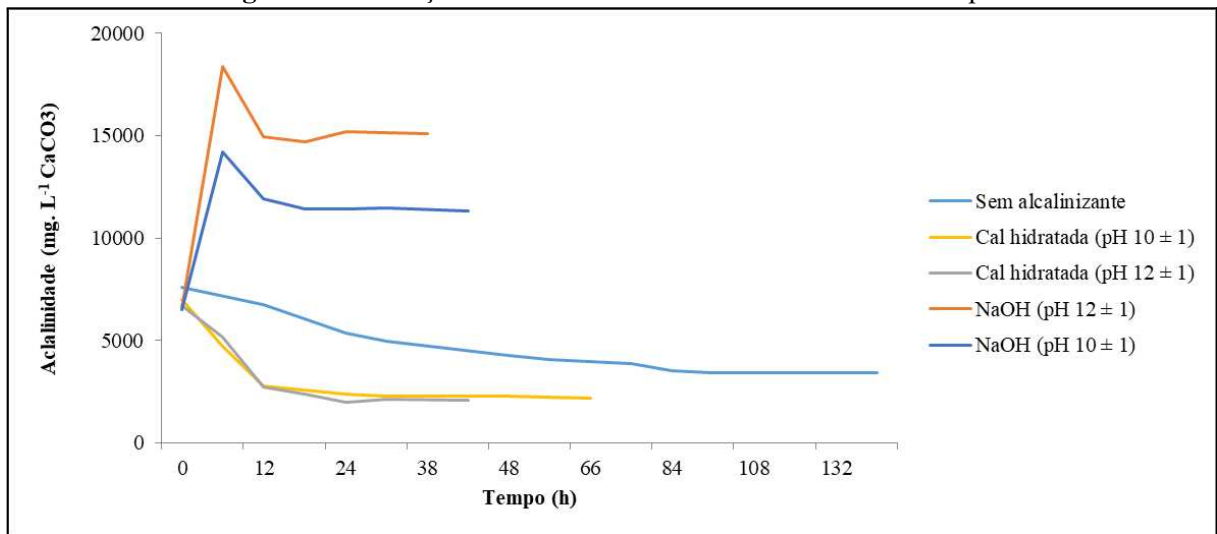
Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.2.3 Alcalinidade total

Na Figura 14, é possível observar que a adição de NaOH causou um aumento da alcalinidade, de, aproximadamente 64%, enquanto que a adição da cal ocasionou o processo de diminuição da alcalinidade. Isso pode ser atribuído à capacidade maior do NaOH de impedir, por mais tempo, a queda do pH de modo a limitar a concentração de amônia livre no lixiviado (CHEUNG, *et al.*, 1997). Ao analisar Figura 13, na qual os experimentos com lixiviados alcalinizados com cal hidratada sofrem diminuição mais brusca de pH, do que os realizados com NaOH.1

Assim, como o lixiviado alcalinizado, o efluente natural também apresentou diminuição de alcalinidade, ao longo do tempo de tratamento. Essa redução deve-se ao fato de que bicarbonatos podem ser removidos no *stripping* juntamente com a amônia, diminuindo a alcalinidade, conseqüentemente (SOUTO, 2009).

