

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Heloísa Alves Pereira dos Santos

**RECUPERAÇÃO DA AMÔNIA REMOVIDA POR PROCESSO
DE AIR STRIPPING APLICADO AO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO: ESTUDO EM ESCALA
PILOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.

Florianópolis
2011

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

S237r Santos, Heloísa Alves Pereira dos
Recuperação da amônia removida por processo de air
stripping aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro
sanitário [dissertação] : estudo em escala piloto / Heloísa
Alves Pereira dos Santos ; orientador, Armando Borges de
Castilhos Júnior. - Florianópolis, SC, 2011.
119 p.: il., grafs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia ambiental. 2. Aterro sanitário. 3. Líquido
percolado. 4. Amônia. I. Castilhos Junior, Armando Borges de.
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4

**“RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA REMOVIDA POR PROCESSO DE AIR STRIPPING
APLICADO AO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO”**

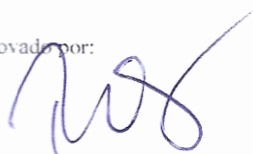
HELOÍSA ALVES PEREIRA DOS SANTOS

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

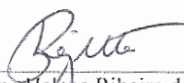
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:



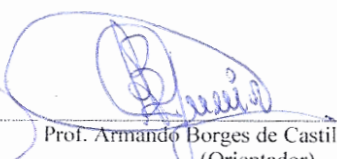
Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



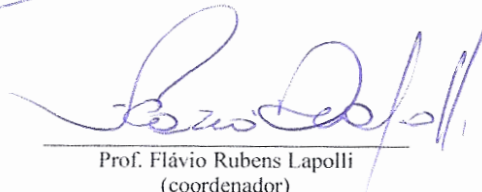
Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.



Prof. João Alberto Ferreira, Dr.



Prof. Armando Borges de Castilhos Júnior, Dr.
(Orientador)



Prof. Flávio Rubens Lapolli
(coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
JUNHO/2011

*À memória do meu pai Luiz
Eduardo, por ser eternamente
uma fonte de amor e
inspiração.*

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi possível graças à ajuda imprescindível de algumas pessoas e Instituições que gostaria de agradecer:

Ao Professor Armando Borges de Castilhos Jr. por ter me orientado nesta pesquisa e pela oportunidade de convivência;

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), que proporcionaram infra-estrutura no decorrer desta pesquisa;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro através da concessão de bolsa durante o Mestrado.

Aos Professores João Alberto Ferreira, da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), Paulo Belli Filho e Rejane Helena Ribeiro da Costa, da UFSC, por aceitarem compor minha banca e contribuir com meu trabalho;

Ao Professor Judandyr Povinelli e à doutoranda Fernanda Ferraz, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (USP) pelas contribuições para a concepção do piloto usado neste estudo.

À Professora Juacyara C. Campo, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), pela companhia na visita ao Aterro Metropolitano Cidade Gramacho e bibliografias.

Aos amigos do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO), em especial: Iracema, Elivete, Débora, Kalil, Fernando e Naiara.

Ao Téc. Edevaldo, do Laboratório de Ciências Térmicas (LabTermo), pela construção do aparato experimental e excelentes dicas.

Ao aluno Tiago Espíndola, do curso de Eng. Sanitária e Ambiental (ENS) da UFSC, pelo auxílio na realização dos ensaios experimentais.

À minha mãe, Fátima, pelo amor e carinho e por cuidar tão bem da minha filha enquanto estive na UFSC.

Aos meus irmãos Gabriel, Renata e Gustavo, e ao Guilherme pelo amor, pela força e o companheirismo.

À toda minha família pelo apoio nesta caminhada.

E à minha filha, Eduarda, por seu carinho, sempre!

Muito obrigada!

“Tente mover o mundo – o primeiro passo será mover a si mesmo.”

Platão

RESUMO

Altas concentrações de nitrogênio amoniacal presente nos lixiviados de aterro sanitário podem causar impactos ambientais e à saúde pública. O objetivo deste trabalho foi a remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário pelo processo de *air stripping* (arraste com ar) e sua recuperação através de absorção em solução ácida. Para isso foi utilizada uma torre de PVC com 150 mm de diâmetro e 1,95 m de altura útil recheada com anéis tipo “raschig” de 5 cm de comprimento e 2,5 cm de diâmetro. As vazões de lixiviado testadas foram de 9, 18, 20 e 40 L/h, e as vazões de ar foram de 1.800 e 3.600 L/h. As relações entre vazão de ar e vazão de lixiviado foram de 200, 90 e 45. Também foram testados alguns produtos químicos para promover a alcalinização do lixiviado antes do processo de *air stripping*: hidróxido de cálcio padrão analítico; cal hidratada comercial tipo CHIII e hidróxido de sódio padrão analítico. Para recuperar a amônia foram usados 3 frascos lavadores, de vidro, contendo 2,5 L de solução de ácido fosfórico, com concentrações de 0,12 e 0,24 mol/L. Para as condições avaliadas neste trabalho, foram necessários de 9 a 21 m³ ar para cada grama de nitrogênio amoniacal removido. Os resultados mostraram que é possível remover todo o nitrogênio amoniacal do lixiviado usando *air stripping*. Além disso, a amônia pode ser recuperada em até 92% utilizando ácido fosfórico, gerando-se assim o fosfato de amônio.

