



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ISABELLE DA CUNHA DUTRA

**INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DO pH NO PROCESSO DE DESSORÇÃO
DE AMÔNIA EM TORRES DE RECHEIO**

CAMPINA GRANDE - PB

2014

ISABELLE DA CUNHA DUTRA

**INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DO pH NO PROCESSO DE DESSORÇÃO
DE AMÔNIA EM TORRES DE RECHEIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE - PB

2014

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

D978i Dutra, Isabelle da Cunha.

Influência da granulometria e do pH no processo de dessorção de amônia em torres de recheio [manuscrito] / Isabelle da Cunha Dutra. - 2014.

84 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.

"Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental".

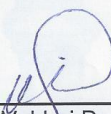
1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Aterro sanitário 3. Lixiviado.
4. Dessorção de amônia. I. Título.

21. ed. CDD 363.728

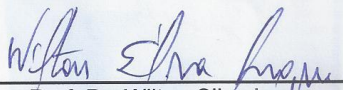
ISABELLE DA CUNHA DUTRA

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 21/02/2014

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
(Orientador - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
(Examinador Interno - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho
(Examinador Externo – UFPE)

UEPB

Aos meus pais, Izabel Cunha e Marconi Dutra, pela educação e amor que sempre me dedicaram. Ao meu esposo, João Pedro, pelo amor, incentivo e apoio em todas as minhas escolhas e decisões.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus, por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, mostrar os caminhos nas horas incertas e me suprir em todas as minhas necessidades.

A minha mãe, Izabel, pelo amor, incentivo e dedicação para a concretização de mais um, entre tantos, projetos que devo a seus esforços e sua presença incessante. Você é minha fortaleza.

Ao meu pai, Marconi, por tudo que me proporcionou e ensinou.

A meu querido esposo, João Pedro, por ser tão importante na minha vida. Sempre ao meu lado, me pondo para cima e me fazendo acreditar que posso mais que imagino. Devido ao seu amor, companheirismo, amizade, paciência, compreensão, apoio, dedicação e positividade, este trabalho pôde ser concretizado. Obrigada por ter feito do meu sonho o nosso sonho.

Aos meus irmãos, Marcell e Matheus, por sempre estarem apoiando as minhas decisões.

Ao meu orientador, Valderi Duarte Leite, que durante dois anos esteve contribuindo para o aprimoramento e realização da pesquisa, me apoiando e incentivando. Obrigada pelos ensinamentos repassados, amizade e paciência.

À Risoneide Borges, uma grande amiga que encontrei no mestrado. Obrigada pelos incentivos e por acreditar que tudo daria certo no final, mesmo quando a esperança era quase nula. Pelo ouvido que escutou tantas reclamações e pelas risadas que amenizaram a angústia diária.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, por contribuírem com meu crescimento acadêmico.

Ao professor Maurício A. M. Sobrinho e ao professor Wilton Silva Lopes por ter aceitado participar da banca examinadora desta dissertação.

A todos os colegas e companheiros da EXTRABES, em especial, à Raquel Lima pela colaboração durante a realização deste trabalho.

Ao CNPq pelo apoio financeiro, possibilitando a realização deste trabalho.

A todos que colaboraram de forma direta ou indireta para a concretização deste sonho.

“Comece por fazer o que é necessário,
depois o que é possível e, de repente,
estará a fazer o impossível”

(São Francisco de Assis)

RESUMO

No Brasil são gerados diariamente, cerca de, 201 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos. Do quantitativo coletado, estima-se que 58% sejam depositados em aterros sanitários. A degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos, em combinação com a percolação de águas pluviais leva à geração de um líquido conhecido como lixiviado. Esse líquido é bastante contaminante, haja visto, possuir elevada concentração de nitrogênio amoniacal, que causa grande impacto ambiental quando lançado sem tratamento em um corpo receptor. O processo físico conhecido como dessorção de amônia, apresenta-se como alternativa para remoção do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário, por meio da transferência de massa da fase líquida para fase gasosa. Para que não contribua com a poluição atmosférica, o gás amônia liberado durante o processo foi submerso em solução de ácido bórico. A neutralização da amônia com a solução gera aquamônia, produto que pode ser utilizado como fertilizante na agricultura. Diante do exposto, o presente trabalho objetiva avaliar a influência da granulometria do recheio e pH do lixiviado no processo de dessorção de amônia em torres, aplicando-se três granulometrias de brita para os recheios das torres e também três diferentes correções de pH para o lixiviado de aterro sanitário. As granulometrias das britas utilizadas durante o estudo foram: nº25, nº19 e nº12,5 e o pH do lixiviado utilizado foi corrigido para: 9, 10 e 11. O sistema experimental foi desenvolvido na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande – PB, constituindo-se de três torres de recheio e um reator para recepção do gás amônia. O lixiviado utilizado para a alimentação das torres foi coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, e apresentou durante o estudo a concentração de nitrogênio amoniacal, em torno, de 2.370 mgN.L^{-1} . Os parâmetros monitorados foram: pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis e DQO total e filtrada. A aplicação do processo de dessorção para a redução da concentração do nitrogênio amoniacal, no lixiviado, apresentou eficiência de remoção variando de 92,2% a 93,7%. Em relação a $\text{DQO}_{\text{Total}}$, a eficiência de remoção foi entre 33,0% e 41,0%, durante o tempo de operação que variou entre 5 horas e 1 hora e 40 minutos. A eficiência do processo mostrou-se diretamente proporcional ao valor de pH do lixiviado e à granulometria do recheio aplicado as torres durante o processo de dessorção. Quanto maior foi o valor de correção do pH do lixiviado e menor a granulometria do recheio das torres, maior eficiência foi observada durante o processo. Sendo assim, o processo de dessorção de amônia em torres de recheio apresenta-se como alternativa eficiente para remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário, no entanto ressalta-se que o mesmo necessita de pós-tratamento.

Palavras-chave: Lixiviado; aterro sanitário; dessorção de amônia; torres de recheio.

ABSTRACT

In Brazil are generated daily approximately 201,000 tons of municipal solid waste. The quantity collected, it is estimated that 58% are landfilled. The degradation of the organic fraction of solid waste, in combination with the percolation of rainwater leads to the generation of a liquid known as leachate. This liquid is very contaminant because present a high concentration of ammonia nitrogen that cause environmental impacts, when discharged in a receiving body without treatment. The desorption process of ammonia is presented as an alternative to removing ammonia nitrogen from landfill leachate by mass transfer from the liquid phase to the gas phase. Given the above, this study aims to evaluate the influence of particle size of the filling and pH of the leachate in the desorption process of ammonia in tower, applying three particle sizes of crushed stone for the filling in the tower and also three different fixed pH for the landfill leachate. The grain size of the gravel used in the study were: n°25, n°19 and n°12,5 and the pH of the leachate used was adjusted to 9, 10 and 11. The experimental system was developed at the Experimental Station for Biological Treatment of Sewage (EXTRABES) belonging to the State University of Paraíba in Campina Grande - PB, consisting of three stuffing tower and a reactor for receiving the ammonia gas. The leachate used for the feeding of the towers was collected on metropolitan landfill of the city of João Pessoa, capital of Paraíba state, and presented during the study the ammonia concentration of 2.370 mgN.L^{-1} . The parameters monitored were: pH, ammonia nitrogen, total alkalinity, volatile fatty acid, $\text{COD}_{\text{Total}}$ and $\text{COD}_{\text{Filtered}}$. The application of desorption process to reduce the concentration of ammonia nitrogen in landfill leachate showed removal efficiency between 92.2% and 93.7%, removal efficiency was between 33.0 % and 41.0% for $\text{COD}_{\text{Total}}$. Operating time ranging from 5 hours to 1 hour and 40 minutes. The process efficiency was directly proportional to the pH of the leachate and the granulometry of the stuffing used in the tower during the desorption process. The greater the amount of correction of the pH of the leachate and smaller particle size of the stuffing of the tower, higher efficiency was observed during the process. Thus, the desorption process of ammonia stuffing tower is presented as an efficient alternative for removal of ammonia in landfill leachate, however it is noteworthy that it requires post-treatment.

Keywords: Leachate, landfill, desorption of ammonia, stuffing tower.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1:	Distribuição do íon amônio e gás amônia em função do pH, para temperatura de 25°C	30
FIGURA 2:	Esquema de funcionamento de uma torre de recheio	37
FIGURA 3:	Esquema de uma torre de recheio com fluxo contracorrente	38
FIGURA 4:	Curvas de equação do gás amônia	39
FIGURA 5:	Desenho esquemático do sistema experimental	43
FIGURA 6:	Solução do reator de recolhimento após a neutralização do gás amônia	47
FIGURA 7:	Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH	50
FIGURA 8:	Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis	52
FIGURA 9:	Comportamento da concentração: (a) da DQO _{Total} ; (b) da DQO _{Filtrada} nos ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11	53
FIGURA 10:	Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH	55

FIGURA 11: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis.....	55
FIGURA 12: Comportamento da concentração: (a) da DQO _{Total} ; (b) da DQO _{Filtrada} nos ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11	56
FIGURA 13: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH	58
FIGURA 14: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis.....	59
FIGURA 15: Comportamento da concentração: (a) da DQO _{Total} ; (b) da DQO _{Filtrada} nos ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11.....	60
FIGURA 16: Influência da granulometria do material de recheio das torres quanto ao comportamento da variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal sob os ensaios realizados com correção de pH para: (a) pH 9; (b) pH 10; (c) pH 11.....	62

LISTA DE TABELAS

TABELA 1:	Classificação do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.	26
TABELA 2:	Características químicas de lixiviado de aterros sanitários no Brasil.	27
TABELA 3:	Parâmetros de caracterização química e física do lixiviado	42
TABELA 4:	Parâmetros operacionais aplicados às torres de recheio	45
TABELA 5:	Indicadores, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem	46
TABELA 6:	Dados da caracterização química do lixiviado, <i>in natura</i> , do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB	49
TABELA 7:	Dados relativos aos custos associados ao processo de dessorção de amônia realizado em torres de recheio	63
TABELA 8:	Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados	65
TABELA 9:	Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1	77
TABELA 10:	Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2	77

TABELA 11: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3	77
TABELA 12: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH9B2 e pH9B3	77
TABELA 13: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3	78
TABELA 14: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3	78
TABELA 15: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de alcalinidade no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados	66
TABELA 16: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1	78
TABELA 17: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2	78

TABELA 18: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3	79
TABELA 19: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3	79
TABELA 20: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3	79
TABELA 21: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3	79
TABELA 22: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados	66
TABELA 23: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1	80

TABELA 24: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2	80
TABELA 25: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3	80
TABELA 26: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3	80
TABELA 27: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3	81
TABELA 28: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3	81
TABELA 29: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.....	67
TABELA 30: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1....	81

- TABELA 31:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2....81
- TABELA 32:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3....82
- TABELA 33:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.....82
- TABELA 34:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3..82
- TABELA 35:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3..82
- TABELA 36:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.....67
- TABELA 37:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1....83
- TABELA 38:** Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2....83

TABELA 39: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3....83

TABELA 40: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.....83

TABELA 41: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3..84

TABELA 42: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3..84

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

EXTRABES - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

CH₄ - Metano

CO₂ – Dióxido de carbono

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio

HCl - Ácido clorídrico

H₂SO₄ - Ácido sulfúrico

K_b - Constante de dissociação de basicidade

NBR - Norma Brasileira

N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal

NO₂⁻ - Íon nitrito

NO₃⁻ - Íon nitrato

N₂ - Gás nitrogênio

NH₃ - Gás amônia

NH₄⁺ - Íon amônio

pH - Potencial Hidrogeniônico

FVMP – Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

PVC - Poli Cloreto de Vinila

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
2 OBJETIVOS.....	22
2.1 OBJETIVO GERAL	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	23
3.2 ATERRO SANITÁRIO	24
3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: DEFINIÇÃO E COMPOSIÇÃO	25
3.4 A QUÍMICA DO NITROGÊNIO.....	28
3.5 USO DE AMÔNIA NA PRODUÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS ..	31
3.6 TRATAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	32
3.6.1 Precipitação química.....	32
3.6.2 Processo de coagulação/floculação	33
3.6.3 Processo por adsorção por carvão ativado	33
3.6.4 Processo oxidativo avançado (POA).....	34
3.7 DESSORÇÃO DE AMÔNIA	34
3.7.1 Dessorção de amônia em torre de recheio	36
3.7.1.1 Recheio das torres	40
4 MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	41
4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	41
4.3 SISTEMA EXPERIMENTAL	43
4.4 MATERIAL DE RECHEIO	44
4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	45
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA	48
5.2 COMPORTAMENTO TEMPORAIS DOS PARÂMETROS QUÍMICOS NO PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA DO LIXIVIADO	

DE ATERRO SANITÁRIO	49
5.2.1 Efeito do pH no processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro Sanitário	50
5.2.1.1 Ensaios realizados com brita nº25	50
5.2.1.2 Ensaios realizados com brita nº 19	54
5.2.1.3 Ensaios realizados com brita nº 12,5	57
5.2.2 Efeito da granulometria do material de recheio das torres no processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário.....	61
5.3 ESTIMATIVA DO CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	63
5.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	64
5.4.1 Nitrogênio amoniacal.....	65
5.4.2 Alcalinidade.....	65
5.4.3 Ácidos graxos voláteis.....	66
5.4.4 DQO _{Total}	66
5.4.5 DQO _{Filtrada}	67
CONCLUSÕES	69
REFERÊNCIAS.....	71
APÊNDICE A	77

1 INTRODUÇÃO

Com o rápido crescimento da população mundial e o elevado índice de consumo, os resíduos sólidos, líquidos e gasosos gerados como subproduto das atividades humanas ultrapassaram a capacidade de assimilação do meio ambiente, passando a não mais agregar estes elementos em seus ciclos originais, favorecendo grande problema relacionado à geração desses resíduos bem como os impactos ambientais causados pelos seus descartes.

Nos países em desenvolvimento e com grande disponibilidade de espaço territorial, como é o caso do Brasil, a técnica mais indicada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é, até o momento, o aterro sanitário. A principal vantagem de implantação desse tipo de sistema seria o baixo custo em relação a outras técnicas (RENOU *et al.*, 2008).

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2012 divulgado pela ABRELPE, no país são gerados cerca de 62.730.096 (ton/ano) de RSU, onde 90,17% são coletados, sendo que 58% têm como destinação aterros sanitários e os 42% restantes correspondem a 76 mil toneladas diárias, que são encaminhadas para lixões ou aterros controlados, os quais pouco se diferenciam dos lixões, uma vez que ambos não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações.

Um dos grandes problemas encontrados no gerenciamento de aterros sanitários de resíduos urbanos diz respeito à produção e ao tratamento de alguns subprodutos. Dentre os subprodutos resultantes do processo de bioestabilização da matéria orgânica putrescível, o lixiviado necessita de uma atenção especial, principalmente nos casos em que o aterro sanitário está situado em áreas com alta precipitação pluviométrica, onde a produção desse líquido é abundante e consequentemente o risco de contaminação do solo, de lençóis freáticos e de leitos de rios é alto, podendo ocasionar forte impacto ambiental.

Segundo Zhang *et al.* (2009), o lixiviado é um líquido que apresenta substâncias inorgânicas e altas concentrações de matéria carbonácea e nitrogenada, que em contato com solo ou corpo aquático compromete sua qualidade. A quantidade de lixiviado produzida em aterro sanitário depende das

condições climáticas e hidrogeológicas da região, características dos resíduos confinados nas células de disposição e condições operacionais do aterro.