Figura 14 - Variação da Alcalinidade total de acordo com o tempo



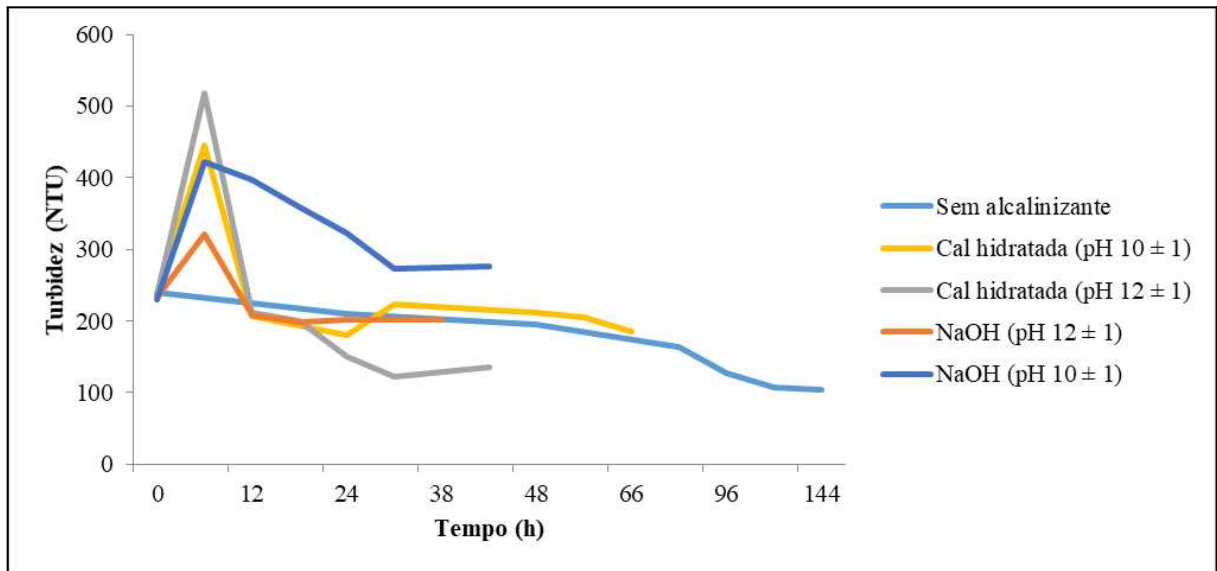
Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.2.4 Turbidez

A turbidez é um parâmetro importante, já que a sua diminuição pode indicar eficiência no tratamento do lixiviado. Já que a remoção de turbidez está relacionada com a retirada de matéria orgânica e inorgânica, além de outros materiais em suspensão. Além disso, a diminuição da turbidez ocasiona uma melhora visual no efluente, devido a clarificação. Deve-se também levar em consideração que para lançamento de efluente em corpo aquático, a turbidez deve ser avaliada para que não haja prejuízo para a vida aquática. Um corpo hídrico com alta turbidez pode ter o processo de fotossíntese reduzido, devido a dificuldade de passagem de luz, além do fato da possibilidade das partículas em suspensão estarem agregadas a substâncias tóxicas e/ou prejudiciais ao meio.

Para o parâmetro de turbidez, pode-se identificar a partir da Figura 15, que em todos os ensaios houve diminuição no valor, ao longo do tratamento. Esse ocorrido pode ser explicado pelo fato de que, durante o funcionamento do *air stripping*, o lixiviado no reservatório permaneceu em repouso, favorecendo a sedimentação das partículas.

Figura 15 - Variação da Turbidez de acordo com o tempo



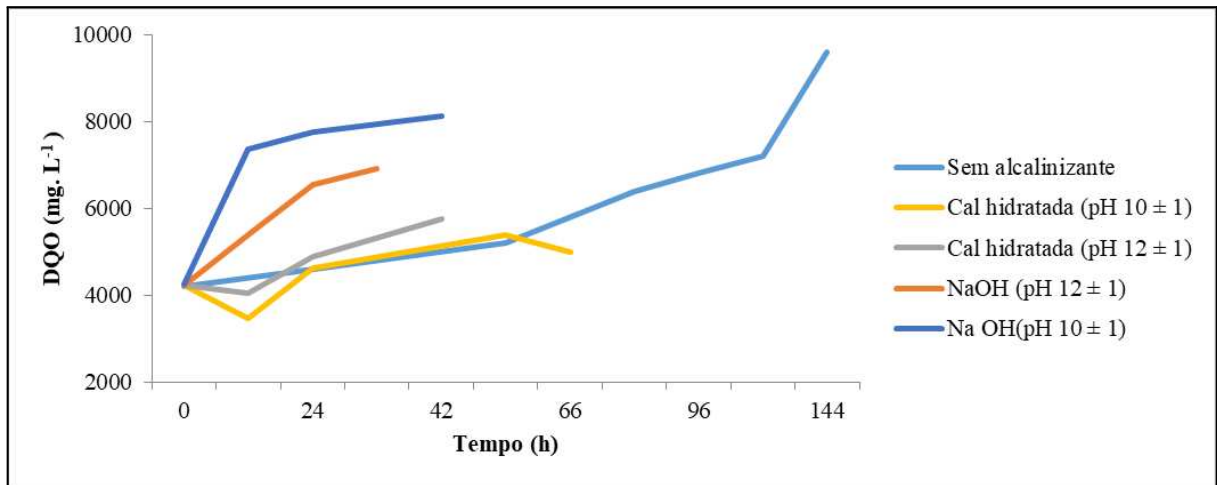
Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.2.5 DQO

Na Figura 16 estão expostos os resultados de DQO para os ensaios realizados. Para o lixiviado natural, ocorreu um aumento considerável, de, aproximadamente 129% da DQO. Para o lixiviado alcalinizado com NaOH, também houve um aumento de 64% para . Já para o lixiviado alcalinizado com cal hidratada a DQO sofreu uma redução inicial de, porém a partir de 24 horas de tratamento, houve um aumento da DQO, que pode estar relacionado com acréscimo de sólidos suspensos, ou com o fato de que, durante o tratamento por *air stripping* ocorre evaporação da água presente no efluente, ocasionando uma concentração da matéria orgânica no lixiviado.