Palavras-chave: Aterro Sanitário; Tratamento de Lixiviado; *Air Stripping*; Recuperação de Amônia

ABSTRACT

The high concentrations of ammoniacal nitrogen from landfill leachate may cause impacts on the environment and public health. The aims of this work were the ammonia removal from leachate by air stripping process and ammonia recovery by neutralization in acid solution. In this work, to ammonia removal it was used a PVC tower of 150 mm diameter and 1.95 m height packed with “raschig” rings of 5 cm length and 2,5 cm diameter. The leachate flows used were 9, 18, 20 and 40 L/h, and air flows were 1,800 and 3,600 L/h. The flows relations used were 200, 90 and 45 (air/leachate). Calcium carbonate (standard grade), commercial hydrated lime and sodium hidroxid (standard grade) were used for pH adjustments. To ammonia recover was used three flasks with 2.5 L of phosphoric acid solution of 0.12 and 0.24 mol/L. For the evaluated conditions, were necessary from 9 to 21 m³ air/g N-NH₃ removed. The results showed the possibility to remove completely the ammoniacal nitrogen from landfill leachate using air stripping. The ammonia recovery was about 92% using phosphoric acid solution, producing the ammonium fosfate.

Keywords: Landfill; Leachate Treatment; Air Stripping; Ammonia Recovery

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 Destinação final dos RSU no Brasil, em relação ao número de unidades de destino, em percentual. | 18 |
| Figura 2 Destinação final dos RSU, em relação ao peso coletado e/ou recebido por unidades de destino final..... | 19 |
| Figura 3 Impactos ambientais oriundos de um aterro sanitário de RSU. | 25 |
| Figura 4 Proporção entre a amônia livre e o íon amônio em função do pH do meio em temperatura de 25°C e $pK_{aN} = 9,25$ | 32 |
| Figura 5 Variação da constante de Henry para a amônia em função da temperatura. | 33 |
| Figura 6 Direção e sentido dos escoamentos de ar e líquido mais praticados nos sistemas de arraste. | 38 |
| Figura 7 Exemplos de tanques (a) e torres (b) de <i>air stripping</i> | 39 |
| Figura 8 Funcionamento de uma torre de <i>air stripping</i> | 40 |
| Figura 9 Sistema de tratamento por <i>air stripping</i> em sistema fechado. | 42 |
| Figura 10 Consumo, importação, produção e exportação de produtos da indústria de base de fertilizantes, em 1000 t de N. | 44 |
| Figura 11 Rota de produção dos fertilizantes nitrogenados. | 44 |
| Figura 12 Esquema do tratamento por <i>air stripping</i> e absorção de amônia. | 50 |
| Figura 13 Instalações da torre recheada aerada estudada neste trabalho. | 51 |
| Figura 14 Fundo e entrada de ar lateral da torre de <i>air stripping</i> | 52 |
| Figura 15 Parte superior da torre com detalhes do sistema de distribuição do lixiviado e saída do gás amônia. | 53 |
| Figura 16 Anéis tipo “raschig” usados para recheiar a torre de <i>air stripping</i> | 54 |
| Figura 17 Sistema de absorção de amônia constituído por frascos lavadores. | 55 |
| Figura 18 Fluxograma das etapas experimentais aplicadas a este estudo. | 58 |
| Figura 19 Ensaio de alcalinização. | 59 |
| Figura 20 Precipitação do lixiviado alcalinizado em cone Imhoff. | 60 |
| Figura 21 Mudança no diâmetro da mangueira de saída do lixiviado da torre para o recipiente de armazenamento. | 62 |