O tratamento do lixiviado de aterros sanitários ainda é um desafio para os pesquisadores. Vários estudos têm sido realizados visando formas mais eficientes de tratamento desse líquido com intuito de minimizar os impactos ambientais.

As maiores dificuldades encontradas para o tratamento do lixiviado está relacionada ao material carbonáceo e nitrogenado presente. O material carbonáceo geralmente é de difícil biodegradação, o que compromete o desempenho do processo de tratamento biológico. O material nitrogenado encontra-se em altas concentrações na forma de nitrogênio amoniacal, sendo necessário a realização do tratamento físico e químico, visando a redução da concentração de amônia e formação de melhores condições para realização do tratamento biológico (KIM, et al. 2007).

Uma alternativa que vem sendo estudada e tem se mostrado eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal em lixiviado é a dessorção de amônia. Esse processo baseia-se na transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa, através da injeção de ar no líquido por meio de difusores ou outros mecanismos de aeração, após ser estabelecido a condição de pH adequado. A injeção mecânica de ar no meio líquido favorece o arraste do nitrogênio (GOMIDE, 1983). A redução das concentrações de nitrogênio amoniacal favorece o pós-tratamento biológico, e consequentemente o lançamento do efluente em corpo receptor.

Leite et al. (2009) estudaram o processo de dessorção de amônia de lixiviado em torres de recheio, com pH corrigido para 8, 9 e 10 e concluíram que a medida que o pH do lixiviado foi elevado, o tempo de operação foi reduzido, confirmando que existe relação entre remoção de nitrogênio amoniacal e pH do lixiviado.

Portanto, a presente pesquisa objetiva avaliar os efeitos causados pela granulometria do material de recheio e pH do lixiviado no processo de dessorção de amônia em torres de recheio.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETO GERAL

Avaliar a influência da granulometria do material de recheio no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar a caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa– PB, durante todo o período da pesquisa;
- Avaliar a influência do pH no processo de dessorção de amônia, de lixiviado de aterro sanitário, em torres de recheio;
- Estimar a relação custo x benefício para a instalação do processo de dessorção de amônia, em lixiviado de aterro sanitário, em torres de recheio.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

De acordo com a Norma Brasileira (NBR) 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), revisada em 2004, “resíduos sólidos são definidos como sendo resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente viáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

De acordo com Boer et al. (2010) as características dos resíduos sólidos urbanos estão relacionadas, com: local de sua geração; diferença de condições econômicas, culturais, sociais e climáticas entre as localidades; hábitos alimentares e nível educacional.

Os RSU são constituídos por diversos materiais como: matéria orgânica putrescível, vidro, plástico, ossos, material metálico ferroso e não ferroso e outros tipos de resíduos que muitas vezes são denominados material inerte. Tendo como maior parcela encontrada, os resíduos sólidos orgânicos (CASSINI *et al.*, 2003; MACIEL e JUCÁ, 2011).

O estilo de vida consumista da população mundial acarreta no aumento da geração de resíduos sólidos em termos per capita. Segundo ABRELPE (2012), o Brasil passou de uma geração de RSU de 198.514 t/dia em 2011 para 201.058 t/dia em 2012, apresentando acréscimo de 1,3% na quantidade total gerada, enquanto o crescimento da população urbana no mesmo período foi cerca de 0,9%.

A geração diária per capita de RSU no Brasil é de 1,228 kg. Quanto à disposição final, estima-se que 58% da quantidade de resíduos coletados diariamente seja depositada em aterros sanitários, 24,2% em aterros controlados e 17,8% em lixões (ABRELPE,2012).

3.2 ATERRO SANITÁRIO

Segundo a ABNT, NBR 8419/1992 “os aterros sanitários são técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou intervalos menores, se for necessário”.

Segundo Bidone e Povinelli (1999), as características dos municípios e os recursos disponíveis para instalação dos aterros sanitários, são fatores que estão diretamente relacionados com a construção e modo de operação dessas unidades, que apresentam como função o armazenamento e acondicionamento de resíduos sólidos nelas depositados. Essas células devem ser impermeabilizadas na sua base, com a finalidade de proporcionar resistência à infiltração de líquidos. Este procedimento de impermeabilização pode ser realizado com o uso de argila compactada e mantas plásticas.

Nas células dos aterros sanitários ocorre o processo de decomposição da fração orgânica dos resíduos depositados. Inicialmente, acontece o processo de degradação aeróbia devido a presença de oxigênio e conforme se torna escasso a presença deste gás ao longo do tempo, há transição no processo de degradação passando a acontecer as fases acidogênica e metanogênica. Na fase acidogênica há elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV). Durante a fase metanogênica as bactérias metanogênicas e as *arqueas metanogênicas* degradam os ácidos graxos voláteis, elevando o pH do meio e produzindo metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2).

Após ser atingida a capacidade máxima de armazenamento das células, o aterro sanitário é fechado e deve ser conduzido à constante monitoramento ambiental e controle de vetores, conforme determinação da NBR 8419/1992 (ABNT). De acordo com Cotman e Gotvajn (2010), os aterros sanitários causam impactos ambientais por muitos anos, uma vez que mesmo após o seu fechamento ainda há geração de lixiviado e emissão de biogás.

3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: DEFINIÇÃO E COMPOSIÇÃO

De acordo com Leite et al. (2009), os RSU depositados nos aterros sanitários são constituídos por uma fração considerável de matéria orgânica putrescível. Ao serem decompostos, inicialmente por bactérias aeróbias e posteriormente por bactérias anaeróbias, geram subprodutos como biogás e lixiviado.

Guo et al. (2010), definem lixiviado como um líquido altamente contaminado resultante da degradação da fração orgânica dos resíduos, combinado com a percolação de águas pluviais.

Para Lange e Amaral (2009), lixiviado é definido como o líquido resultante da umidade natural, da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado aos materiais dissolvidos ou suspensos extraídos da massa de resíduos. Kurniawan, *et al.* (2006), ressaltam que lixiviado é um líquido altamente contaminante para água, solo e ar, resultante de alterações físicas, químicas e biológicas ocorridas em RSU.

De acordo com Salem et al. (2008), a composição dos lixiviados de aterro sanitário é variável, dependendo do tipo e estágio de decomposição do RSU, o grau de estabilidade dos resíduos sólidos, hidrologia do local, variação climática sazonal, umidade e idade do aterro.

Segundo Abbas et al. (2009), a quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário depende: da percolação de águas pluviais através dos resíduos, processos bioquímicos das células dos resíduos, teor de água inerentes e o grau de compactação dos resíduos no aterro.

A composição e característica dos lixiviados de aterro sanitário são variáveis, pois dependem de fatores como o tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado e tipo de operação de aterro (ATMACA, 2009; LANGE e AMARAL, 2009).

Na Tabela 1 é apresentada a classificação de lixiviado do acordo com a idade do aterro.

TABELA 1: Classificação do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.

	Recente	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (g.L⁻¹)	>15	3-15	<3
DBO₅/DQO	0,5-1	0,1-0,5	<0,1
N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	<400	400	>400
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa
Metais pesados (mg.L⁻¹)	>2	<2	<2

Fonte: Kurniawan et al., 2006; Renou et al., 2008.

Conforme dados apresentados na Tabela 1, o aumento da idade do aterro sanitário diminui a concentração de componentes orgânicos no lixiviado e aumenta a concentração de nitrogênio amoniacal (KURNIAWAN et al., 2006; RENOUE et al., 2008).

A matéria orgânica contida nos lixiviados dos aterros sanitários é constituída principalmente de ácidos graxos voláteis e substâncias húmicas. As frações de cada componente variam dependendo da idade do aterro. Em aterros recentes, a maior fração está presente como ácidos graxos voláteis. No entanto, em aterros sanitários antigos, substâncias húmicas (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) dominam a fração orgânica em até 60% (SÍR et al., 2012).

De acordo com Veiga et al. (2006), a variação das características do lixiviado proveniente de diferentes aterros sanitários, exige que métodos de tratamento sejam adaptáveis as variações de biodegradabilidade, as concentrações de substâncias presentes e ao volume originado.

Na Tabela 2 são apresentadas as características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil, segundo Souto e Povinelli (2007).

TABELA 2: Características químicas de lixiviado de aterros sanitários no Brasil.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP(%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
DBO (mg.L ⁻¹)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg.L ⁻¹)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	10 – 480	10 – 170	63
N- NTK (mg.L ⁻¹)	80 - 3.100	–	–
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg.L ⁻¹)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg.L ⁻¹)	0 – 50	0 – 15	69
N-nitrato (mg.L ⁻¹)	0 – 11	0 - 3,5	69
P-total (mg.L ⁻¹)	0,1 – 40	0,1 – 15	63
Sólido Totais (mg.L ⁻¹)	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79

FVMP: Frequencia de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: SOUTO e POVINELLI, 2007.

Os valores apresentados na Tabela 1 e Tabela 2 mostram a grande faixa e a variabilidade dos valores de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal e a baixa concentração de metais nos aterros brasileiros.

A remoção de material carbonáceo e nitrogenado, baseado na DQO, DBO e na remoção de amônia é uma das condições habituais antes da descarga do lixiviado em corpos hídricos (ATMACA, 2009). Os métodos de tratamentos biológicos são eficazes para a redução da matéria orgânica em lixiviados de aterros sanitários recentes, porém apresentam ineficácia para lixiviado de aterro sanitário velho. Os lixiviados de baixa razão de biodegradabilidade exigem técnicas de tratamento físico e químico para remover a matéria orgânica (SINGH *et al.*, 2012).

3.4 A QUÍMICA DO NITROGÊNIO

A química do nitrogênio é complexa devido aos diversos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir na natureza e pelo fato de que essas mudanças podem ser produzidas por microrganismos. Além disso, os estados de oxidação do nitrogênio podem ser modificados positivamente ou negativamente por bactérias dependendo das condições ambientais que prevalecem, sejam elas aeróbias, anaeróbias ou anóxicas (SAWYER et al., 2003).

De acordo com Sawyer et al. (2003), as formas mais comuns de nitrogênio em águas residuárias são: amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), gás nitrogênio (N_2), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-); onde apresentam estados de oxidação no meio ambiente de: -3, -4, 0, +3 e +4, respectivamente.

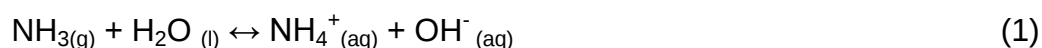
Em aterro sanitário quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal (na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre), o que resulta em um dos principais problemas relacionados ao tratamento de lixiviados de aterros. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbico quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico, formado pela reação entre a unidade do resíduo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008).

Nos recursos hídricos a amônia em sua forma não ionizada (NH_3) pode ser tóxica para diversos organismos, afetando a taxa de crescimento, ou ainda comprometendo a qualidade desses recursos hídricos devido à eutrofização causada pelo excesso de amônia juntamente com o fósforo. Por isso, o lixiviado produzido e coletado nos aterros sanitários necessita de tratamento antes do seu lançamento no meio ambiente. Segundo a Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a máxima concentração de lançamento em corpos aquáticos permitida para o nitrogênio amoniacal é de 20 mg.L^{-1} .

Quanto à saúde humana, os efeitos causados pelo contato com amônia variam de acordo com a intensidade e o tempo de exposições. Para exposições leves e moderadas e concentrações entre 40 e 700 mg.L^{-1} , podem provocar irritação nas vias respiratórias, nos pulmões e nos olhos, náuseas, dores de garganta e cabeça. Exposições mais graves podem causar hemoptise, broncoespasmo, edema

pulmonar, graves queimaduras na pele e olhos. Em casos de exposições superiores a 5000 mg.L^{-1} , o contato pode ser letal (MEULENBELT, 2007)

O termo nitrogênio amoniacal é utilizado para designar, em meio aquoso, as espécies de nitrogênio na forma iônica (NH_4^+) e na forma molecular (NH_3), dependendo do pH da solução. Em meio aquoso e pH acima de 7, a amônia encontra-se em equilíbrio sob duas formas (NH_4^+ e NH_3). A equação de equilíbrio entre estas duas espécies é apresentada na Equação 1 (METCALF e EDDY, 2003).



O equilíbrio dessa equação depende de alguns fatores. Pode-se destacar como sendo principais, duas variáveis, pH e temperatura. Portanto, quanto mais elevado for o pH, maior será o percentual de NH_3 na água residuária, uma vez que a Equação 1 se desloca para a esquerda e o íon amônio se converte em gás amônia.

Baseado na Equação 1 e admitindo que o valor da constante de dissociação (K_b) a 25°C é igual a $1,8 \cdot 10^{-5}$, essa constante de dissociação pode ser descrita pela Equação 2.

$$K_b = \frac{[\text{NH}_4^+] \times [\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} \quad (2)$$

onde:

K_b : Constante de dissociação de basicidade;

NH_4^+ : Concentração do íon amônio (mol.L^{-1});

OH^- : Concentração do íon hidroxila (mol.L^{-1});

NH_3 : Concentração do gás amônia (mol.L^{-1}).

Utilizando-se as constantes de dissociação da água e da base, a Equação 2 passará a ser representada pelas Equações 3 e 4.

$$\alpha_{\text{NH}_4^+} = \frac{k_b \times \text{H}^+}{k_b \times \text{H}^+ + k_w} \quad (3)$$

e

$$\alpha_{\text{NH}_3} = \frac{k_w}{k_b \times \text{H}^+ + k_w} \quad (4)$$

Onde:

$\alpha_{\text{NH}_4^+}$: Fração do íon amônio;

α_{NH_3} : Fração do gás amônia;

K_b : Constante de dissociação da base;

H^+ : Concentração do íon hidrogênio (mol.L^{-1});

K_w : Constante de dissociação da água.

Baseado-se nas Equações 3 e 4 é possível obter o diagrama que apresenta o comportamento da distribuição das espécies de íon amônio e gás amônia em função do pH (Figura 2).

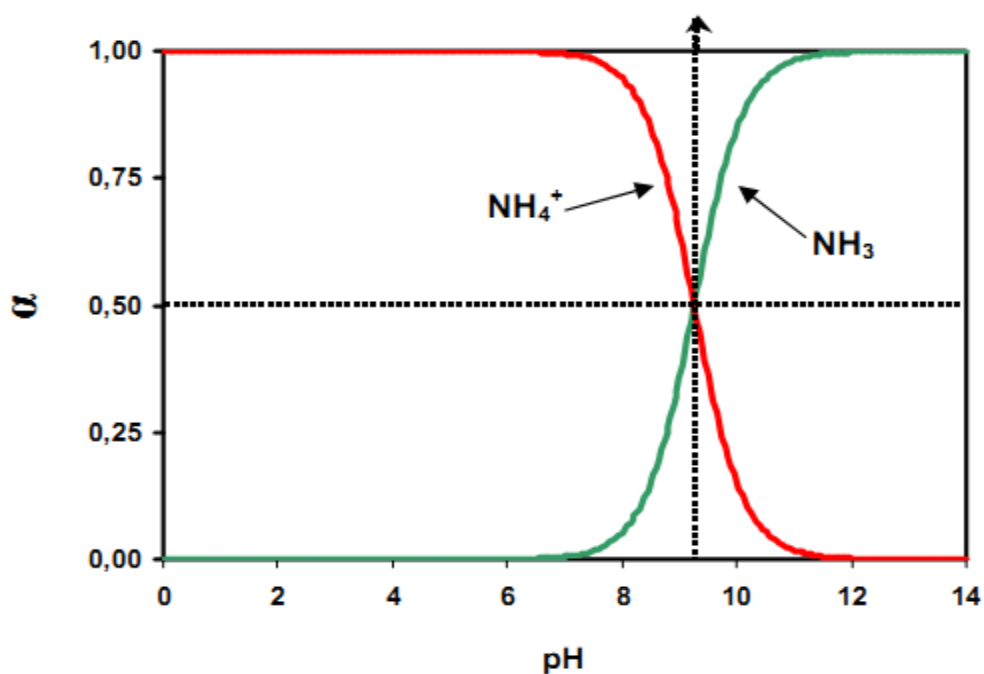


FIGURA 1: Distribuição das espécies de íon amônio e gás amônia em função do pH, para temperatura de 25°C.
Fonte: Campos *et al.*, 2010.