Dessa forma, considerando um possível lançamento do efluente em corpo hídrico, o *air stripping* deve ser seguido de outra etapa de tratamento, já que o sistema utilizado neste trabalho mostrou não realizar remoção de matéria orgânica, mas pelo contrário, ocasionou uma concentração desse material, e conseqüente aumento na DQO.

Figura 16 - Variação da DQO de acordo com o tempo



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

5.2.6 Análise de custo operacional da torre de *air stripping*

Para o cálculo do custo de energia para cada etapa do tratamento, tomou-se como base o valor do KWh fornecido pela companhia de fornecimento de energia elétrica na Paraíba, sendo R\$ 0,54/KWh. Sabendo que a potência da bomba para impulsionar o lixiviado para o topo da torre, foi de 15W, e a potência do compressor de ar foi de 112W, tem-se a Equação 7.

$$\text{Custo de energia} = \frac{127W \times \text{Tempo do tratamento}}{1000} \times 0,54 \frac{\text{R\$}}{\text{KWh}} \quad (7)$$

Os resultados do custo de energia são apresentados na Tabela 11. Pode-se constatar que entre o tratamento realizado com o lixiviado natural e com alcalinizante, houve uma redução de custo de 3,7 vezes. Considerando que este estudo foi realizado em escala de teste, deve-se atentar ao fato de que o tratamento em escala real necessitaria de equipamentos muito mais potentes, portanto, consomem mais energia.

Tendo em vista o custo de energia/lixiviado tratado (Tabela 11) e o custo de alcalinizante/litro de lixiviado (Tabela 9), mesmo com o custo do composto químico, ainda é mais econômico utilizar o processo de alcalinização do que realizar o tratamento de *air stripping* com lixiviado natural.

Tabela 11 - Percentual de remoção de NAT e o tempo de tratamento correspondente

Ensaio	Tempo de tratamento (h)	Custo de Energia (R\$)	Custo de Energia/Litro de lixiviado tratado (R\$/L)
Sem alcalinizante	144	9,88	0,49
Cal hidratada (pH 10 ± 1)	66	4,52	0,23
Cal hidratada (pH 12 ± 1)	42	2,88	0,14
NaOH (pH 10 ± 1)	42	2,88	0,14
NaOH (pH 12 ± 1)	38	2,61	0,13

Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Vale destacar que os empreendimentos, de maneira geral, devem levar em consideração os custos envolvidos no tratamento de efluentes líquidos, como por exemplo o lixiviado. Em aterros sanitários, especialmente os localizados no semiárido brasileiro, uma das possibilidades é a utilização de energia alternativa. É muito comum no nordeste brasileiro, inclusive no Estado da Paraíba, a utilização de energia fotovoltaica, o que pode ser uma opção para diminuição dos custos de operação de sistemas de tratamento de efluentes, como *air stripping*, por exemplo. Além disso, também há a possibilidade de utilizar os gases gerados no aterro, devido ao processo de decomposição dos resíduos, para a geração de energia.

Pouco se fala sobre os benefícios ambientais do tratamento de lixiviado. E ainda assim, quando se fala, na maioria das vezes, a escolha da solução ambiental para lidar com a geração desse subproduto não coloca a qualidade ambiental como prioridade, e sim os custos a serem empregados no tratamento do efluente. No entanto, para se ter ambientes seguros, especialmente quando se trata de resíduos sólidos, os custos são pontos de relevância, mas devem ser associados, secundariamente, à qualidade ambiental.