| | |
|--|----|
| Figura 22 Aspecto do lixiviado bruto (a) e dos sobrenadantes após a alcalinização com adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A (b), Cal Hidratada Comercial (c) e NaOH P.A (d) | 69 |
| Figura 23 Lodo gerado na alcalinização de lixiviado com adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A (a), Cal Hidratada Comercial (b) e NaOH P.A (c), após 48 horas em estufa a 105°C | 69 |
| Figura 24 Comportamento do pH e da concentração de N-NH_3 ($Q_{\text{AR}} = 3.600$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 18$ L/h; t=tempo em dias; sem alcalinização)..... | 70 |
| Figura 25 Comportamento do pH e da concentração de N-NH_3 ($Q_{\text{AR}} = 1.800$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 9$ L/h; t=tempo em dias; sem alcalinização). | 72 |
| Figura 26 Relação entre condutividade e concentração de N-NH_3 (PE1 e PE3)..... | 73 |
| Figura 27 Comportamento da concentração de DQO (PE1 e PE3) ao longo do tempo..... | 74 |
| Figura 28 Comportamento das concentrações de N-NH_3 e NTK ($Q_{\text{AR}} = 1.800$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 20$ L/h; sem alcalinização, com absorção em solução a $0,12$ mol/L H_3PO_4). | 75 |
| Figura 29 Relação entre condutividade e concentração de N-NH_3 (E1). | 76 |
| Figura 30 Comportamento das concentrações de N-NH_3 e NTK ($Q_{\text{AR}} = 1.800$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 20$ L/h; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a $0,12$ mol/L H_3PO_4)..... | 78 |
| Figura 31 Comportamento da concentração de N-NH_3 e do pH ($Q_{\text{AR}} = 1.800$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 20$ L/h; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a $0,24$ mol/L H_3PO_4)..... | 81 |
| Figura 32 Relação entre condutividade e concentração de N-NH_3 (E4). | 82 |
| Figura 33 Comportamento da concentração de N-NH_3 e do pH ($Q_{\text{AR}} = 1.800$ L/h; $Q_{\text{LIX}} = 40$ L/h; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a $0,24$ mol/L H_3PO_4)..... | 84 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 Composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros..... | 30 |
| Tabela 2 Resumo das propriedades gerais da amônia..... | 31 |
| Tabela 3 Proporção mínima exigida para a comercialização de MAP e DAP | 45 |
| Tabela 4 Principais características físico-químicas do lixiviado do Aterro Sanitário localizado em Biguaçu/SC..... | 49 |
| Tabela 5 Parâmetros operacionais aplicados nos pré-ensaios..... | 61 |
| Tabela 6 Parâmetros operacionais aplicados nos ensaios da etapa 3..... | 63 |
| Tabela 7 Parâmetros físico-químicos analisados e métodos utilizados..... | 64 |
| Tabela 8 Caracterização físico-química das amostras de lixiviado bruto..... | 66 |
| Tabela 9 Desempenho dos reagentes alcalinizantes..... | 67 |
| Tabela 10 Eficiência na remoção de parâmetros físicos em tratamento com $Q_{AR}/Q_{LIX} = 200$, sem alcalinização..... | 71 |
| Tabela 11 Recuperação de NH_3 nos experimentos E2 (0,12 mol/L) e E4 (0,24 mol/L)..... | 83 |
| Tabela 12 Características dos experimentos utilizando sistema de tratamento por <i>air stripping</i> com recuperação de amônia..... | 86 |
| Tabela 13 Custos associados à etapa de alcalinização prévia..... | 88 |
| Tabela 14 Custos associados ao consumo de energia pelos equipamentos elétricos (bomba e compressor)..... | 89 |
| Tabela 15 Custos atribuídos aa absorção de amônia em solução de ácido fosfórico e “lucro” associado à possível comercialização do sub-produto MAP..... | 90 |
| Tabela 16 Custos totais do tratamento por <i>air stripping</i> e absorção de amônia com ácido fosfórico, para as condições operacionais avaliadas nos experimentos realizados..... | 91 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|-----------|---|
| ANDA | Associação Nacional para Difusão de Adubos |
| ANEEL | Agência Nacional de Energia Elétrica |
| ATSDR | Agency for Toxic Substances and Disease Registry |
| CNPq | Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico |
| CONAMA | Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| d | Densidade |
| DAP | Fosfato de Diamônio |
| E | Evapotranspiração |
| EPA | Environmental Protection Agency |
| ENS | Engenharia Sanitária e Ambiental |
| FEEMA | Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| GL | Geração de Lixiviado |
| LABTERMO | Laboratório de Ciências Térmicas |
| LARESO | Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos |
| LIMA | Laboratório Integrado de Meio Ambiente |
| M | Molaridade |
| MAP | Fosfato de Monoamônio |
| MME | Ministério de Minas e Energia |
| PAM | Fosfato de Amônio e Magnésio Hexahidratado |
| pK_{aN} | Constante de Dissociação |
| PNSB | Pesquisa Nacional de Saneamento Básico |
| PEAD | Polietileno de Alta Densidade |
| PNRS | Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| PPGEA | Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental |
| PVC | Policloreto de Vinila |
| Q_{AR} | Vazão de Ar |
| Q_{LIX} | Vazão de Lixiviado |
| R | Escoamento Superficial |
| RSU | Resíduos Sólidos Urbanos |
| SMEWW | Standard Methods for Examination of Water and Wastewater |
| UFRJ | Universidade Federal do Rio de Janeiro |
| UFSC | Universidade Federal de Santa Catarina |
| UERJ | Universidade Estadual do Rio de Janeiro |
| U.S.EPA | United States Environment Protection Agency |
| USP | Universidade de São Paulo |
| W_D | Contribuição de Água devido à Decomposição dos Resíduos |
| W_{GW} | Infiltração da base |
| W_{IR} | Entrada de Irrigação ou Recirculação |