Elevando o pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH em torno de 7, praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ , enquanto que no pH em torno de 9,2, cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma de gás. Usando essa idéia é possível retirar o NH_3 do meio aquoso, uma vez que, o NH_3 é passível de volatilização, ao passo que o NH_4^+ não pode ser removido por esse processo.

Leite et al. (2009) ressaltam que, se o pH do lixiviado for corrigido para 12 unidades de pH e a temperatura permanecer a 25 °C, o percentual de gás amônia será cerca de 99,8%, o que contribuiria significativamente para o processo de dessorção de amônia.

Devido apresentar baixo peso molecular o nitrogênio amoniacal, na forma de gás amônia pode ser removido por uma variedade de métodos físicos, químicos e biológicos.

3.5 USO DE AMÔNIA NA PRODUÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS

De acordo com Alcarde et al. (1998), quanto às características físicas, os fertilizantes podem ser encontrados na forma sólida (em grânulos ou pó), líquida ou gasosa.

No Brasil, a partir da década de 70 iniciou a produção em escala comercial dos fertilizantes fluidos inorgânicos, em unidades localizadas nas usinas canavieiras, uma vez que a cultura da cana-de-açúcar necessita de nitrogênio e a infraestrutura dessas usinas favoreciam aos procedimentos da produção dos fertilizantes (BOARETO et al., 1991).

A vinhaça foi o fertilizante orgânico fluido mais utilizado na cultura canavieira, porém fazia-se necessário a adubação complementar por não conter quantidade suficiente de nitrogênio. Observou-se que ao hidratar o fertilizante gasoso, conhecido como amônia anidra (82% N), gerava-se aquamônia (20% N), e utilizando-a como fertilizante, havia redução de até 30% nos custos com adubação da cultura de cana-de-açúcar (BOARETO et al., 1991).

Além de ser dissolvida em água, a amônia pode reagir com soluções ácidas formando fertilizantes. Por exemplo, a neutralização da amônia com ácido bórico (H_3BO_3) gera borato de amônia, e com água, forma aquamônia (LEI et al., 2007).

Lei et al. (2007) afirmam que, a aquamônia é utilizada como fertilizante principalmente nas culturas de cana-de-açúcar, sendo produzida como subprodutos de processos industriais dentro das próprias usinas canavieiras. Por este motivo apresenta baixo valor comercial.

3.6 TRATAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Segundo Cabeza et al. (2007), na maioria dos casos se faz necessário a aplicação de mais de um processo para se atingir níveis aceitáveis de lançamento de lixiviado em corpos d'água receptores, sendo fundamental a interação dos processos físicos, químicos e biológicos.

Os processos físicos e químicos são utilizados no pré-tratamento, em geral, para remoção das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes (AMORIM, et al., 2009).

Dentre os processos físicos e químicos aplicados ao tratamento de lixiviado destacam-se dessorção de amônia, coagulação/floculação, precipitação química, processos oxidativos avançados (POA), adsorção por carvão ativado e ozonização.

3.6.1 Precipitação Química

A precipitação química visa principalmente à remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Esse método envolve a adição de produtos químicos que promovem a remoção de substâncias dissolvidas e suspensas por sedimentação (METCALF e EDDY, 2003).

De acordo com Zhang et al. (2009) o método de precipitação química utiliza como precipitantes químicos o cloreto de magnésio hexahidratado, hidróxido de cálcio ou cal hidratado, originando um precipitado conhecido como: fosfato de

amônia e magnésio ou estruvita. Li et al. (1999), realizou a precipitação química do lixiviado com $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ e $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, obtendo eficiência superior a 90% de remoção de amônia.

3.6.2 Processo de coagulação/floculação

De acordo com Kurniawan et al. (2006) o processo de coagulação desestabiliza as partículas coloidais pela ação de um agente coagulante que é aplicado antes do processo de floculação, promovendo a aglomeração dessas partículas, formando flocos maiores, favorecendo à sedimentação.

Os principais fatores que influenciam o processo são: a natureza química dos coagulantes, o pH e as condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação. O sulfato de alumínio tem sido o coagulante mais utilizado no tratamento dos lixiviados, mas existem outros que também podem ser utilizados, tais como sulfato ferroso, sulfato férrico e aluminato de sódio (AMORIM et al., 2009).

Máximo e Castilhos Jr. (2007) aplicaram a coagulação/floculação no tratamento de lixiviado, utilizando cloreto férrico e sulfato de alumínio como agentes coagulantes, com o intuito de remover matéria orgânica. Ambos os coagulantes obtiveram eficiência de 30% para remoção de DQO. Porém o cloreto férrico mostrou-se mais eficiente removendo 30% de amônia, uma vez que, o sulfato de alumínio apresentou remoção de amônia inferior a 5%.

3.6.3 Processo por adsorção por carvão ativado

Na adsorção ocorre transferência de massa. Uma substância é transferida da fase líquida para a fase sólida, permanecendo atreladas por interações químicas e/ou físicas. Esse processo está relacionado com a área disponível do adsorvente, relação entre massa do adsorvido e do adsorvente, pH, temperatura, força iônica e natureza química do adsorvente e adsorvido, podendo ser um processo reversível ou irreversível.

Aziz et al. (2004) realizaram o tratamento do lixiviado utilizando adsorção por carvão ativado e calcário. O processo apresentou eficiência de 40% na remoção de nitrogênio amoniacal. Levando em consideração os custos do processo, este tratamento não é economicamente adequado, principalmente em países em desenvolvimento.

3.6.4 Processo oxidativo avançado (POA)

Segundo Moraes (2005), esses processos são baseados na geração de espécies transitórias dentre as quais se destaca o radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$), um agente oxidante de baixa seletividade e altamente reativo, o qual pode promover a degradação de vários contaminantes tóxicos em tempos reduzidos.

O peróxido de hidrogênio, por exemplo, é um oxidante eficiente e de custo acessível, bastante utilizado em todo mundo há vários anos. Porém, se faz necessária adição de ativadores como sais de ferro, ozônio ou luz ultravioleta, para produzir a alta taxa de radicais requerida. O POA é considerado tecnologia limpa e altamente efetiva.

3.7 DESSORÇÃO DE AMÔNIA

A dessorção consiste em um processo físico que baseia-se na transferência de massa de um composto indesejável volátil (presente na fase líquida) para a fase gasosa através da injeção de ar que se faz passar pelo meio líquido por mecanismos de aeração. A transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa recebe o nome técnico de dessorção, embora o termo mais utilizado na engenharia sanitária e ambiental seja stripping (METCALF e EDDY, 2003).

A introdução mecânica de ar no meio líquido pela ação da circulação dessa massa de ar favorece a expulsão ou o arraste do NH_3 normalmente para a atmosfera.

A dessorção é atualmente um método bastante sugerido na literatura para remoção de nitrogênio amoniacal no tratamento de lixiviado, uma vez que esse processo concilia eficiência e baixo custo, apresentando-se como alternativa mais eficaz na remoção de amônia em águas residuárias (OZTURK et al., 2003;RENOU et al., 2008; QUAN et al., 2009).

A principal desvantagem desse processo é o impacto ambiental devido à liberação de gás amônia na atmosfera. Portanto, há necessidade de tratamento posterior do gás, geralmente utilizando ácido clorídrico (HCl) ou ácido sulfúrico (H_2SO_4) para absorção da amônia (DI IACONI et al., 2010; RENOU et al., 2008).

O equipamento utilizado para a realização da dessorção varia de acordo com: as características do sistema tratado, natureza do soluto, grau de recuperação desejado, cinética do processo, flexibilidade desejada, escala de operação e custos econômicos.

Durante o processo de dessorção pode ocorrer à formação de carbonatos e bicarbonatos aderentes ao material de recheio, podendo causar queda na transferência de massa. Temperatura, pH, fluxo de ar, carga volumétrica e configuração do reator encontram-se entre os parâmetros que mais afetam a eficiência da remoção de amônia (DEGERMENCI et al., 2012).

A remoção de nitrogênio amoniacal por meio do processo de dessorção com injeção de ar consiste na elevação do pH do lixiviado para valores próximos de 12, para favorecer a conversão do íon amônio em gás amônia. Essa alcalinização do meio é realizada antes da dessorção, geralmente pela adição de hidróxido de sódio ou hidróxido de cálcio. Diversos autores vêm estudando esse processo como alternativa para a remoção do nitrogênio amoniacal.

A dissolução do gás amônia em líquidos depende da pressão parcial do gás na atmosfera adjacente. Se essa pressão parcial for reduzida, a amônia tenderá a sair da água, sendo possível remover amônia colocando gotas do efluente em questão em contato com ar livre de amônia. Nessas condições a amônia sairá da fase líquida numa tentativa de restabelecer o equilíbrio e caso o gás de arraste escoe continuamente, em tese, chegará um momento em que todo o composto indesejado será removido da fase líquida (SOUTO, 2009).

Marttinen et al. (2002), avaliaram a dessorção de amônia em torres de recheio com 40 centímetros de altura e volume de espaço vazio de 1,1 litros, com vazão de recirculação de $10L.h^{-1}$ em regime de batelada. O ar foi borbulhado com vazão entre

2 e 10L/h. Foram feitos testes com correção do pH para 11 e sem correção do pH . Após 24 horas de operação, a eficiência de remoção atingida foi de até 89% nas bateladas com controle do pH, e de 44% nas bateladas sem correções.

Calli et al. (2005), obtiveram eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 94% em um recipiente de 50 centímetros de profundidade aerado com um difusor, com correção do pH em torno de 11, a uma temperatura de 15°C e 20°C.

Pi et al. (2009), avaliaram a dessorção de amônia em torre de aço de 10L. O pH foi ajustado para 11 com temperatura 50 °C e com vazão máxima de ar de 70 m³ h⁻¹. Os resultados indicaram remoção de amônia de 89,4%.

Leite et al. (2007), estudaram a eficiência da dessorção de amônia aplicado ao lixiviado de aterro, avaliando a relação área de contato/volume de lixiviado mais adequado para maior remoção de amônia. A torre tinha capacidade de 8L, recheada com brita nº 4 e o volume de lixiviado de 2L. Teve relação área de contato/volume de 1,75 e demanda de ar de 151,2 m³ d⁻¹. Obtiveram eficiência de 86,4% de amônia em 1,5 horas.

3.7.1 Dessorção de amônia em torre de recheio

As torres de recheio são amplamente utilizadas com a finalidade de proporcionar um contato íntimo entre dois fluidos imiscíveis, ou parcialmente miscíveis, podendo ser eles um gás e um líquido. Os fluidos escoam em contracorrente, com o gás sendo alimentado pelo fundo da coluna e o segundo fluido pelo topo da mesma. Então, o líquido com uma boa distribuição inicial escoar pelo recheio em trajetórias tortuosas, oferecendo uma grande área superficial de contato com o gás ascendente. Na Figura 2 apresenta-se o esquema de funcionamento de uma torre de recheio.

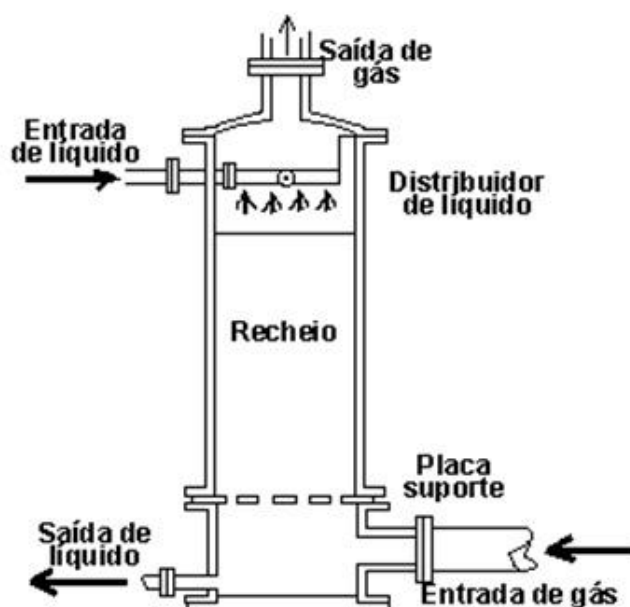


FIGURA 2: Esquema de funcionamento de uma torre de recheio em contracorrente.

A parede da coluna pode ser construída com materiais diversos, como: cerâmica, vidro, plástico, ou metal com revestimento resistente à corrosão. O enchimento apoia-se numa grelha ou tela que deve ter um bom padrão de abertura para não oferecer muita resistência ao fluxo. O líquido é introduzido no topo e deve ser uniformemente distribuído por toda a seção reta. A distribuição geralmente é feita por pulverizadores, sendo essencial a uniformidade do fluxo do fluido. Se a coluna for alta torna-se necessário dividir o leito em várias seções, inserindo-se no espaço vazio pratos de redistribuição do líquido (COULSON e RICHARDSON, 1965).

Na Figura 3 é apresentado um sistema de torres de recheio, onde os fluidos escoam em contracorrente.

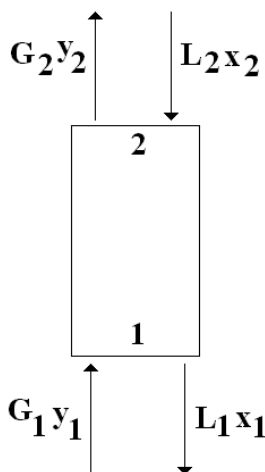


FIGURA 3: Esquema de uma torre de recheio com fluxo contracorrente.

De acordo com METCALF e EDDY (1981), a equação de balanço de material, em equilíbrio, estabelecida para torres de recheio está apresentada na Equação 5.

$$\frac{G}{L} = \frac{X_2 - X_1}{Y_2 - Y_1} \quad (5)$$

onde:

G : mol de gás injetado por unidade de tempo;

L : mol de líquido introduzido na torre por unidade de tempo;

Y_1 : concentração do soluto do gás na parte inferior da torre;

Y_2 : concentração do soluto do gás na parte superior da torre;

X_1 : concentração do líquido na parte inferior da torre;

X_2 : concentração do líquido na parte superior da torre.

Na Figura 4 apresenta-se a curva de equilíbrio do NH_3 em água, para distintas temperaturas a pressão atmosférica. A quantidade teórica de ar requerida por metro cúbico de lixiviado é calculado utilizando a Equação 5 e a Figura 4.

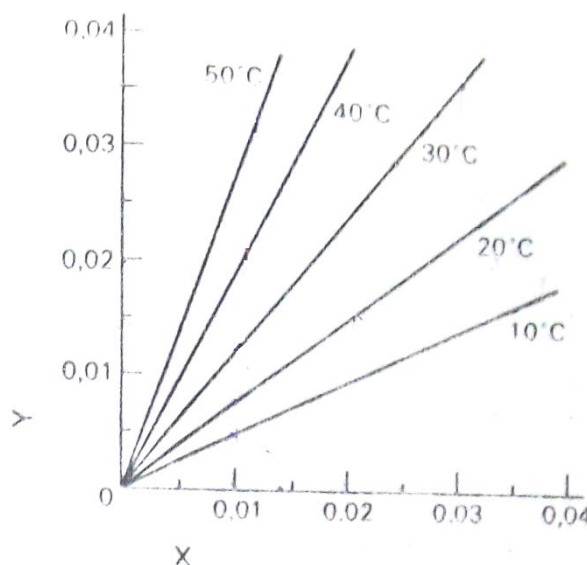


FIGURA 4: Curvas de equilíbrio do gás amônia.
Fonte: METCALF e EDDY 1981.