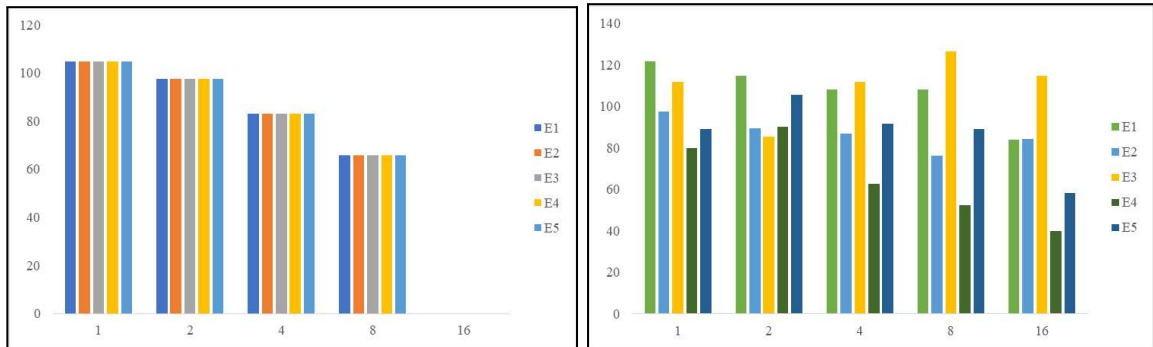
5.3 Fitotoxicidade

A partir de ensaios com as sementes *Allium cepa* (cebola) e *Brassica oleracea* (repolho) foram obtidos os resultados de Índice de Germinação (IG), Crescimento Relativo (CR) e Germinação Relativa (GR).

5.3.1 Germinação Relativa

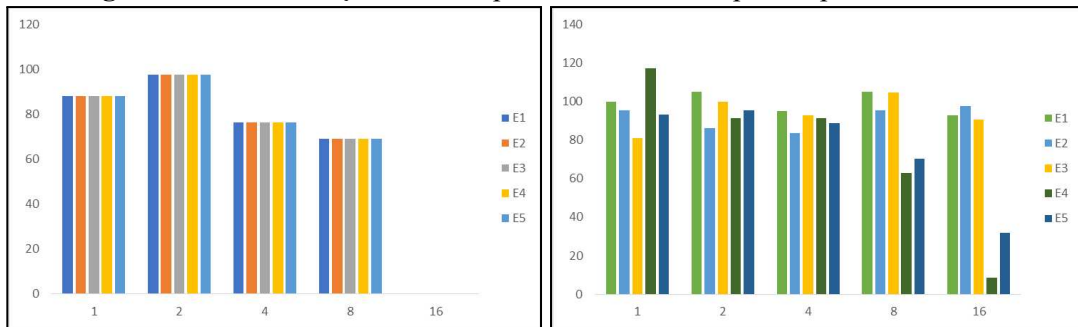
As Figuras de 17a a 18b, mostram os resultados obtidos de germinação relativa das sementes de cebola e repolho, para cada experimento.

**Figura 17a - Germinação Relativa para sementes de Cebola antes do tratamento e
Figura 17b - Germinação Relativa para sementes de Cebola após o tratamento**



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

**Figura 18a - Germinação Relativa para sementes de Repolho antes do tratamento e
Figura 18b - Germinação Relativa para sementes de Repolho após o tratamento**



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Nascimento (2021), ao realizar este mesmo tipo de ensaio, não observou grandes variações no valor de GRS, mesmo com o aumento da concentração da amostra de lixiviado, não chegando a nenhum momento à valores nulos de GRS. No entanto, para os resultados obtidos de GRS neste trabalho, tanto para as sementes de cebola, como as de repolho, observa-se que a única concentração que apresentou resultado nulo, foi a de 16%, para o lixiviado sem tratamento. Esse ocorrido pode estar relacionado à maior quantidade de contaminantes presentes nas amostras com essa concentração, em comparação com as amostras mais diluídas. Para essa mesma concentração, o lixiviado tratado apresenta GRS, com valor máximo de 117,14%, para o ensaio realizado com sementes de repolho e lixiviado alcalinizado com NaOH ($\text{pH } 10 \pm 1$), indicando a eficiência do *air stripping* na remoção de contaminantes tóxicos presentes no lixiviado.