| | |
|--------------|--|
| W_P | Entrada devido à Precipitação |
| W_{SR} | Entrada de água pluvial de fora do aterro |
| ΔS_R | Varição da umidade armazenada nos resíduos sólidos |
| ΔS_S | Varição da umidade armazenada no solo de cobertura |
| £ | Título |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| RESUMO | 8 |
| ABSTRACT | 9 |
| LISTA DE FIGURAS | 10 |
| LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS | 13 |
| 1. INTRODUÇÃO | 18 |
| 1.1. Apresentação do Tema | 18 |
| 1.2. Justificativa e Importância do Trabalho | 22 |
| 1.3. Objetivos | 23 |
| 1.3.1. <i>Objetivo Geral</i> | 23 |
| 1.3.2. <i>Objetivos Específicos</i> | 23 |
| 1.4. Limitações do Trabalho | 23 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 24 |
| 2.1. Aterro Sanitário | 24 |
| 2.2. Lixiviados de Aterros Sanitários | 26 |
| 2.2.1. <i>Definição</i> | 26 |
| 2.2.2. <i>Mecanismos de formação e características gerais</i> | 26 |
| 2.2.3. <i>Amônia em Lixiviados de Aterros Sanitários</i> | 30 |
| 2.2.4. <i>Principais efeitos da amônia sobre a saúde humana e o meio ambiente</i> | 33 |
| 2.3. Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários | 34 |
| 2.3.1. <i>Precipitação química</i> | 36 |
| 2.3.2. <i>Air stripping de amônia ou arraste de amônia com ar</i> | 37 |
| 2.3.2.1. <i>Conceito de air stripping ou arraste de amônia com ar</i> | 37 |
| 2.3.2.2. <i>Classificação dos sistemas de arraste</i> | 38 |
| 2.3.2.3. <i>Torres de air stripping</i> | 39 |
| 2.3.3. <i>Recuperação da amônia removida no processo de air stripping</i> | 41 |
| 2.3.3.1. <i>Fertilizantes à base de Nitrogênio e Fósforo</i> | 43 |
| 2.3.4. <i>Principais resultados de estudos científicos envolvendo air stripping e recuperação de amônia</i> | 45 |

| | |
|---|-----------|
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 48 |
| 3.1. Origem, Coleta e Preservação das Amostras de Lixiviado...48 | |
| 3.2. Air Stripping e Recuperação de Amônia.....49 | |
| 3.2.1. <i>Concepção, construção e operação da torre recheada aerada</i> | 50 |
| 3.2.2. <i>Concepção, construção e operação do sistema de absorção de amônia</i> | 54 |
| 3.2.3. <i>Etapas experimentais</i> | 57 |
| 3.2.3.1. <i>Etapa 1: Ensaios de alcalinização</i> | 59 |
| 3.2.3.2. <i>Etapa 2: Pré-ensaios para definição das melhores condições de operação do sistema de tratamento</i> | 60 |
| 3.2.3.3. <i>Etapa 3: Ensaios de air stripping e recuperação de amônia</i> | 62 |
| 3.2.4. <i>Monitoramento</i> | 64 |
| 3.2.5. <i>Análise de custos operacionais</i> | 65 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 66 |
| 4.1. Caracterização Físico-Química do Lixiviado.....66 | |
| 4.2. Etapa 1: Ensaios de Alcalinização.....67 | |
| 4.3. Etapa 2: Avaliação da torre de air stripping sem absorção de amônia e definição das condições operacionais para o sistema de absorção de amônia.....69 | |
| 4.3.1. <i>Pré-ensaio 1: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 3.600$ L/h; $Q_{LIX} = 18$ L/h) e sem recuperação de amônia</i> | 69 |
| 4.3.2. <i>Pré-ensaio 2: Adequação da vazão de ar ao sistema de absorção de amônia</i> | 71 |
| 4.3.3. <i>Pré-ensaio 3: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 9$ L/h) e sem recuperação de amônia</i> | 72 |
| 4.4. Etapa 3: Avaliação do sistema air stripping + absorção de amônia em diferentes condições operacionais.....74 | |
| 4.4.1. <i>Ensaio 1: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)</i> | 75 |
| 4.4.1.1. <i>Desempenho na absorção de amônia em solução de ácido fosfórico ($c=0,12$ mol/L)</i> | 76 |