Considerando que o lixiviado e o ar (não contendo gás amônia) possuem entradas na parte inferior da torre, a Equação 5 poderá ser expressa da seguinte forma.

$$\frac{G}{L} = \frac{X_2}{Y_2} \quad (6)$$

Onde G/L é a relação entre o ar e o líquido requerido para arrastar o gás amônia do lixiviado. Seria necessária a quantidade mínima teórica de ar, se a amônia arrastada pelo ar, durante o processo de dessorção, estivesse em equilíbrio com a quantidade de gás amônia contido no lixiviado que estaria por entrar no sistema. O cálculo da relação ar-líquido (X/Y) mínima requerida a 20 °C para a dessorção com eficiência de 100%, pode ser determinado aplicando-se a equação 6 e Figura 2.

$$\frac{Y}{X} = \frac{\frac{\text{mol NH}_3}{\text{mol H}_2\text{O}}}{\frac{\text{mol NH}_3}{\text{mol ar}}} = \frac{0,02 \text{ mol ar}}{0,015 \text{ mol H}_2\text{O}} = 1,33 \text{ mol ar/mol H}_2\text{O}$$

Utilizando-se do valor da relação 1,33 mol ar/ mol H₂O, e transformando-se essa relação em volume, o valor encontrado é de 1655 m³ ar/ m³ H₂O.

3.7.1.1 Recheio das torres

De acordo com Foust et al. (1982), o material de recheio deve apresentar as seguintes características: grande área superficial molhada por unidade de volume do espaço recheado, de modo a apresentar uma área interfacial potencialmente grande para o contato entre as fases; grande volume de vazios, uma vez que possibilita o escoamento das fases através do recheio sem haver excessiva perda de pressão; boas características de molhabilidade; ser resistente à corrosão; baixa densidade volumar e baixo custo.

Segundo Coulson e Richardson (1965), existem dois tipos de recheios: sólidos quebrados e os enchimentos com forma definida (anéis, cilindros, cubos, esferas, entre outros). Os sólidos quebrados apresentam alta resistência à corrosão, baixo custo e são bastante fáceis de serem encontrados, porém, podem não alcançar a mesma eficiência que os enchimentos com forma definida, em relação ao fluxo de líquido e quanto à superfície específica disponível para a transferência de massa (PERRY e CHILTON, 1980).

Os recheios de formas definidas estão disponíveis numa grande variedade de materiais como: cerâmica, metais, vidro, plástico, carbono e borracha. O escoamento preferencial, isto é, a distribuição não uniforme de líquidos através da seção reta da coluna, com formação de canais, é menor neste tipo de recheio e sua resistência ao fluxo bem reduzida.

De acordo com Foust et al. (1982) e Zaiatet et al. (1998), a granulometria da partícula do recheio escolhido está diretamente relacionada com a resistência à transferência de massa. Quanto menor a partícula, maior será a velocidade de transferência de massa. A eficiência desta transferência está ligada à granulometria das partículas de recheio, pois, quanto menor o tamanho das partículas, maior a área de contato e maior será a velocidade de transferência de massa, como consequência, maior a eficiência do processo. Na verdade, a utilização de partículas muito pequenas pode resultar em altas perdas de carga no leito, podendo causar entupimento. Desta forma, deve-se adotar um tamanho de partícula ótimo que maximize a eficiência do sistema.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

4.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário utilizado para a realização da parte experimental da pesquisa foi coletado no aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa – PB, localizado no engenho Mussuré, a 5 Km da BR 101, no distrito industrial da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB e faz parte de um consórcio de desenvolvimento intermunicipal da região metropolitana, constituído pelas cidades de Bayeux, Cabedelo, Conde, Cruz do Espírito Santo, João Pessoa, Lucena e Santa Rita. Este aterro teve sua operação iniciada em 5 de agosto de 2003 e foi projetado com 24 células, visando vida útil de 21 anos.

O lixiviado foi coletado no poço de retenção de lixiviado “in natura”, gerado nas células do aterro e transportado em caminhão tanque para a EXTRABES, com frequência mensal, durante todo o período de realização da parte experimental do trabalho. Na EXTRABES o lixiviado foi armazenado em depósitos de fibra de vidro, com capacidade volumétrica de 7.000 Litros. Em seguida foi realizada a caracterização química do lixiviado, tendo em vista a necessidade de determinação das cargas a serem aplicadas às torres de recheio e nos demais reatores monitorados no mesmo período. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros químicos e físicos e os respectivos métodos analíticos aplicados para a

caracterização química do lixiviado a ser utilizado para o estudo do processo de dessorção em torres de recheio.

TABELA 3: Parâmetros de caracterização física e química do lixiviado.

PARÂMETRO	UNIDADE	FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES	MÉTODO ANALÍTICO
pH	-	Antes do ensaio	Potenciométrico
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Antes do ensaio	Titulação potenciométrica
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	Antes do ensaio	Titulação potenciométrica
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	Antes do ensaio	Micro Kjedhal
Nitrogênio Total Kjedhal	mgN.L ⁻¹	Antes do ensaio	Micro Kjedhal
DQO _{Total}	mgO ₂ .L ⁻¹	Antes do ensaio	Refluxação fechada
DQO _{Filtrada}	mgO ₂ .L ⁻¹	Antes do ensaio	Refluxação fechada
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	Antes do ensaio	Padrão modificado
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	Antes do ensaio	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	Antes do ensaio	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	Antes do ensaio	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	Antes do ensaio	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	Antes do ensaio	Gravimétrico
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	Antes do ensaio	Ácido Ascórbico
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	Antes do ensaio	Ácido Ascórbico após digestão com persulfato

4.3 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi dimensionado em escala piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno para armazenamento do lixiviado “*in natura*”; três torres de recheio, construídas de PVC com 150 mm de diâmetro e 1,2 m de altura, tendo capacidade volumétrica unitária de 20 litros; um compressor de ar e um reator para recepção do gás amônia liberado durante o processo de dessorção. O esquema de funcionamento das torres de recheio e recolhimento de amônia é mostrado na Figura 5.

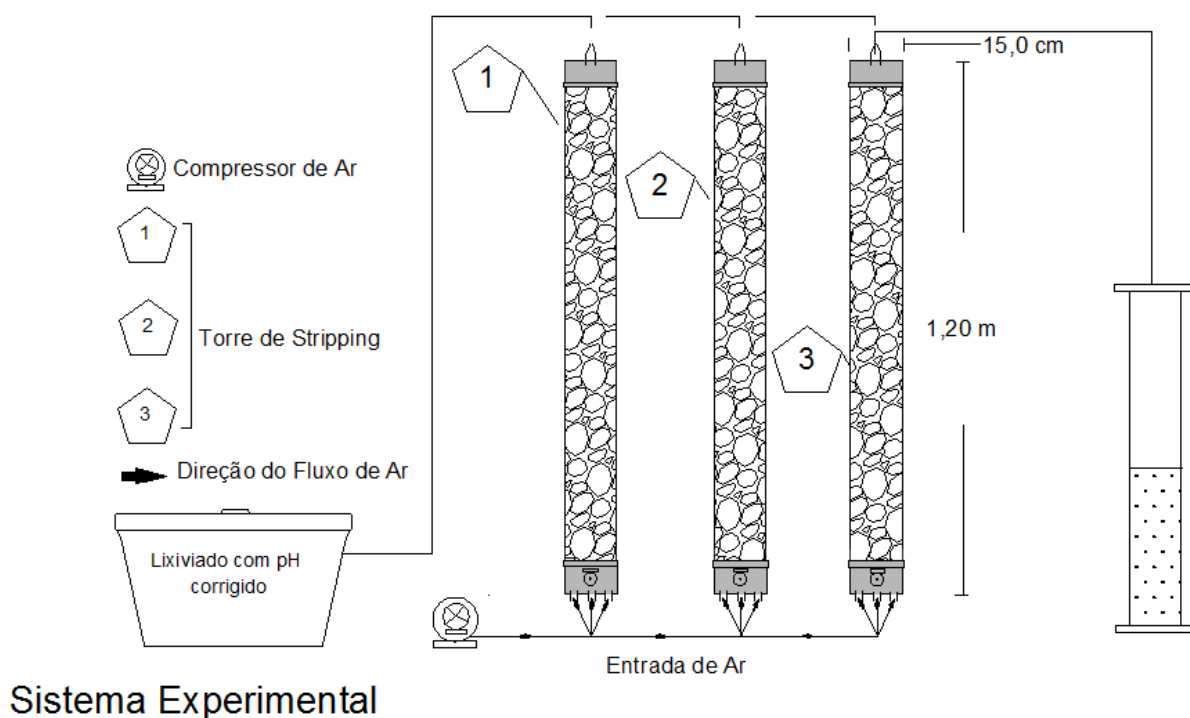


FIGURA 5: Desenho esquemático do sistema experimental.

Os experimentos foram realizados em regime de batelada. Em todas as bateladas foram introduzidos 5L de lixiviado em cada torre de recheio. Em sentido contrário ao deslocamento do líquido, o ar era injetado na parte inferior das torres, por meio de um compressor. À medida que o ar entrava em contato com o líquido, o gás amônia (NH_3) era arrastado para fora das torres juntamente com o ar, por meio

da saída superior. O efluente gasoso foi conduzido para o reator de recolhimento contendo solução de ácido bórico 2N.

Os experimentos foram realizados em nove fases distintas, onde foram relacionados três níveis de espaços vazios (determinados pelas granulometrias dos materiais de recheio) com a correção de três níveis de pH do lixiviado. O intuito foi avaliar a influência desses parâmetros na dessorção de amônia.

4.4 MATERIAL DE RECHEIO

Optou-se por utilizar brita no recheio das torres de dessorção, uma vez que a mesma apresenta todas as características citadas acima, além de ser um material de fácil acesso. Foram escolhidos três granulometrias diferentes de brita para o presente estudo (grande, intermediária e pequena).

A brita utilizada como material de recheio nas torres foi caracterizada de acordo com a norma da ABNT NBR 7211, por meio do método de peneiramento, apresentando granulometrias de nº 25, 19 e 12,5, possuindo espaço vazio de 50,3%, 48% e 45% respectivamente.

O método de peneiramento consiste em passar uma quantidade de material através de uma série de peneiras. Ao ser depositada a amostra na primeira peneira, certa quantidade poderá ficar retida, enquanto boa parte atravessa e se deposita na segunda peneira, a qual, por sua vez, poderá reter uma quantidade do material remanescente da primeira peneira, enquanto outra parte a atravessará para, a seguir, alimentar a terceira peneira e assim sucessivamente. Trata-se, portanto, de um processo do tipo “passa/não passa”, e as barreiras são constituídas pelos fios de malha (CREMASCO, 2012).

Cada ensaio foi realizado utilizando uma única granulometria de brita, como recheio, e o lixiviado com único pH por vez nas três torres. As mesmas funcionavam simultaneamente em sistema de triplicata. Para determinar o número de tratamentos a serem realizados, foi feito um planejamento experimental do tipo fatorial completo. Pelo fato de serem estudados três níveis de espaço vazio nas torres e três níveis de pH, nove diferentes condições de tratamento foram geradas. Considerando os

ensaios em triplicata, foram realizados 27 ensaios, conforme dados mostrados na Tabela 4.

TABELA 4: Parâmetros operacionais aplicados às torres de recheio.

PARÂMETROS/ TRATAMENTOS	pH	Φ (%)	V_B(L)	V_D(L)	V_L(L)	Q_{ar} (m³ar.L⁻¹ lixiviado)
P9B1	9	50,3	16	12,05	5	1,65
P10B1	10	50,3	16	12,05	5	1,65
P11B1	11	50,3	16	12,05	5	1,65
P9B2	9	48	16	11,68	5	1,65
P10B2	10	48	16	11,68	5	1,65
P11B2	11	48	16	11,68	5	1,65
P9B3	9	45	16	11,20	5	1,65
P10B3	10	45	16	11,20	5	1,65
P11B3	11	45	16	11,20	5	1,65

Φ : Espaço vazio da brita de recheio; V_B : Volume de brita; V_D : Volume disponível; V_L : Volume de lixiviado; Q_{ar} : Volume de ar teórico necessário para cada torre.

4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

As amostras do efluente líquido foram coletadas com frequência de vinte minutos para determinação dos parâmetros analíticos monitorados. Todos os indicadores químicos foram analisados de acordo com a metodologia preconizada pela American Public Health Association (APHA, 2005).

Os indicadores químicos analisados, os métodos analíticos, e as frequências são apresentados na Tabela 5.

TABELA 5: Indicadores, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem.

PARÂMETRO	UNIDADE	FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES	MÉTODO ANALÍTICO
pH	-	Cada 20 minutos	Potenciométrico
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	Cada 20 minutos	Micro Kjeldahl
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Cada 20 minutos	Titulação potenciométrica
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	Cada 20 minutos	Titulação potenciométrica
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	Fim do ensaio	Refluxação fechada
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	Fim do ensaio	Refluxação fechada

O processo iniciava-se com a correção do pH do lixiviado, com o uso de hidróxido de cálcio. Em seguida, as três torres contendo brita com a mesma granulometria, recebiam o lixiviado a temperatura ambiente. O gás amônia, juntamente com o ar que saía das torres, era conduzido até um reator de recolhimento para que o mesmo não fosse lançado na atmosfera.

O reator de recolhimento de amônia era formado por um recipiente de vidro com forma cilíndrica, contendo ácido bórico 2N e fechado com tampa, onde, a cada ensaio, era totalmente vedado com cola de silicone, a fim de evitar perda de gás. Ao entrar em contato com a solução ácida, o gás amônia era neutralizado formando aquamônia, substância que pode ser utilizada como fertilizante na agricultura. No reator de recolhimento foram usadas gotas de fenolftaleína para indicar a neutralização do gás amônia, uma vez que esse indicador torna a solução rosada quando o pH se encontra básico.

Na Figura 6 é mostrada a solução do reator de recolhimento após a neutralização da amônia. À medida que a solução mudava de coloração, de incolor para rosa, o compressor de ar era desligado para que a solução fosse substituída.



FIGURA 6: Solução do reator de recolhimento após a neutralização da amônia.

Após realização dos ensaios e suas respectivas repetições, o material de recheio das torres era descarregado e recarregado com brita de granulometria diferente, para realização do mesmo processo sob novas condições.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos, inicialmente, os resultados da caracterização do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB. Em seguida serão apresentados e discutidos os dados dos parâmetros operacionais aplicados às torres de recheio e os resultados referentes aos parâmetros monitorados no sistema experimental, bem como as análises estatísticas dos mesmos. Por último, será apresentada a estimativa de custo do processo de dessorção de amônia em lixiviado realizado em torres de recheio.

5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA - PB

O lixiviado de aterro sanitário utilizado no processo de dessorção de amônia foi caracterizado físico e quimicamente e os dados advindos desta caracterização são apresentados na Tabela 6.

A principal forma de nitrogênio encontrada no lixiviado do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB foi o nitrogênio amoniacal, correspondendo a 91%. Essa elevada concentração de N-NH_4^+ provou uma inviabilidade para aplicação de tratamentos biológicos, requerendo a aplicação de um processo físico, como por exemplo a dessorção de amônia, para redução desta concentração a um patamar que possa viabilizar um posterior tratamento biológico.