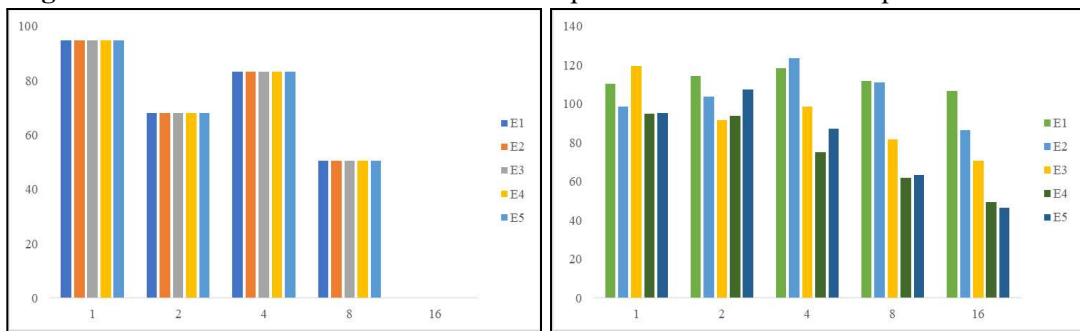
Nos experimentos em que não houve utilização de alcalinizante, é possível detectar que, para o lixiviado tratado, os resultados apresentam pouca diminuição, mesmo com o aumento da concentração do lixiviado. Para o ensaio realizado com sementes de repolho e lixiviado

sem alcalinizante (Figura 21a), a redução do GRS entre a concentração de 1 e 16% foi de, apenas 13,6%. Ao comparar os valores obtidos para os experimentos com lixiviado tratado com auxílio de alcalinizantes, o efluente tratado com a cal hidratada apresentou resultados acima do que o tratado com NaOH, apontando para o fato de que este último alcalinizante pode ser mais prejudicial à germinação relativa das sementes. Esse fato pode estar relacionado com a composição química dos alcalinizantes, além da cal hidratada ter dissolvido melhor no lixiviado, o que pode ter afetado o processo de germinação das sementes.

5.3.2 Crescimento Relativo das Raízes

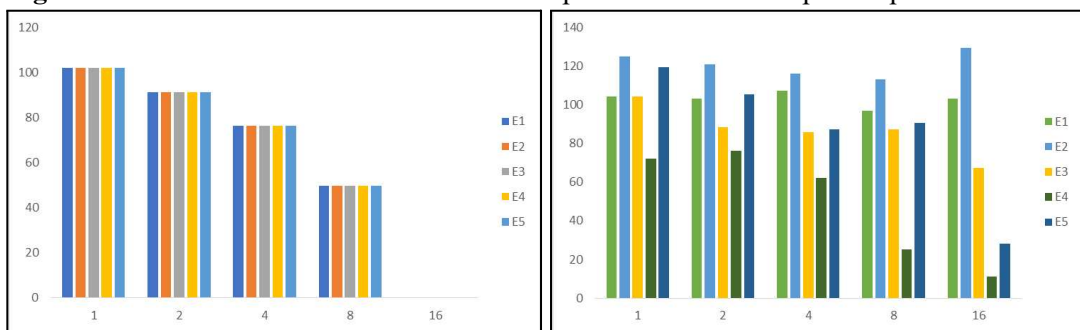
As Figuras de 19a a 20b mostram os resultados obtidos de CRR das sementes de repolho e cebola, para cada experimento.

Figura 19a - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Cebola antes do tratamento e **Figura 19b** - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Cebola após o tratamento



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Figura 20a - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Repolho antes do tratamento e **Figura 20b** - Crescimento Relativo das Raízes para sementes de Repolho após o tratamento



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Assim como os resultados obtidos de GRS nesse trabalho, os resultados de CRR para ambas sementes, apresentaram valor igual a zero para as amostras de concentração 16%, para o lixiviado sem tratamento. Da mesma forma, resultados obtidos por Nascimento *et al.* (2022), utilizando sementes de repolho e tomate, indicaram que não houve CRR para amostra com 10% de lixiviado bruto. Esse fato, também pode estar associado com a quantidade de

contaminantes presentes nas amostras, em comparação com as amostras mais diluídas. Para essa mesma concentração, o lixiviado tratado apresenta CRR, com valor máximo de 129,59%, para o ensaio realizado com sementes de repolho e lixiviado alcalinizado com a cal hidratada (pH 10 ± 1), indicando a eficiência do *air stripping* na remoção de contaminantes tóxicos presentes no lixiviado.