| | |
|--|------------|
| 4.4.2. Ensaio 2: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)..... | 77 |
| 4.4.2.1. Desempenho na absorção da amônia em solução de ácido fosfórico ($c=0,12$ mol/L), em menor tempo e maior concentração inicial de N-NH ₃ no lixiviado..... | 79 |
| 4.4.3. Ensaio 3: Operação de torre de air stripping, alcalinização com NaOH P.A, com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)..... | 79 |
| 4.4.4. Ensaio 4: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,24$ mol/L)..... | 80 |
| 4.4.4.1. Desempenho na absorção de amônia em solução mais concentrada de ácido fosfórico ($c=0,24$ mol/L)..... | 82 |
| 4.4.5. Ensaio 5: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 40$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,24$ mol/L)..... | 84 |
| 4.5. Considerações gerais sobre o desempenho do sistema de tratamento por air strpping com recuperação de amônia..... | 85 |
| 4.6. Análise de custos operacionais..... | 88 |
| 5. CONCLUSÕES..... | 92 |
| 6. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS..... | 94 |
| 7. REFERÊNCIAS..... | 95 |
| APÊNDICES..... | 102 |

1. INTRODUÇÃO

1.1. Apresentação do Tema

A instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), sancionada pela Lei Federal Nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010 representou um avanço importante para a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil. A responsabilidade sobre a produção, destinação e disposição final ambientalmente adequada passa a ser compartilhada entre o poder público e a sociedade. Com a nova lei em vigor, no planejamento das ações de gestão e gerenciamento dos resíduos, será considerada prioridade a não geração, redução, reutilização e reciclagem.

Neste sentido, os aterros sanitários do futuro receberão volumes menores e menos variados de resíduos. Apesar deste contexto positivo, a busca por soluções para o tratamento dos lixiviados gerados nos aterros é um grande desafio. De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico PNSB 2008 (IBGE, 2010) observou-se uma pequena evolução nos últimos 20 anos na forma de disposição dos resíduos no solo (Figura 1).

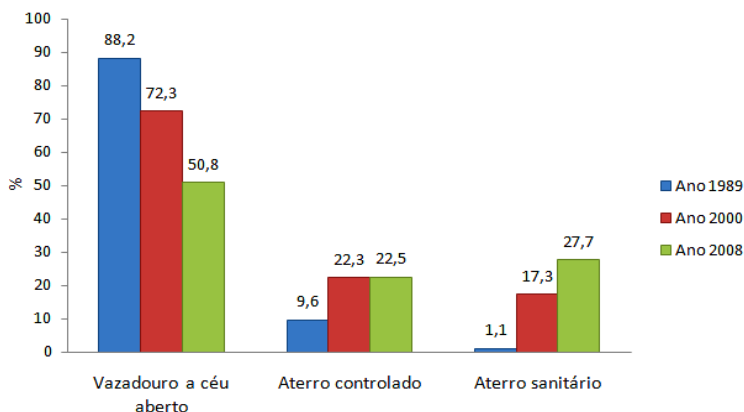


Figura 1 Destinação final dos RSU no Brasil, em relação ao número de unidades de destino, em percentual.

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Apesar do avanço, a disposição de resíduos no solo continua sendo realizada de maneira inadequada na maioria dos municípios brasileiros, com mais da metade destes municípios utilizando vazadouros a céu aberto como sistema de disposição final.

Outra maneira de contabilizar os dados é considerar a massa de resíduos disposta em aterros sanitários. A mesma pesquisa aponta que das 260.000 toneladas de RSU geradas diariamente, aproximadamente 65% são encaminhadas para aterros sanitários (Figura 2).

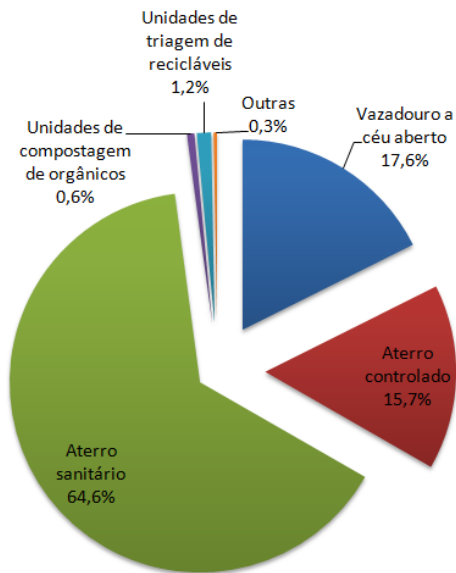


Figura 2 Destinação final dos RSU, em relação ao peso coletado e/ou recebido por unidades de destino final.