Ao analisar os dados da Tabela 6 observa-se que o lixiviado mostrou elevada concentração de matéria orgânica em função da $\text{DQO}_{\text{Total}}$, apresentando valor médio de 20.180 mg.L^{-1} . Tendo em vista que a parcela de DBO_5 corresponde a pouco mais de 36% da $\text{DQO}_{\text{Total}}$, caracteriza-se assim condições de baixa biodegradabilidade do lixiviado e, conseqüentemente, desfavorece a aplicação de tratamento biológico.

Estes argumentos justificam o baixo desempenho dos processos biológicos adotados para tratar o lixiviado de aterros sanitários em operação no Brasil.

A relação SSV/SSF representa a razão entre a fração orgânica e a fração inorgânica. A baixa relação SSV/SSF indica a predominância de substância inorgânica.

TABELA 6: Dados da caracterização química e física do lixiviado, *in natura*, do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB.

Parâmetros	Unidades	Valores médios	Valores mínimos	Valores máximos
pH	-	7,8	7,6	8,0
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	16.974	13.127	19.821
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	3.388,5	2.420	4.357
SSV/SST	mg.L ⁻¹	0,48	0,46	0,50
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	6.609,5	5.261	7.958
SSV/SSF	mg.L ⁻¹	0,98	0,86	1,1
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	518	474	562
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	20.180	18.513	21.847
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	11.783	10.392	13.174
DBO ₅	mg.L ⁻¹	7.295	6.583	8.006
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L ⁻¹	2.423	1.894	2.951
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	2.370	2.091	2.648
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	11	9,3	12,7
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	6	5,9	6,8

5.2 COMPORTAMENTOS TEMPORAIS DOS PARÂMETROS QUÍMICOS NO PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Neste item serão apresentados e discutidos os dados advindos do processo de monitoramento dos parâmetros de nitrogênio amoniacal, pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} dos diferentes ensaios realizados.

5.2.1 Efeito do pH no processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário

5.2.1.1 Ensaios realizados com brita nº 25

Na Figura 7 são apresentados os comportamentos das variações temporais de nitrogênio amoniacal e pH em função da granulometria da brita nº25 e dos três diferentes níveis de pH investigados.

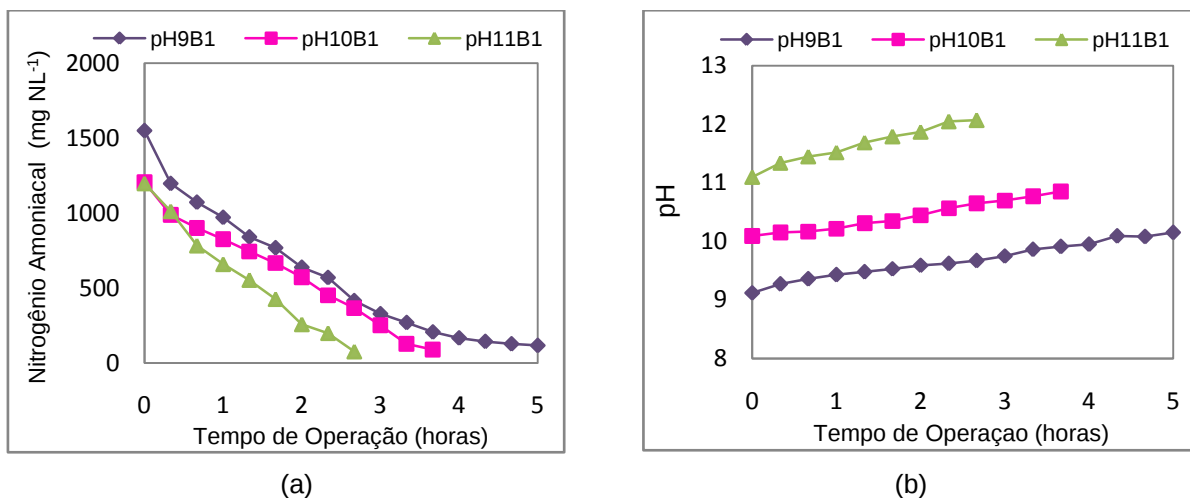


FIGURA 7: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH.

O principal problema do lixiviado é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal, a qual afeta a fauna e a flora dos corpos receptores aquáticos, além de inibir o metabolismo de microrganismos em processos biológicos. O processo de dessorção de amônia consiste na elevação do pH do lixiviado, fazendo com que a fração de íon amônio contido no nitrogênio amoniacal presente na massa líquida se converta em gás amônia e consequentemente sendo retirada do meio líquido. Analisando-se o comportamento da variação temporal apresentada na Figura 7 (a), observa-se que para os ensaios realizados com brita nº25, o pH que resultou na

maior média de remoção de nitrogênio amoniacal foi o pH 11, onde o valor médio inicial foi de 1198 mg.L^{-1} e após 2 horas e 40 minutos de aeração a concentração média de nitrogênio amoniacal foi reduzida para 76 mg.L^{-1} , apresentando eficiência de 93,6%. Já a eficiência dos ensaios realizados com lixiviado, tendo pH corrigido para 9 e 10, apresentaram respectivamente, eficiência de 92,3% e 92,5%. Apesar da diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal, esta ainda não satisfaz a condição de lançamento do lixiviado em um corpo aquático receptor, determinado pelo CONAMA 430/2011, sendo necessário um pós tratamento deste lixiviado.

Com relação ao comportamento do pH ao longo dos ensaios apresentados na Figura 7 (b), constata-se que à proporção em que a concentração de nitrogênio amoniacal foi reduzida, ocorreu-se elevação nos valores do pH em todos os ensaios, contrariando o equilíbrio químico entre NH_3 e NH_4^+ , mostrado na Equação 1. Ao contrário do ocorrido, o esperado seria o decréscimo nos valores de pH, porém, vários autores observaram a mesma situação em experimentos com remoção de amônia do lixiviado por dessorção (FERREIRA, et al., 2009; LEITE et al., 2009; SOUTO et al., 2009).

Este fato pode ser explicado devido ao processo de dessorção, uma vez que o mesmo também arrasta determinadas espécies químicas presentes na composição do lixiviado, fazendo com que haja aumento nos valores de pH.

Na Figura 8 são apresentados os comportamentos das variações temporais de alcalinidade total e ácidos graxos voláteis para os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio utilizado nas torres para o processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário sob condições de pH 9, 10 e 11.

As concentrações da alcalinidade total estão associadas à presença de carbonatos e bicarbonatos no lixiviado de aterro sanitário, compostos químicos que influenciam no pH do meio, e por consequentemente no processo de dessorção de amônia.

Ao analisar a Figura 8 (a), pode-se observar que há decaimento na concentração de alcalinidade total nos três tratamentos analisados. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1 foram: $23193,93 \text{ mg.L}^{-1}$, $23535,47 \text{ mg.L}^{-1}$ e $25210,97 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo reduzidas para $5427,2 \text{ mg.L}^{-1}$, $4742,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5600,3 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Esta redução deve-se ao processo de dessorção de amônia, uma vez que os íons amônio se convertem em gás amônia, passando a consumir alcalinidade presente no lixiviado.

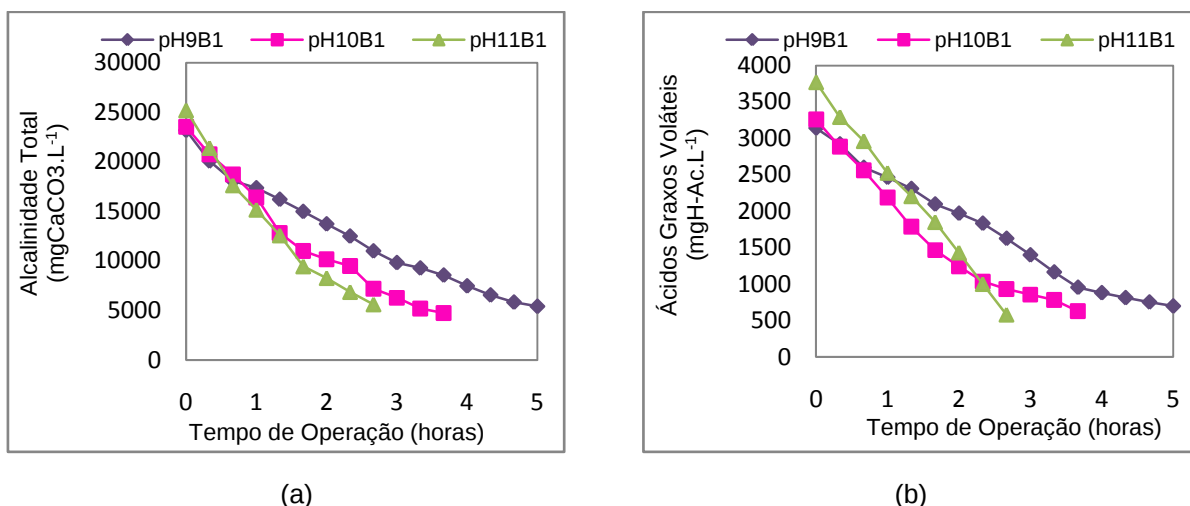


FIGURA 8: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis.

Conforme apresentado na Figura 8 (b), observa-se o decaimento na concentração dos ácidos graxos voláteis nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B1, pH10B1, pH11B1 foram: 3141 mg.L⁻¹, 3261 mg.L⁻¹ e 3772 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 701 mg.L⁻¹, 628 mg.L⁻¹ e 582 mg.L⁻¹ respectivamente. Esta redução da concentração inicial dos ácidos graxos voláteis deve-se ao arraste dos ácidos orgânicos, além do arraste de outras espécies químicas de características ácidas presentes no lixiviado.

Na Figura 9 são apresentados o comportamento das concentrações de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} para os ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio nas torres durante o processo de dessorção de amônia do lixiviado sob condições de pH 9, 10 e 11.

A concentração de DQO quantifica a matéria orgânica disponível no lixiviado de aterro sanitário que são passíveis de oxidação química.

Ao analisar a Figura 9 (a), observa-se o decréscimo na concentração de DQO_{Total} nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1 foram: 20349,67 mg.L⁻¹, 20998,67 mg.L⁻¹ e 18952,67 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 12819,59 mg.L⁻¹, 12393,05 mg.L⁻¹ e 12509,79 mg.L⁻¹ respectivamente. A remoção da concentração de DQO_{total} no tratamento pH9B1 foi de 37%, no tratamento pH10B1 de 41% e tratamento pH11B1 de 35%. Embora tenha ocorrido diminuição na concentração de DQO_{Total}, esta ainda encontra-se elevada, sendo necessário um pós tratamento deste lixiviado.

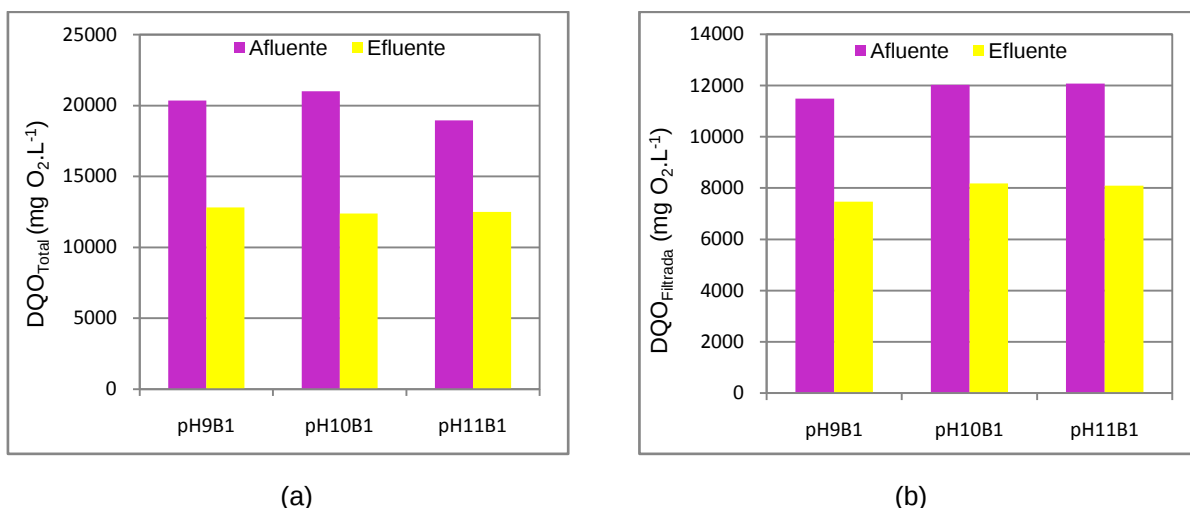


FIGURA 9: Comportamento da concentração: (a) da DQO_{Total} ; (b) da $DQO_{Filtrada}$ nos ensaios realizados com brita nº25 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11.

Comparando-se os resultados de DQO_{Total} desta pesquisa com o sistema de lodos ativados de Maringonga Jr. (2008), que apresentou remoção de 27% da DQO do lixiviado, para o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 dias, tem-se que o desempenho da torres de recheio foi mais eficaz.

De acordo com Aquino et al. (2006), os compostos inorgânicos reduzidos durante os ensaios influenciam nos valores de DQO. Ou seja, a remoção de DQO pode estar relacionada com a remoção de amônia. No entanto, é mais criterioso associar a remoção da matéria orgânica ao carbono orgânico total e volátil.

De acordo com a literatura consultada, a remoção de DQO neste tipo de experimento é, provavelmente, devido à precipitação da fração orgânica do lixiviado, juntamente com o carbonato de cálcio. Esta hipótese é muito mais aceita do que uma eventual remoção devido à atividade de microrganismos ou à remoção de amônia (BONMATÍ et al., 2003; CASTRILLÓN et al, 2010; OZTURK et al., 2003).

Analisando os dados apresentados na Figura 9 (b), verifica-se a redução na concentração média de $DQO_{Filtrada}$ nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1 foram: 11493,33 mg.L⁻¹, 12032,11 mg.L⁻¹ e 12075,67 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 7470,29 mg.L⁻¹, 8183,62 mg.L⁻¹ e 8090,70 mg.L⁻¹ respectivamente.

Assim, constata-se que o pH exerce influência direta no processo de dessorção de amônia. Nos tratamentos onde foram utilizados brita nº25 como material de recheio para as torres foi verificado que o aumento do pH afetou de

forma positiva a eficiência da dessorção de amônia, tanto no que diz respeito à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal quanto ao tempo de operação dos ensaios. A explicação para tal evento está no fato de que quanto maior o pH do lixiviado maior será a conversão de NH_4^+ em NH_3 , conforme explicado no subtítulo 3.4.

O mesmo comportamento foi observado por Leite et al. (2009), ao estudarem o efeito do pH no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio. Com o aumento do pH do lixiviado o período de operação foi reduzido de 4 horas para 2 horas e 30 minutos.

5.2.1.2 Ensaio realizados com brita nº19

Na Figura 10, são apresentados os comportamentos das variações temporais da concentração de nitrogênio amoniacal e pH para os ensaios realizados com brita Nº 19 como material de recheio, para o processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário sob condições de pH 9, 10 e 11.

De acordo com a Figura 10 (a) houve decréscimo da concentração inicial de nitrogênio amoniacal nos ensaios realizados com brita nº19. O pH que resultou em maior média de remoção de nitrogênio amoniacal foi o pH 11, apresentando 93,2 %, seguido do pH 10 com 93,1% e pH 9 com 93%.