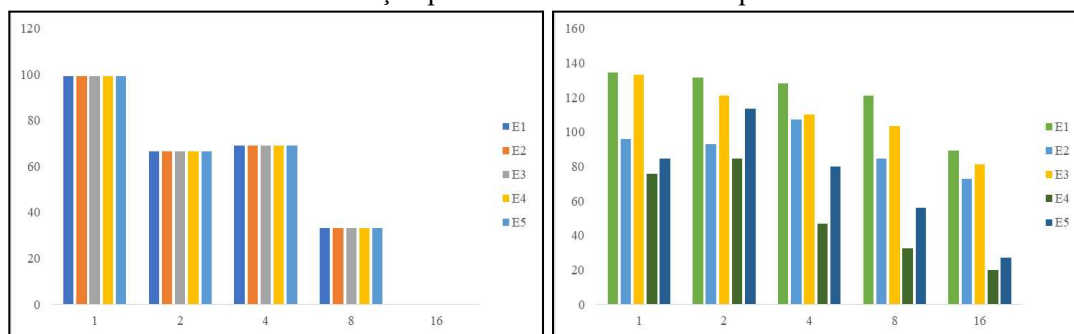
No quesito CRR, ao comparar os resultados obtidos para os dois tipos de alcalinizantes, é possível observar que os valores para as sementes de repolho, especialmente para a concentração de 16%, foram menores para o alcalinizante NaOH, chegando a ser 83% menor. Esse fato indica que este composto químico utilizado, afetou o crescimento das raízes de maneira expressiva, em comparação à cal hidratada.

Os resultados de $CRR > 100\%$ que ocorreram, na sua maioria, nos experimentos sem e com alcalinizante, mas em baixas concentrações da amostra, indicam que o crescimento foi maior que a amostra controle. Tal fato pode estar associado a presença de nutrientes, que são os poluentes em baixas concentrações, os quais favorecem o desenvolvimento das raízes, a exemplo do fósforo e da matéria orgânica que estimulam o desenvolvimento das sementes (NASCIMENTO, 2021). Nascimento (2021) adaptado de Young *et al.* (2012) definiu que para $CRR > 80\%$, não houve efeitos significativos causados pelo contato com o lixiviado. Sendo assim, é possível atestar que para o lixiviado sem alcalinizante, o alcalinizado com a cal hidratada (com concentração até 8%) e alcalinizado com NaOH (com concentração até 4%), não houve efeito significativo causado pela aplicação do lixiviado em estudo. Concluindo que, mesmo com elevadas concentrações de substâncias tóxicas como DQO e NAT, em determinadas condições, esses poluentes tornam-se nutrientes que estimulam o crescimento das raízes (NASCIMENTO, 2021).

5.3.3 Índice de Germinação

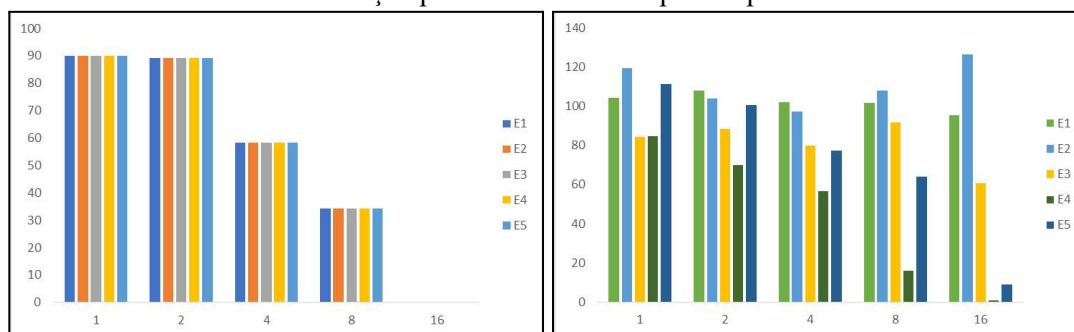
As Figuras de 21a a 22b, mostram os resultados obtidos de IG das sementes de repolho e cebola, para cada experimento.

Figura 21a - Índice de Germinação para sementes de Cebola antes do tratamento e **Figura 21b** - Índice de Germinação para sementes de Cebola após o tratamento



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

Figura 22a - Índice de Germinação para sementes de Repolho antes do tratamento e **Figura 22b** - Índice de Germinação para sementes de Repolho após o tratamento



Fonte: Dados da Pesquisa, 2021

No geral, para os resultados de IG, nota-se que, com o aumento da concentração da amostra, o valor do índice diminuiu, chegando a 0, para os ensaios com lixiviado sem tratamento. Isso indica que as concentrações adotadas compreenderam grande influência no grau de toxicidade, cujo as sementes foram expostas. Sendo assim, é possível afirmar que, quanto maior concentração, maior a toxicidade apresentada no efluente. No entanto, para todos os ensaios realizados com lixiviado tratado, houve IG, até mesmo com a concentração máxima utilizada (16%), alcançando o valor de 126,61%, para o ensaio com sementes de repolho e a cal hidratada (pH 10 ± 1).