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Os aterros sanitários têm sido considerados como a alternativa de disposição final para os RSU mais viável do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, considerando as características do Brasil. Seu processo construtivo permite o controle dos dois principais impactos ambientais associados à degradação dos resíduos sólidos: a geração de gases e de lixiviados.

Os gases podem ser drenados para a queima ou aproveitamento energético, já que são compostos em grande parte por metano. No que se refere ao lixiviado, resultante da ação microbiológica de degradação da matéria orgânica e da precipitação de águas pluviais, pode apresentar grande complexidade e heterogeneidade de suas características e de volumes gerados, e conseqüentemente, tornar igualmente complexo seu tratamento.

Os lixiviados constituem uma das fontes de poluição mais comprometedoras na qualidade de águas subterrâneas e superficiais, na proximidade dos aterros sanitários. Além de conter compostos orgânicos e inorgânicos encontrados com frequência em efluentes domésticos, os lixiviados de aterros sanitários também podem apresentar pequenas concentrações de substâncias tóxicas provenientes de alguns resíduos que são domésticos, mas apresentam características de corrosividade, inflamabilidade e toxicidade como pilhas e baterias, remédios vencidos, esmaltes, tintas, solventes e muitos outros.

Segundo o Diagnóstico de Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos de 2007 (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2009) em 55% dos municípios brasileiros não há impermeabilização de base, com manta sintética, das superfícies onde são dispostos os resíduos sólidos, inclusive alguns aterros sanitários. Este dado é bastante preocupante, pois alerta para a infiltração deste tipo de efluente no solo, podendo atingir lençóis freáticos. De uma forma ou de outra, os corpos hídricos são sempre receptores dos lixiviados gerados em aterros sanitários, quando ainda não tratado e infiltrado, ou depois de tratado.

O tratamento busca remover deste tipo de efluente uma série de substâncias com as mais variadas características e composições, sendo que uma das maiores preocupações é em relação ao nitrogênio amoniacal, observado com facilidade em concentrações próximas a 2 g/L. Efluentes com altas concentrações de nitrogênio amoniacal quando descartados em corpos d'água podem estimular o crescimento de algas, promoverem a diminuição do oxigênio dissolvido, além de serem tóxicos à biota aquática devido à presença da amônia, mesmo em baixas concentrações.

A Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) estabelece um limite de amônia de 0,02 mg/L em corpos hídricos para a proteção da vida aquática (EPA, 2009). No Brasil, os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos são estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 397/08 e 430/11, onde a concentração máxima de nitrogênio amoniacal é de 20 mg/L. Padrões de lançamento mais restritivos existem em alguns Estados, como é o caso do Rio de Janeiro, cujo limite de amônia no lançamento de efluentes líquidos é de 5 mg/L (FEEMA, 1986). Algumas tecnologias são aplicadas no tratamento de lixiviados com o objetivo de remover o nitrogênio amoniacal, entre elas a cloração e a troca iônica.

Em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odores e toxicidade às bactérias decompositoras (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003). O processo de arraste de amônia com ar ou *air stripping* de amônia tem sido estudado e aplicado como pré-tratamento de lixiviados com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e tem-se obtido eficiências comumente superiores a 90% de remoção (MARTTINEN *et al.*, 2002). O *air stripping* é um processo físico-químico onde ocorre a transferência da amônia da fase líquida, ou seja, do lixiviado, para a fase gasosa, o ar de arraste. Esta tecnologia já é aplicada em diferentes áreas, principalmente na indústria química, inclusive na remoção de gás sulfídrico e gás carbônico.

Qasim e Chiang (1994) apontam como vantagens deste método sua capacidade razoável de se adaptar a variações nas características e vazões do afluente, e por isso, adequado ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários. Porém, uma desvantagem deste método está no fato dele transferir para a atmosfera a amônia removida, podendo causar danos à saúde das pessoas que habitam ou circundam as estações de tratamento, e possíveis efeitos negativos no meio ambiente. Além disso, com o lançamento da amônia na atmosfera, perde-se a oportunidade de valorizar economicamente o Nitrogênio.