A partir da Figura 10 (b), constata-se elevação nos valores do pH em todos os tratamentos ao longo dos ensaios. Este fato pode ser explicado devido a dessorção de amônia, uma vez que durante o processo também há arraste de outras espécies químicas presentes no lixiviado, fazendo com que haja aumento nos valores de pH. A elevação dos valores de pH também pode ser explicada pelo equilíbrio do sistema carbonato, conforme mostrado no item 5.2.1.1.

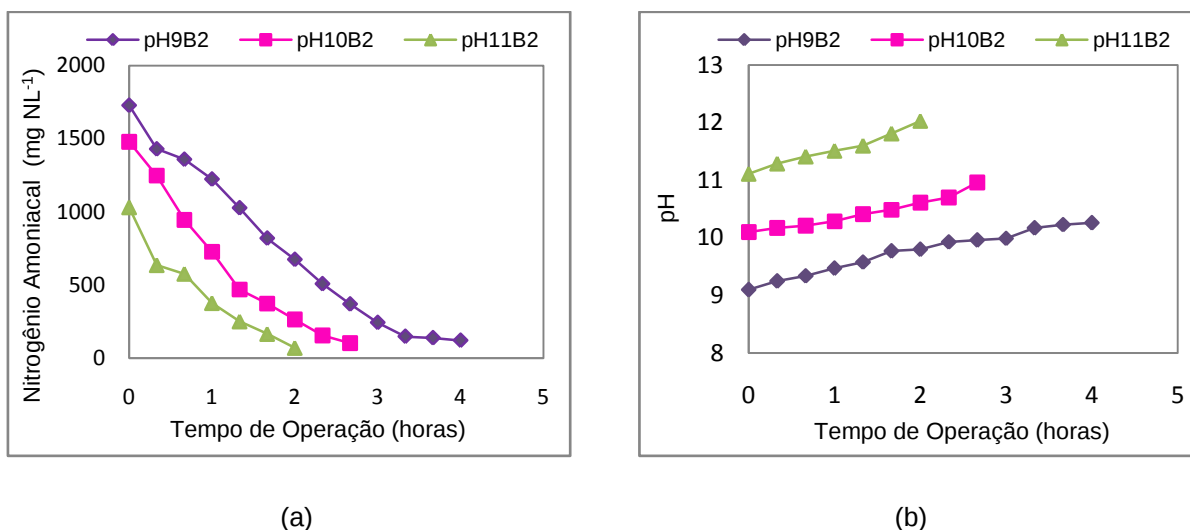


FIGURA 10: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH.

Na Figura 11, são apresentados os comportamentos das variações temporais da concentração de alcalinidade total e de ácidos graxos voláteis para os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio nas torres durante o processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário sob condições de pH 9, 10 e 11.

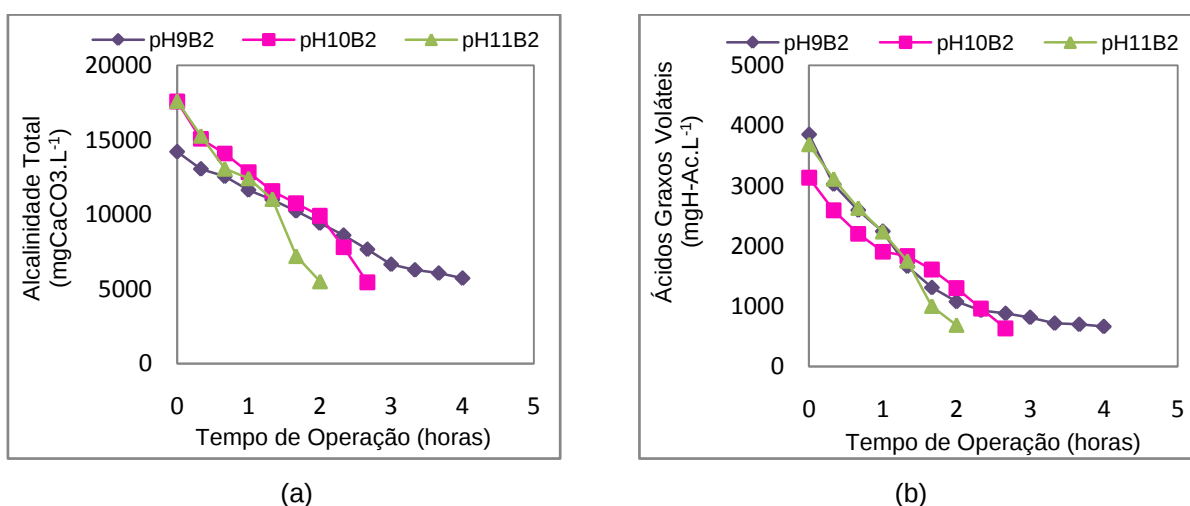


FIGURA 11: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis.

A volatilização da amônia durante o processo de dessorção é a justificativa para a redução considerável das concentrações médias de alcalinidade total conforme apresentado na Figura 11 (a). As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2 foram: $14213,2 \text{ mg.L}^{-1}$, $17583,87 \text{ mg.L}^{-1}$ e $17593,53 \text{ mg.L}^{-1}$ sendo reduzidas para $5722,9 \text{ mg.L}^{-1}$, $5448,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5510,4 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente.

Analisando-se a Figura 11 (b), constata-se o decréscimo nas concentrações dos ácidos graxos voláteis nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B2, pH10B2, pH11B2 foram: $3854,3 \text{ mg.L}^{-1}$, $3136,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e 3691 mg.L^{-1} , sendo reduzidas para $664,7 \text{ mg.L}^{-1}$, $635,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $688,6 \text{ mg.L}$ respectivamente. Esta diminuição das concentrações médias dos ácidos graxos voláteis deve-se a volatilização dos ácidos orgânicos e outras espécies químicas presentes no lixiviado, durante o processo de dessorção de amônia.

Na Figura 12 são apresentados os comportamentos das concentrações de $\text{DQO}_{\text{Total}}$ e $\text{DQO}_{\text{Filtrada}}$ para os ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio para as torres durante o processo de dessorção de amônia do lixiviado sob condições de pH 9, 10 e 11.

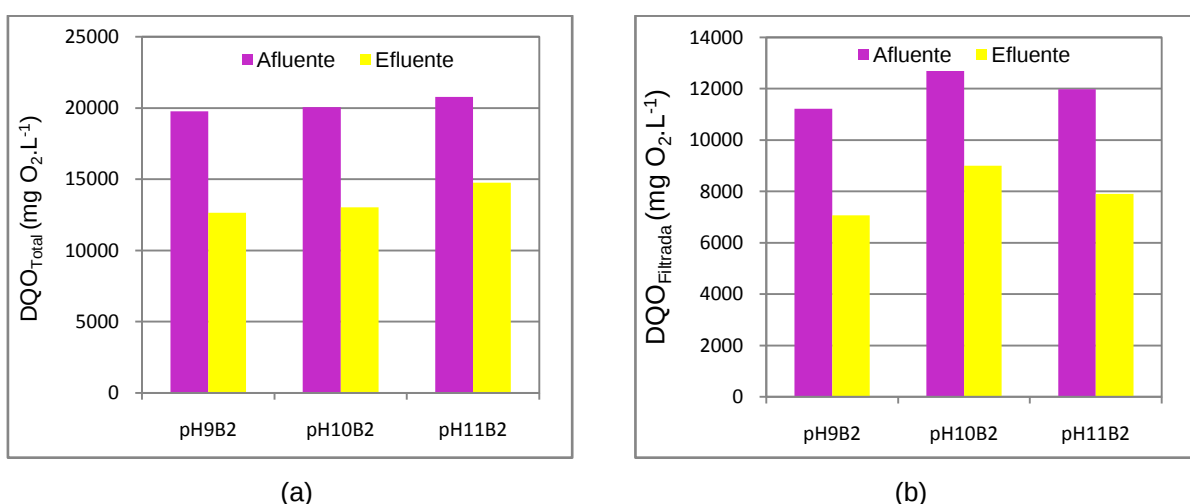


FIGURA 12: Comportamento da concentração: (a) da $\text{DQO}_{\text{Total}}$; (b) da $\text{DQO}_{\text{Filtrada}}$ nos ensaios realizados com brita nº19 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11.

Observa-se na Figura 12 (a) o decréscimo na concentração de $\text{DQO}_{\text{Total}}$ nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais para os

tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2 foram: 19772,67 mg.L⁻¹, 20056,67 mg.L⁻¹ e 20776 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 12653,66 mg.L⁻¹, 13036,78 mg.L⁻¹ e 14748,35 mg.L⁻¹ respectivamente.

Conforme apresentado na Figura 12 (b), observa-se que houve diminuição na concentração média de DQO_{Filtrada} nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1 foram: 11216 mg.L⁻¹, 12688,67 mg.L⁻¹ e 11977,33 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 7067,26 mg.L⁻¹, 9006,86 mg.L⁻¹ e 7905,04 mg.L⁻¹ respectivamente. Apresentando remoção média da DQO_{Filtrada} de 37% no tratamento pH9B2, 29% no tratamento pH10B2 e 34% no tratamento pH11B2.

Sendo assim, para os ensaios realizados com pH 9, pH 10 e pH 11 os tempos operacionais foram: 4 horas, 2 horas e 40 minutos e 2 horas respectivamente. Desta forma verifica-se novamente que o pH exerce influência no processo de dessorção de amônia, haja visto, que, os tratamentos onde foram utilizados brita nº19 como material de recheio para as torres obtiveram eficiência da dessorção de amônia diretamente proporcional ao aumento do pH.

5.2.1.3 Ensaios realizados com brita nº 12,5

Na Figura 13, são apresentados os comportamentos das variações temporais da concentração de nitrogênio amoniacal e pH para os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio utilizado nas torres utilizadas no processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário sob condições de pH 9, 10 e 11.

De acordo com a Figura 13 (a), verifica-se que, do mesmo modo que para os ensaios realizados com brita nº25 e nº19, o pH 11 também proporcionou maior média de remoção nas concentrações de nitrogênio amoniacal para os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio para as torres, apresentando valor médio inicial de 1075,3 mg.L⁻¹ e após 1 hora e 40 minutos de aeração, uma redução para 68,2 mg.L⁻¹, apresentando eficiência de 93,7%. Os ensaios realizados com o pH do lixiviado corrigido para 9 e 10 apresentaram eficiência de 93,5% e 93,6% respectivamente.

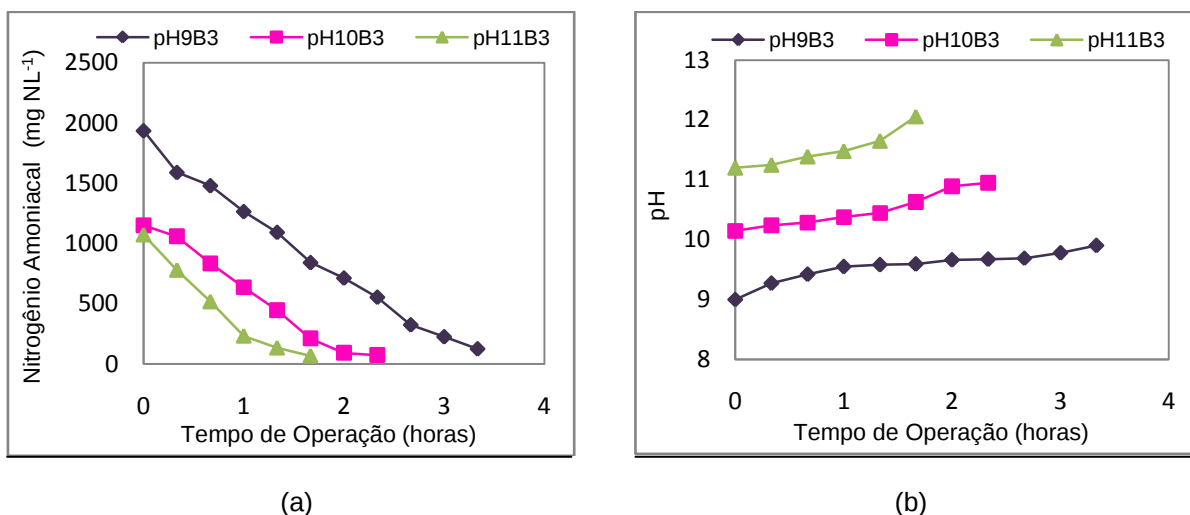


FIGURA 13: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da concentração de nitrogênio amoniacal; (b) do pH.

Para o comportamento do pH, Figura 13 (b), observa-se elevação nos seus valores em todos os tratamentos ao longo dos ensaios, do mesmo modo que foi observado para os ensaios realizados com brita nº25 e nº19. Este comportamento decorre ao processo de dessorção de amônia, uma vez que ao arrastar o gás amônia determinadas espécies químicas presentes na composição do lixiviado também são arrastadas, ocasionando aumento nos valores de pH.

Na Figura 14, são apresentados os comportamentos das variações temporais da concentração de alcalinidade total e de ácidos graxos voláteis para os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio para o processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário sob condições de pH 9, 10 e 11.

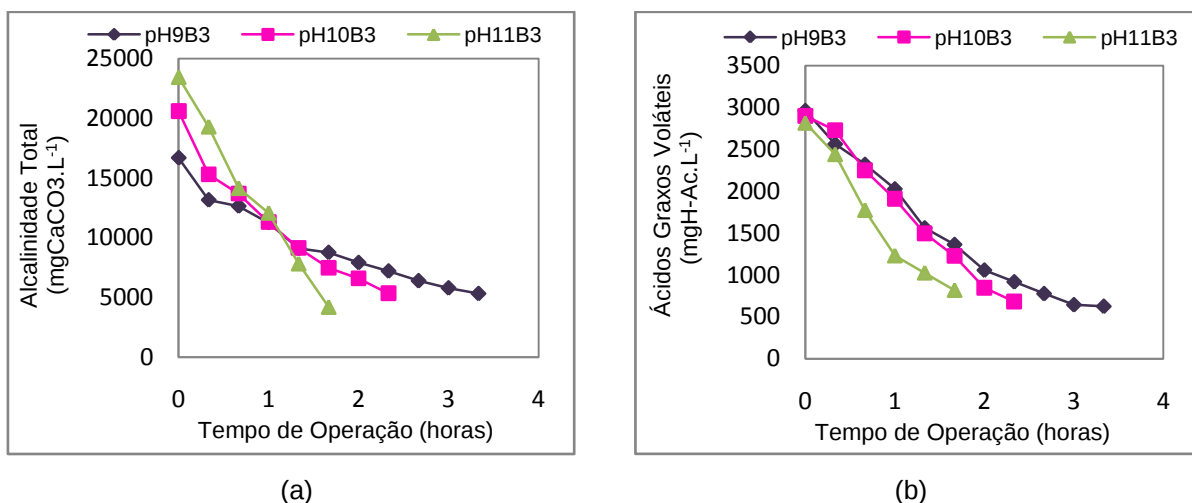


FIGURA 14: Influência do pH sob os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio quanto ao comportamento da variação temporal; (a) da alcalinidade total; (b) dos ácidos graxos voláteis.

A partir da Figura 14 (a), observa-se que há diminuição na concentração de alcalinidade total nos três tratamentos analisados. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3 foram: 16705,2mg.L⁻¹, 20599,57 mg.L⁻¹ e 23442,7 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 5344,077 mg.L⁻¹, 5350,2 mg.L⁻¹ e 4217,233 mg.L⁻¹ respectivamente. A justificativa para esta redução é a mesma explicada anteriormente para os ensaios onde foram utilizadas brita nº25 e nº19. Sendo o processo de dessorção de amônia o responsável pelo decréscimo destas concentrações uma vez que, os íons amônio se convertem em gás amônia passando a consumir alcalinidade.