Nascimento *et al.* (2022), ao utilizar sementes de tomate e alface, as quais foram expostas a diferentes concentrações de lixiviado, verificaram que estas foram mais resistentes a concentrações mais baixas de lixiviado, apresentando $IG \geq 80\%$. O mesmo foi observado nesse trabalho, mesmo utilizando sementes de repolho e cebola, que os maiores índices de germinação ocorreram para as concentrações entre 1% e 2% da amostra de lixiviado,

indicando que, quando em baixas concentrações, esse efluente, não causa prejuízo significativo às sementes. O valor máximo de IG obtido foi de 134,35% para o lixiviado tratado sem alcalinizante e concentração da amostra de 1%.

A partir da Tabela 2, que expõe a classificação de Pinho *et al.* (2017) para o IG, é possível afirmar que, o NaOH causou maior inibição no crescimento da sementes, já que, para as concentrações 8 e 16%, houve inibição severa do IG (< 40%). Já para a cal hidratada, mesmo em concentrações altas da amostra, como 16%, na maioria dos experimentos a inibição não chegou a ser severa, indicando que este alcalinizante é o menos fitotóxico entre os utilizados nesse trabalho. Entretanto, os experimentos realizados com o lixiviado natural, apresentaram IG mais alto (134,35%) dentre todos os experimentos, o que aponta que a adição de alcalinizantes pode afetar a germinação das sementes, mas não ao ponto de um detrimento significativo.

6. CONCLUSÕES

- O tratamento de lixiviado por *air stripping* alcançou remoção de nitrogênio amoniacal superior a 98% em todos os experimentos realizados, para as diferentes condições de operação do sistema, indicando que o método é muito eficiente para essa finalidade.
- As taxas de remoção de NAT, apresentaram resultados semelhantes tanto para o uso do NaOH, quanto para a cal hidratada, porém em menos tempo, gerando assim, menor custo de energia. No entanto, o custo do tratamento utilizando NaOH se torna mais dispendioso.
- O pH se mostrou fator determinante para otimização do sistema *air stripping*, pois a utilização dos alcalinizantes para elevação do pH, possibilitou alcançar os mesmos resultados do experimento realizado com lixiviado natural, porém em um tempo menor, consequentemente, implicando em economia de energia.
- Os ensaios fitotxicológicos por meio do Índice de Germinação, Crescimento Relativo da Raiz e Germinação Relativa indicaram que houve redução da toxicidade do lixiviado após o tratamento, pois os valores para lixiviado tratado foram superiores aos do experimento com lixiviado bruto.
- Para aterros no semiárido brasileiro o sistema de tratamento por *air stripping* pode ser uma ferramenta bastante útil, uma vez que, o lixiviado gerado nesses locais apresentam-se concentrados em termos de toxicidade e, portanto, embora haja um custo, eles não serão tão elevados, pelo baixo volume a ser tratado.

REFERÊNCIAS

ARUNBABU, V.; INDU, K. S.; RAMASAMY, E. V. Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. **Waste Management**, v. 68. p. 329 - 336, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Apresentação de projetos de aterros sanitários**. NBR – 8.419. São Paulo: ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Resíduos sólidos - Classificação**. NBR – 10.004. São Paulo: ABNT, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA, WATER ENVIRONMENT FEDERATIONS - WEF. **Santard methods for the examination of water and wastewater**. 23^a ed. Washington, DC: American Public Health Association, Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.

AMOR, C.; TORRES-SOCIAS, E.; PERES, J. A.; MANOALDO, M.; OLLER, I. MALATO, S.; LUCAS, M. S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 261–268, 2015.

BASTOS, F. A. **Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (*air stripping*) em lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430/2011. Dispõe sobre 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. - Data da legislação: 13/05/2011 - Publicação **Diário Oficial da União** nº 92, de 16/05/2011, pág. 89, 2011.

BOONORAT, J. et al. Effect of leachate effluent water reuse on the phytotoxicity and micropollutants accumulation in agricultural crops. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, 2021.

BUDI, S. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, 2016.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHENG, C. Y.; CHU, L. M. Phytotoxicity data safeguard the performance of the recipient plants in leachate irrigation. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 195 - 202, 2007.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. **Water, Air, and Soil Pollution**, n. 94, p. 209-221, 1997.