Nesse contexto, o presente trabalho buscou avaliar um método de recuperação da amônia removida no processo de *air stripping*

aplicado no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, evitando-se a liberação deste poluente para a atmosfera e promovendo a valorização econômica do Nitrogênio. Este estudo encontra-se inserido na linha de pesquisa sobre Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e também vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

1.2. Justificativa e Importância do Trabalho

A evolução dos trabalhos desenvolvidos no LARESO demonstra a necessidade de um aprofundamento no estudo de técnicas que removam as altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes em lixiviados de aterros sanitários e que sejam de baixo impacto negativo sobre o meio ambiente e viável economicamente. Dentre as alternativas de tratamento que apresentam eficiente remoção de nitrogênio amoniacal optou-se por avaliar o *air stripping* de amônia, que já apresentou bons resultados em trabalhos anteriores, em nível nacional e internacional. Todavia, na maioria dos trabalhos foram utilizados sistemas abertos, onde ocorre a transferência da amônia do efluente para a atmosfera.

Gera-se assim um efeito negativo considerável à saúde da população e ao meio ambiente. Como alternativa ao escape da amônia para o meio ambiente, é de grande valia estudar a aplicação do *air stripping* em um sistema fechado que possibilite recuperar a amônia liberada, possibilitando inclusive o aproveitamento deste composto para outros fins, como por exemplo, na forma de fertilizante rico em nitrogênio.

Neste sentido, este estudo procurou avaliar os principais fatores que podem aperfeiçoar a aplicação da técnica de *air stripping* para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados e se propõe a avaliar uma alternativa para recuperação da amônia, com frascos lavadores de gases. Através deste estudo buscou-se contribuir para o aprimoramento de uma tecnologia de tratamento que visa à adequação do lixiviado tratado aos padrões vigentes e a não

transferência para a atmosfera de um poluente, minimizando o impacto ambiental deste método.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo Geral

Estudar uma técnica para recuperação da amônia removida no processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

1.3.2. Objetivos Específicos

- I. Avaliar o desempenho de três tipos de alcalinizantes aplicados na alcalinização de lixiviado bruto, como etapa anterior ao processo de *air stripping*;
- II. Verificar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal por torre de *air stripping*, bem como a alteração de outros parâmetros físico-químicos do lixiviado;
- III. Avaliar o desempenho e eficiência do sistema de absorção de amônia;
- IV. Examinar os custos da remoção da amônia por *air stripping* e da sua recuperação aplicando-se o tratamento em diferentes condições operacionais.

1.4. Limitações do Trabalho

Os resultados obtidos neste estudo podem estar limitados à metodologia aplicada às características do sistema piloto proposto, bem como às características físico-químicas específicas do lixiviado bruto utilizado. Quanto às limitações impostas pela metodologia destaca-se que não houve tempo hábil para a realização dos ensaios em duplicata, podendo acarretar maior incerteza nos resultados obtidos. Além disso, não foram investigados todos os parâmetros físico-químicos possíveis para a melhor compreensão dos resultados, mas apenas aqueles que usualmente foram avaliados em estudos encontrados na literatura.

O aparato experimental construído especificamente para este estudo foi concebido a partir de exemplos encontrados na revisão bibliográfica, em artigos, dissertações, teses, livros e manuais, nacionais e internacionais. No entanto, ele representa apenas uma possibilidade, havendo inúmeras delas, já que a mudança nas dimensões da torre de *air stripping* e no recheio dela, na potência dos equipamentos elétricos, nas dimensões e modelo do sistema de absorção de amônia e nas espécies químicas utilizadas pode produzir resultados melhores ou piores.

Por fim, ressalta-se que alguns resultados obtidos neste estudo podem estar diretamente relacionados às características físico-químicas do lixiviado bruto utilizado, podendo, o mesmo aparato experimental, apresentar desempenhos diferentes quando aplicadas amostras de lixiviados distintos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aterro Sanitário

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são aqueles resíduos produzidos pelas diversas atividades em áreas com aglomerações humanas de um município, abrangendo resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza urbana (varrição, capina, poda e outros), da construção civil e, finalmente, os agrícolas. Destes, os de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza urbana, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sanitários (ZANTA e FERREIRA, 2003).

O termo aterro sanitário é definido pela NBR 8419/1984 (ABNT, 1984) como “técnica de disposição dos resíduos sólidos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os

com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário”.

A opção por esta forma de destinação final se deve ao fato de ser considerada a mais viável, para a realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico quanto econômico, minimizando os impactos negativos das duas principais fontes de contaminação do meio ambiente oriundas dos resíduos: os gases e lixiviados (POVINELLI e SOBRINHO, 2009). A Figura 3 ilustra esses impactos.