Conforme apresentado na Figura 14 (b), constata-se o decaimento na concentração dos ácidos graxos voláteis nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais variaram de 2962 mg.L⁻¹ a 2813,6 mg.L⁻¹ e após o período de monitoramento, as concentrações residuais finais variaram de 818,7mg.L a 625 mg.L⁻¹. Esta redução da concentração de ácidos graxos voláteis deve-se ao arraste dos ácidos orgânicos e de outras espécies químicas de características ácidas presentes no lixiviado.

Na Figura 15, são apresentados os comportamentos das concentrações de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} para os ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio para o processo de dessorção de amônia do lixiviado sob condições de pH 9, 10 e 11.

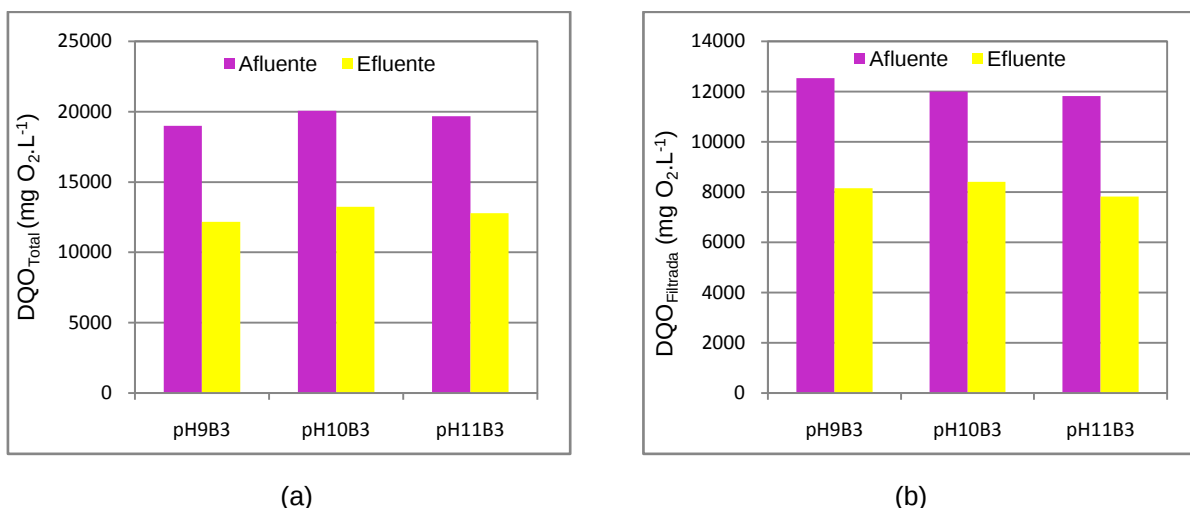


FIGURA 15: Comportamento da concentração: (a) da DQO_{Total}; (b) da DQO_{Filtrada} nos ensaios realizados com brita nº12,5 como material de recheio para as torres sob condições de pH 9,10 e 11.

Conforme mostrado na Figura 15 (a), houve decréscimo na concentração de DQO_{Total} nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3 foram: 19004,67 mg.L⁻¹, 20056 mg.L⁻¹ e 19684 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 12168,68 mg.L⁻¹, 13239,98 mg.L⁻¹ e 12779,4 mg.L⁻¹ respectivamente. A remoção da concentração de DQO_{total} no tratamento pH9B3 foi de 36%, pH10B3 de 33% e tratamento pH11B3 de 35%.

Analisando os resultados da Figura 15 (b), observa-se redução na concentração média de DQO_{Filtrada} nas três condições de pH estudadas. As concentrações médias iniciais nos tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3 foram: 12536,33 mg.L⁻¹, 12005,33 mg.L⁻¹ e 11817,33 mg.L⁻¹, sendo reduzidas para 8148,62 mg.L⁻¹, 8404,87 mg.L⁻¹ e 7827,53 mg.L⁻¹ respectivamente. A remoção média da concentração de DQO_{Total} no tratamento pH9B3 foi de 35%, tratamento pH10B3 de 30% e tratamento pH11B3 de 34%.

Independente dos mecanismos atuantes na remoção de DQO, o fato é que o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio reduziu a concentração de matéria orgânica. Isto seria mais um argumento favorável à utilização das torres de recheio no tratamento deste líquido.

Sendo assim, nos tratamentos onde foram utilizados brita nº12,5 como material de recheio para as torres, verifica-se que a elevação do pH aumentou a eficiência da dessorção de amônia, tanto no tempo de operação dos ensaios quanto à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal. Isto ocorre porque quanto maior o

pH da massa líquida maior será a conversão de NH_4^+ em NH_3 presente no lixiviado, conforme apresentado no subtítulo 3.4.

Embora todos os experimentos tenham apresentado grandes reduções da concentração de nitrogênio amoniacal, esta ainda encontra-se fora dos padrões de lançamento determinado pela Resolução do CONAMA 430/2011 (igual ou inferior a 20 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal), sendo necessário um pós tratamento deste efluente. Podendo ser um tratamento biológico, uma vez que, após o processo de dessorção de amônia realizada em torres de recheio, o lixiviado apresenta-se com menores concentrações de DQO e baixas concentrações de nitrogênio amoniacal.

5.2.2 Efeito da granulometria do material de recheio das torres no processo de dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário

Na Figura 16 é apresentado o comportamento da variação temporal de nitrogênio amoniacal para os ensaios realizados com correções de pH do lixiviado para 9, 10 e 11, onde foram utilizados brita nº25 nº19 e nº12,5 como material de recheio para o processo de dessorção de amônia do lixiviado.

Observa-se que nos ensaios realizados com brita de granulometria nº25 o tempo de operação para os tratamentos de pH 9, 10 e 11 foram: 5 horas, 3 horas e 40 minutos e 2 horas e 40 minutos, sendo reduzidos para 3 horas 20 minutos, 2 horas e 20 minutos e 1 hora e 40 minutos respectivamente, nos ensaios realizados com brita de granulometria nº12,5. A redução no tempo de operação dos ensaios deve-se a forte influência da granulometria do recheio das torres sob o processo de dessorção de amônia de lixiviado.

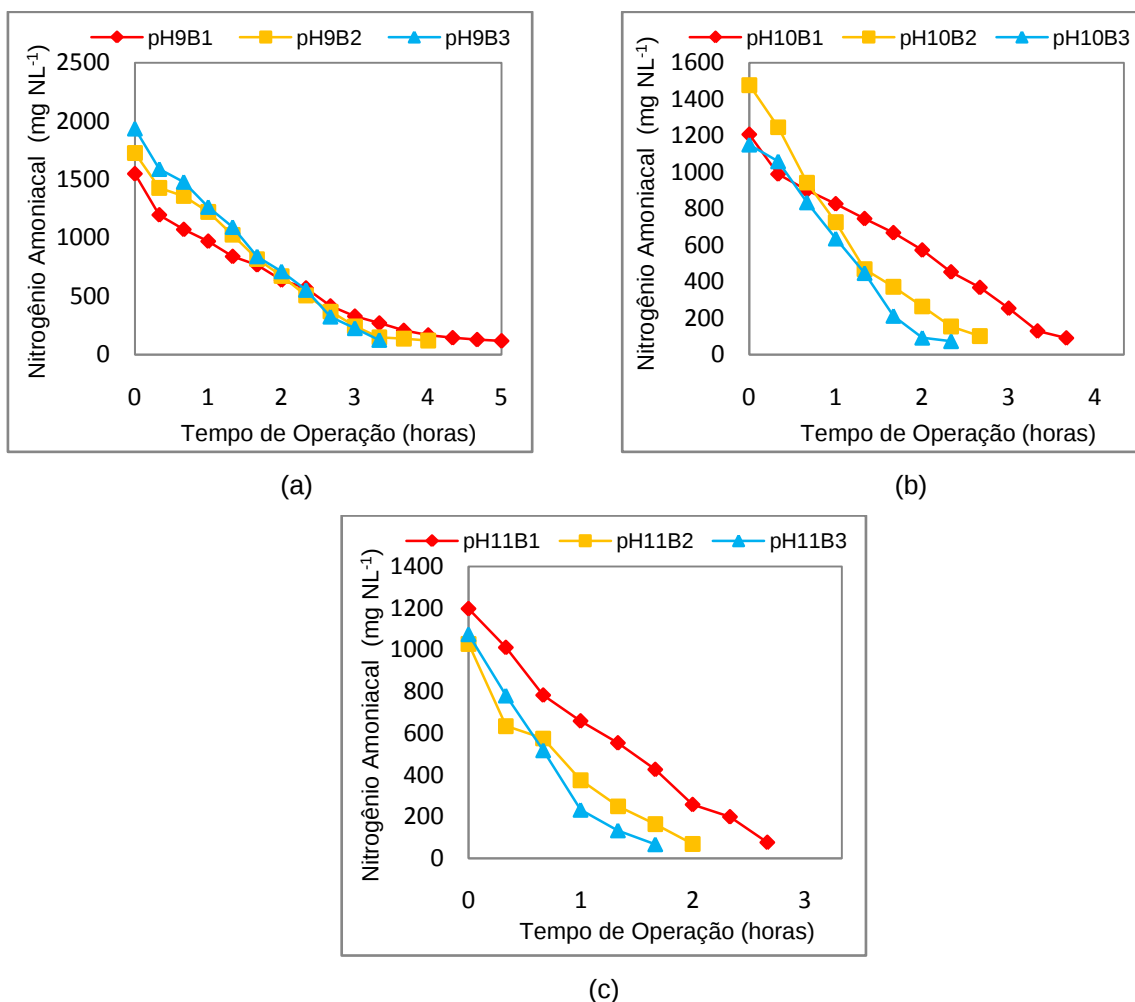


FIGURA 16: Influência da granulometria do material de recheio das torres quanto ao comportamento da variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal sob os ensaios realizados com correção de pH para: (a) pH 9; (b) pH 10; (c) pH 11.

O principal fator responsável por este acontecimento é a transferência de massa. Uma vez que, quanto menor a granulometria do material de recheio, maior a velocidade de transferência de massa e, conseqüentemente, menor o tempo de realização do ensaio, tornando maior a eficiência do processo (conforme explicado no item 3.7.1.1).

5.3 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Para a estimativa de custo para o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário realizado em torres de recheio, leva-se em consideração as despesas com o consumo das espécies químicas, hidróxido de cálcio, ácido clorídrico e energia elétrica na utilização do compressor de ar. Na tabela 7 são apresentados os dados relativos aos custos associados ao processo de dessorção de amônia realizado em torres de recheio.

TABELA 7: Dados relativos aos custos associados ao processo de dessorção de amônia realizado em torres de recheio.

Parâmetros	P9B1	P10B1	P11B1	P9B2	P10B2	P11B2	P9B3	P10B3	P11B3
Energia Elétrica (R\$/m ³ Lixiviado)	57,20	41,86	30,50	45,76	30,43	22,88	38,09	26,65	18,99
Concentração de cal (kg/m ³)	6,5	19,7	35	6,7	19,9	35,9	6,4	19,5	35,40
Concentração de HCl (mL/L)	2,9	7,0	11,4	2,9	7,4	10,7	3,2	7,3	10,70
R\$ Cal/m ³ lixiviado	3,25	9,85	17,50	3,35	9,95	17,95	3,20	9,75	17,70
R\$ Cal/m ³ lixiviado	2,20	126,00	205,20	52,20	133,20	192,60	57,60	131,40	192,60
Total (R\$/m ³ lixiviado)	112,65	177,71	253,20	101,31	173,58	233,43	98,89	167,80	229,20

Analisando-se os dados da Tabela 7, pode-se verificar que os custos operacionais são bastante elevados. Em especial, nos experimentos P11B1, P11B2 e P11B3, isto se deve ao uso de altas quantidades de HCl, substância ácida

utilizada para baixar o pH do efluente para 8 unidades, com o intuito de conduzi-lo a um tratamento posterior, para adequar o efluente às condições de lançamento exigidas pela resolução CONAMA 430/2011.

A quantidade de ácido clorídrico utilizado no fim de cada experimento (com a finalidade de baixar o pH para próximo de 7) foi o fator determinante para o alto custo operacional do processo. Observa-se que, independente da granulometria do recheio utilizado nas torres de dessorção de amônia durante os ensaios, houve elevação nos custos do processo de acordo com o aumento do pH. Por este motivo, os experimentos P9B1, P9B2 e P9B3 oferecem melhores condições econômicas, no entanto, não representam uma boa alternativa devido ao elevado tempo de operação.

Os experimentos P9B3, P10B3 e P11B3 apresentaram menores custos associados ao processo de dessorção de amônia quando comparados aos demais experimentos realizados sob as mesmas condições de pH e diferentes condições de granulometria. Isto ocorre devido ao decréscimo do tempo de operação dos ensaios que foram realizados com brita nº12,5 como material de recheio para as torres de dessorção. Uma vez que, quanto menor o tempo de operação, menor o consumo de energia elétrica.

Apesar dos elevados custos operacionais aqui relatados, Ozturk et al. (2003) mostraram que a dessorção de amônia foi o processo mais econômico quando comparado aos processos de remoção de amônia por meio da precipitação química e tecnologia de membranas.

5.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Neste item serão apresentados os resultados do tratamento estatístico dos dados, onde foi aplicada estatística descritiva. Utilizou-se o teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, com o intuito de avaliar se existe diferença significativa nos parâmetros analisados (nitrogênio amoniacal, pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO_{Total} e $DQO_{Filtrada}$) entre os tratamentos estudados.

5.4.1 Nitrogênio Amoniacal

Na Tabela 8 e no Apêndice A (Tabela 9, Tabela 10, Tabela 11, Tabela 12, Tabela 13 e Tabela 14) são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo dos ensaios dos tratamentos estudados.

TABELA 8: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1637638	8	204704,7	0,965629	0,468595	2,053428
Dentro dos grupos	17383266	82	211991,1			
Total	19020904	90				

Analisando os dados da Tabela 8 os resultados da concentração de nitrogênio amoniacal não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos analisados, uma vez que o F foi menor que o valor do F crítico.

5.4.2 Alcalinidade

Na Tabela 15 no Apêndice A (Tabela 16, Tabela 17, Tabela 18, Tabela 19, Tabela 20 e Tabela 21) são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para os valores da concentração da alcalinidade em todos os tratamentos estudados.

Analisando os dados da Tabela 15 os resultados da concentração de alcalinidade total não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, uma vez que o F foi menor que o valor do F crítico.

TABELA 15: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de alcalinidade no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1,84E+08	8	22967375	0,882301	0,53506	2,053428
Dentro dos grupos	2,13E+09	82	26031217			
Total	2,32E+09	90				

5.4.3 Ácidos Graxos Voláteis

Na Tabela 22 e Apêndice (Tabela 23, Tabela 24, Tabela 25, Tabela 26, Tabela 27, Tabela 28) são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de ácidos graxos voláteis dos tratamentos estudados.

TABELA 22: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4004578	8	500572,2	0,607095	0,769427	2,053428
Dentro dos grupos	67611985	82	824536,4			
Total	71616563	90				

Analisando os dados da Tabela 22 os resultados da concentração de alcalinidade total não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, uma vez que o F foi menor que o valor do F crítico.

5.4.4 DQO_{Total}

Na Tabela 29 e Apêndice (Tabela 30, Tabela 31, Tabela 32, Tabela 33, Tabela 34 e Tabela 35) são apresentados os resultados do teste de variância

ANOVA, no nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de DQO_{Total} dos tratamentos estudados.