CHIDICHIMO, F.; BIASE, M.; STRAFACE, M. Groundwater pollution assessment in landfill areas: Is it only about the leachate. **Waste Management**, v. 102, p. 655 – 666, 2020.

COSTA, A. M. et al. Landfill leachate treatment in Brazil - An overview. **Journal of Environmental Management**. v. 232, p. 110-116, 2019.

GOMES, L. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Projeto PROSAB - ABES, Rio de Janeiro, 2009.

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

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, p. 1503 – 1520, 2012.

Instituto Nacional de Normalização, Metrologia e Qualidade Industrial (INMETRO). **Cal hidratada**, 2004. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/consumidor/produtos/calhidratada.asp>. Acesso em: novembro/2021.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística - IBGE. **Campina Grande**. Disponível em < <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/campina-grande.html> > Acessado em 28 de Abril de 2020.

KINIDI, L. et al. Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. **International Journal of Chemical Engineering**, 2018.

KJELDTSEN, 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.

KUEHN, G. **Eficiência da Remoção de Amônia através da aplicação do processo de stripping no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)-Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, 2011.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous Waste Management: Second Edition**. Waveland Press, p.463-476, 2010.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. 2003. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos**. 5ª Edição. McGraw Hill Education, Porto Alegre, 2016.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. Tese de doutorado. Curso de Pós-Graduação em Química, Seor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR, 2005.

NASCIMENTO, S. C. **Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando minhocas e sementes como organismo-teste**. Dissertação de mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, 2021.

NASCIMENTO, S. C. et al. Variação sazonal de indicadores físico-químicos e fitotóxicológicos em lixiviado de aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. **Eng Sanit e Ambient**. v. 27 (6), p. 1097-1104, 2022.

NEGI, P.; MOR, S.; RAVINDRA, K. Impact of landfill leachate on the groundwater quality in three cities of North India and health risk assessment. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 1455 - 1474, 2020.

OZTURK, I. et al. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste Management**, v. 23, p. 441–446, 2003.

PENG, Y. et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. **Water Research**, v. 42, p. 883–892, 2008.

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.

REDE DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL - RECESA. **Resíduos sólidos - Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários - Nível 2**. Belo Horizonte, 2008.

RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468 – 493, 2008.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J. G.; MOULIN, P. Amelioration of ultrafiltration process by lime treatment: Case of landfill leachate. **Desalination**, v. 249, p. 72–82, 2009.

RIGUETTI, P. F. et. al. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio, e crômio de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 1, p. 153 – 163, 2015.

SANTANA-SILVA, F. M. **Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca-PE**. Dissertação de mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2008.

SANTOS, H. A. P. **Recuperação da amônia removida por processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo em escala piloto**. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC, 2011.

SANTOS, H. A. P. et al. Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 45108 - 45120, 2020.

SCHMITZ, M. **Avaliação da fitotoxicidade e genotoxicidade agudas de um lixiviado de aterro sanitário tratado pelo processo foto-eleto-Fenton**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação), Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro Largo, RS, 2019.

SOBRERO, C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda com semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L)**. In: Morales, G.C. **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**, IMTA, p.72-79., 2004. Este ensayo apareció publicado originalmente en G. Castillo (ed.). 2004. **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**. IDRC, IMTA, Canadá. 202 pp. Se reproduce con la autorización de la editorial.

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

TÍQUIA, S. M.; TAM N.F.Y; HODGKISS, I. J. Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter. Hong Kong. **Environmental Pollution**, v.93, n.3, p.249-256, 1996.

TASDEMIR, A. et al. Investigation of ammonia stripping with a hydrodynamic cavitation reactor. **Ultrasonics - Sonochemistry**, v. 60, 2020.

TIQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, p. 506-512, 2010.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Toxicity of Leachates**. Washington DC, April, 1980.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ecological Effects Test Guidelines - Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test**. April, 1996.

UYGUR, A.; KARGI, F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 71, p. 9 – 14, 2004.

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**, v. 76, n. 2, p. 182-186, 2012.

ZANGENEH, A. et al. Ammonia removal from municipal wastewater by air stripping process: An experimental study. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 36, p. 134-141, 2021.

ZHU, L. et al. Ammonia nitrogen removal and recovery from acetylene purification wastewater by air striping. **Water Science and Technology**, v. 75, p. 2538 – 2545, 2017.