TABELA 29: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6428723	8	803590,4	0,032185	0,999972	3,229583
Dentro dos grupos	2,25E+08	9	24967966			
Total	2,31E+08	17				

Analisando os dados da Tabela 29 os resultados da concentração de DQO_{Total} não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, uma vez que o F foi menor que o valor do F crítico.

5.4.5 DQO_{Filtrada}

Na Tabela 36 e Apêndice (Tabela 37, Tabela 38, Tabela 39, Tabela 40, Tabela 41 e Tabela 42) são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de DQO_{Filtrada} dos tratamentos estudados.

TABELA 36: Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de DQO_{Filtrada} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio nos tratamentos estudados.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3873668	8	484208,6	0,061223	0,999692	3,229583
Dentro dos grupos	71180069	9	7908897			
Total	75053738	17				

Analizando os dados da Tabela 36 os resultados da concentração de $DQO_{Filtrada}$ não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, uma vez que o F foi menor que o valor do F crítico.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no processo dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário realizado em torres de recheio, conclui-se que:

- O lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB apresenta-se com baixo potencial de degradação biológica.
- O processo de dessorção de amônia em torres de recheio constitui-se de alternativa eficiente para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, favorecendo a remoção de elevada concentração de nitrogênio amoniacal durante baixo tempo de operação. Obtendo remoção de nitrogênio amoniacal superior a 92% para todos os tratamentos realizados.
- O tempo de operação dos tratamentos variou de 1 hora e 40 minutos a 5 horas. Portanto, como os custos inerentes ao processo de aeração são diretamente proporcionais ao tempo de operação, quanto mais elevado o pH menor os custos com aeração, porém maior são os custos com as espécies alcalinizantes.
- A análise estatística dos dados apontou que não há diferença significativa relacionada à concentração final de nitrogênio amoniacal no efluente dos tratamentos estudados, mostrando que a eficiência do tratamento P11B3 está relacionada apenas à redução do tempo necessário para remoção de amônia. Os responsáveis por essa redução foram a granulometria do recheio e pH do lixiviado, confirmando a influência desses parâmetros sob o processo de dessorção de amônia.
- Estima-se que o custo operacional do processo de dessorção de amônia em torres de recheio no lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB sob as mesmas condições do tratamento P11B3 (que apresentou maior eficiência) é de R\$ 229,20 por 1m³ de lixiviado.

- O efluente produzido pelas torres de recheio apresentou baixa concentração de nitrogênio amoniacal e menor concentração de DQO. Essas características favorecem um posterior tratamento biológico do lixiviado, visando o cumprimento das condições padrões exigidas pelo CONAMA 430/2011.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; GUO, J. S.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S.; **Review on Landfill Leachate Treatments**. American Journal of Applied Sciences, v. 6, n. 4, p.672-684, 2009.
- ALCARDE, J. C.; GUIDOLIN, J. A.; LOPES, S. A. **Adubos e a eficiência das adubações**. 3 ed. São Paulo, p. 43, 1998.
- AMORIM, A. K. B.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; MOREIRA, F. A.; MORAVIA, W. G.; MORETTO, M. R. D.; SILVA, F. M. S.; LINS, E. A. M. **Tratamento Físico-químico de Lixiviados: Estudos em Escala de Bancada com Precipitação Química, Coagulação/Floculação, Adsorção com Carvão Ativado e Reagente de Fenton**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.
- AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. **Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de afluentes anaeróbios**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 4, p. 295-304, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil – 2012**. São Paulo: ABRELPE, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8419**. Rio de Janeiro, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Resíduos sólidos - classificação - NBR-10004**. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Agregados para concreto - Especificação – NBR – 7211**. Rio de Janeiro, 2005.
- ATMACA, E. **Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method**. Journal of Hazardous Materials, v. 163, n. 1, p. 109-114, 2009.
- AZIZ, H.A.; ADLAN, M.N.; ZAHAR, M.S.M.; ALIAS, S. **Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone**. Waste Management Research, v.22, p. 371, 2004.
- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESS/USP, p. 120, 1999.

BOARETTO, A. E.; CRUZ, A. P.; LUZ, P. H. C. **Adubo líquido: produção e uso no Brasil**. São Paulo: Fundação Cargill, p. 100-101, 1991.

BOER, E. D.; JEDRCZAK, A.; KOWALSKI, Z.; KULCZYCKA, J.; SZPADT, R. **A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland**. Waste Management, v. 30, n. 3, p. 369-377, 2010.

BONMATÍ, A.; FLOTATS, X. **Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pré-or post- treatment to mesophilic anaerobic digestion**. Waste Management, v. 25, p. 261-273, 2003.

CABEZA, A.; URTIAGA, A.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. **Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation**. Journal of Hazardous Material, v. 144, n. 3, p. 715-719, 2007.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives**. Chemosphere. v. 59, n. 6, p. 819-829, 2005.

CAMPOS, D. C.; LEITE V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. **Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reatores de Fluxo Pistonado**. Tecno-lógica, Santa Cruz do Sul, v. 14, p. 52-60, 2010.

CASSINI, S.T.; VAZOLLER, R.F.; PINTO, M.T. Introdução. In: **Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CASTRILLÓN, L.; NAVA, F.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. **Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate**. Waste Management, v. 30, n. 2, p. 228-235, 2010.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **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**. Resolução 430, de 13 de maio de 2011.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2008.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Z. **Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. 178, n. 1-3, p. 298-305, 2010.

COULSON, J. M.; RICHARDSON, J. F. **Tecnologia química**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, v.2, 1981.

CREMASCO, M.A. **Operações Unitárias em Sistemas Particulados e Fluidomecânicos**. Ed: Blucher, São Paulo, p. 142, 2012.

DEGERMENCI N.; ATA O. N.; YILDIZ E. **Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor**. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, v. 18, p. 399–404, 2012.

DI IACONI, C.; PAGANO, M.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. **Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate**. Bioresource Technology, v. 101, n. 6, p. 1732-1736, 2010.

FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; MOREIRA, J. C.; ARIAS, A. R. L.; BILLA, D. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico pelo processo de lodos ativados**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25, 2009, Recife. **Anais...** Recife: ABES, 2009.

FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERSEN, L. B. **Princípios das Operações Unitárias**. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, p. 338, 1982.

GOMIDE, R. **Operações Unitárias. Operações de transferência de massa**. São Paulo, v.4, p. 435, 1987.

GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIUA, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P.; **Treatment of landfill leachate usig a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process**. Journal of Hazardous Materials, v. 178, p. 699-705, 2010.

KIM, D.; RYU, H. D.; KIM, M. S.; KIM, J.; LEE, S. I. **Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. 146, n. 1-2, p. 81-85, 2007.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 2006.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord), PROSAB 5, vol 3. – Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, p. 27 – 56, 2009.

LEI, X.; SUGIURA, N.; FENG, C.; MAEKAWA, T.; **Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification**. Journal of Hazardous Materials, v.145, p. 391-397.

LEITE, V. D.; LUNA, M. L. D.; BENTO, E. R.; LOPES, W. S.; SILVA, R. R. F. **Estudo do pH e nitrogênio amoniaco no processo de stripping de amônia**. In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG, 2007.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do Processo de Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, p. 60 – 96, 2009.

LI, X.Z.; ZHAO, Q.L.; HAO, X.D. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation**. Waste Management, v.19, p. 409-415, 1999.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. **Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil**. Waste Management, v. 31, n. 5, p. 966-977, 2011.

MARINGONGA Jr., A. **Remoção de nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos empregando sistema de lodos ativados, composto por reator anóxico e aeróbio em série**. Dissertação (mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificação e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina. p. 136. 2008.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A.; **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates**. Chemosphere. v.46, p. 851 – 858, 2002.

MÁXIMO, V.A.; CASTILHOS JR., A.B. **Estudo do tratamento por coagulação-floculação de lixiviados gerados em aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. In: 24º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, Belo Horizonte-MG, 2007.

MEULENBELT, J. **Ammonia**. Medicine, v. 35, n. 11, p. 583-584, 2007.

METCALF & EDDY. **Tratamiento y Depuracion de Las Aguas Residuales**. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 1981.

METCALF & EDDY. **Waste engineering: Treatment and reuse**. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

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 – Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, p. 207, 2005.

OLIVEIRA, S. DE & PASQUAL, A. **Monitoramento do Lixiviado de Aterro Sanitário**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMECCYANGIN, C. **Advanced physico-chemical treatment experience on young municipal landfill leachates**. Waste Management, v. 23, p. 441 - 446, 2003.

PERRY, R. H.; CHILTON, C. H. **Manual de engenharia química**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1980.

PI, K.W.; LI, Z.; WAN, D.J.; GAO, L.X. **Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process**. Process safety and environmental protection, v.87, p. 191 – 196, 2009.

QUAN, X.; WANG, F.; ZHAO, Q.; ZHAO, T.; XIANG, J. **Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor**. Journal of Hazardous Materials, v. 170, n.2-3, p. 983-988, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMMA, R.; ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment**. Desalination, v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008.

SAWYER, N.A.; CHAMBERS, S.M.; CAIRNEY, J.W.G. **Utilisation of inorganic and organic phosphorus sources by isolates of *Amanita muscaria* and *Amanita* species native to temperate eastern Australia**. Australian Journal of Botany, v.51, p.151-158, 2003.

SINGH, S. K.; TOWNSEND, T. G.; MAZYCK, D.; BOYER, T. H. **Equilibrium and intra-particle diffusion of stabilized landfill leachate onto micro- and mesoporous activated carbon**. Water Research n. 46, p. 491–499, 2012.

SÍR, M.; PODHOLA, M.; PATOCKA, T.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOCUREK, P.; KUBAL, M.; KURAS, M. **The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials. v. 207–208, p. 86–90, 2012.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.

SOUTO, G. D. B. ; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG, 2007.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

VEIGA, A.A., CARDILLO, L., YOKOYAMA, L., CAMPOS, J.C. **Remoção de amônia em chorume por arraste de ar**. In: VII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza-CE, 2006.

ZAIAT, M., PASSIG, F.H., FORESTI, E. **Aplicação de reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o tratamento de esgoto doméstico** – Parte 2: Partida e avaliação preliminar do modelo utilizado para projeto. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA E AMBIENTAL, Lima. Resumos... 1998.

ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. **Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation**. Journal of Hazardous Materials, v. 166, p. 911-915, 2009.

APÊNDICE A

TABELA 9: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	66396,19	8	8299,523	0,051719	0,999928	2,03045
Dentro dos grupos	16368361	102	160474,1			
Total	16434757	110				

TABELA 10: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1389868	8	173733,5	0,714577	0,677939	2,059472
Dentro dos grupos	18963959	78	243127,7			
Total	20353826	86				

TABELA 11: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3128446	8	391055,8	1,514411	0,169204	2,08213
Dentro dos grupos	17042713	66	258222,9			
Total	20171159	74				

TABELA 12: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH9B2 e pH9B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2329384	8	291173	1,050455	0,403159	2,02286
Dentro dos grupos	30767823	111	277187,6			
Total	33097206	119				

TABELA 13: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	130087,6	8	16260,94	0,09208	0,999354	2,059472
Dentro dos grupos	13774524	78	176596,5			
Total	13904611	86				

TABELA 14: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	282054,5	8	35256,81	0,256571	0,977082	2,105599
Dentro dos grupos	7832686	57	137415,5			
Total	8114741	65				

TABELA 16: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	39749568	8	4968696	0,135061	0,997485	2,030451
Dentro dos grupos	3,75E+09	102	36788500			
Total	3,79E+09	110				

TABELA 17: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1,15E+08	8	14368227	1,153979	0,337751	2,059472
Dentro dos grupos	9,71E+08	78	12451025			
Total	1,09E+09	86				

TABELA 18: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,08E+08	8	26021304	1,009233	0,437815	2,08213
Dentro dos grupos	1,7E+09	66	25783249			
Total	1,91E+09	74				

TABELA 19: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,77E+08	8	34563531	1,913978	0,06473	2,02286
Dentro dos grupos	2E+09	111	18058476			
Total	2,28E+09	119				

TABELA 20: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	23941534	8	2992692	0,105424	0,99894	2,059472
Dentro dos grupos	2,21E+09	78	28387141			
Total	2,24E+09	86				

TABELA 21: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	63372803	8	7921600	0,204626	0,988923	2,105599
Dentro dos grupos	2,21E+09	57	38712519			
Total	2,27E+09	65				

TABELA 23: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6120382	8	765047,7	0,935504	0,490852	2,030451
Dentro dos grupos	83414743	102	817791,6			
Total	89535125	110				

TABELA 24: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6465356	8	808169,5	0,820926	0,58654	2,059472
Dentro dos grupos	76787917	78	984460,5			
Total	83253273	86				

TABELA 25: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1186375	8	148296,9	0,219165	0,986344	2,08213
Dentro dos grupos	44658574	66	676645,1			
Total	45844949	74				

TABELA 26: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2369059	8	296132,3	0,364455	0,937146	2,02286
Dentro dos grupos	90191339	111	812534,6			
Total	92560397	119				

TABELA 27: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1312582	8	164072,7	0,2284	0,984614	2,059472
Dentro dos grupos	56031863	78	718357,2			
Total	57344445	86				

TABELA 28: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4008429	8	501053,7	0,487057	0,860395	2,105599
Dentro dos grupos	58638033	57	1028737			
Total	62646462	65				

TABELA 30: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	5034071	8	629258,8	0,021902	0,999994	3,229583
Dentro dos grupos	2,59E+08	9	28730909			
Total	2,64E+08	17				

TABELA 31: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2.

Fonte da variação	SQ	Gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	13332920	8	1666615	0,073188	0,999412	3,229583
Dentro dos grupos	2,05E+08	9	22771676			
Total	2,18E+08	17				

TABELA 32: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6936667	8	867083,4	0,03679	0,999954	3,229583
Dentro dos grupos	2,12E+08	9	23568594			
Total	2,19E+08	17				

TABELA 33: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	5201350	8	650168,8	0,025293	0,999989	3,229583
Dentro dos grupos	2,31E+08	9	25705414			
Total	2,37E+08	17				

TABELA 34: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	7163954	8	895494,2	0,031603	0,999974	3,229583
Dentro dos grupos	2,55E+08	9	28336085			
Total	2,62E+08	17				

TABELA 35: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Total} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	14745967	8	1843246	0,08765	0,998885	3,229583
Dentro dos grupos	1,89E+08	9	21029681			
Total	2,04E+08	17				

TABELA 37: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH10B1 e pH11B1.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4160807	8	520100,9	0,066466	0,999585	3,229583
Dentro dos grupos	70425979	9	7825109			
Total	74586786	17				

TABELA 38: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B2, pH10B2 e pH11B2.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	12327115	8	1540889	0,194695	0,984604	3,229583
Dentro dos grupos	71229315	9	7914368			
Total	83556430	17				

TABELA 39: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B3, pH10B3 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1982789	8	247848,6	0,030831	0,999976	3,229583
Dentro dos grupos	72349498	9	8038833			
Total	74332287	17				

TABELA 40: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de $DQO_{Filtrada}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH9B1, pH9B2 e pH9B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	8052805	8	1006601	0,114448	0,997203	3,229583
Dentro dos grupos	79157543	9	8795283			
Total	87210348	17				

TABELA 41: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Filtrada} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH10B1, pH10B2 e pH10B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3018345	8	377293,1	0,054718	0,999796	3,229583
Dentro dos grupos	62057418	9	6895269			
Total	65075763	17				

TABELA 42: Teste de variância ANOVA aplicado a concentração de DQO_{Filtrada} no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio para os tratamentos pH11B1, pH11B2 e pH11B3.

Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3017173	8	377146,6	0,046632	0,999887	3,229583
Dentro dos grupos	72789830	9	8087759			
Total	75807003	17				