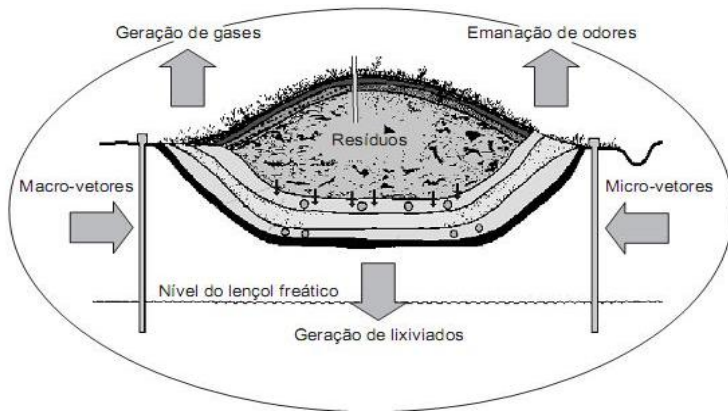


Figura 3 Impactos ambientais oriundos de um aterro sanitário de RSU.
Fonte: Castilhos Júnior *et al.* (2003).

Apesar do gás de aterro ser uma fonte importante de poluição, ele pode ser drenado e aproveitado energeticamente por se tratar de gases com alto poder calorífico, como é o caso do metano, um dos seus principais constituintes. Já o risco de haver contaminação das águas subterrâneas e de superfície pelo lixiviado, é considerado o principal problema ambiental relacionado aos aterros de resíduos. Torna-se evidente a importância dos procedimentos de impermeabilização da superfície onde os resíduos estão depositados, da drenagem e do tratamento do lixiviado (CAPELO NETO *et al.*, 1999).

2.2. Lixiviados de Aterros Sanitários

2.2.1. Definição

O termo em inglês *leachate*, sinônimo de *lixivate*, é traduzido no Dicionário de Termos Técnicos de Saneamento Ambiental da CETESB (1985) como chorume de resíduos sólidos. Porém, na comunidade científica e também no meio técnico usam-se diversos termos para tradução de *leachate*, tais como: percolado, líquidos percolados, lixiviado, líquidos lixiviados e chorume. Neste trabalho será usado o termo lixiviado de aterro sanitário.

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento. Somam-se a estes elementos, os materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE e AMARAL, 2009).

Também é definido como “o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)” pela norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985).

2.2.2. Mecanismos de formação e características gerais

O lixiviado de aterro sanitário é o líquido resultante de uma mistura de águas pluviais que infiltram e percolam através dos resíduos somada aos produtos da decomposição destes resíduos aterrados.

Os mecanismos de formação destes líquidos são influenciados por uma série de fatores dos quais se destacam três grupos principais:

- Fatores climatológicos e correlatos: pluviometria, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura;

- Fatores relativos aos resíduos: composição, densidade e teor de umidade inicial;
- Fatores relativos ao tipo de operação: características de permeabilidade do aterro, idade do aterro e profundidade do aterro.

Para estimar a vazão de lixiviado gerado por um aterro sanitário pode-se aplicar diversos métodos, sendo os mais utilizados aqueles baseados em balanços hidrológicos. Um exemplo de equação para balanço hídrico em aterros sanitários é sugerida por Sharma e Lewis (1994, *apud* CASTILHOS JR, 2007) (E1):

$$GL = W_P + W_{SR} + W_{IR} + W_D + W_{GW} - R - E - \Delta S_S - \Delta S_R \quad (\text{E-1})$$

Em que:

GL= geração de lixiviado

W_P = entrada devido à precipitação

W_{SR} = entrada de água pluvial de fora do aterro

W_{IR} = entrada de irrigação ou recirculação

W_D = contribuição de água devido à decomposição dos resíduos

W_{GW} = infiltração da base

R= escoamento superficial

E= evapotranspiração

ΔS_S = variação da umidade armazenada no solo de cobertura

ΔS_R = variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos

Alguns itens desta equação podem ser desprezados a fim de facilitar a estimativa de geração deste efluente. Além da vazão, conhecer as características qualitativas dos lixiviados é importante para se dimensionar sistemas de tratamento, e para isso é necessário saber os caminhos da decomposição dos resíduos. Nos aterros sanitários, a decomposição se dá por uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos.

A decomposição física envolve processos de sorção e difusão devido ao contato entre água e resíduo e o arraste mecânico pela água. A decomposição química se dá por mudanças de pH, oxidação,

redução, dissolução, precipitação, complexação e outras reações químicas. Os processos biológicos são dominantes e controlam em grande parte os demais (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). A estabilização do material orgânico ocorre através da degradação anaeróbia dos resíduos dispostos. Este processo pode ser dividido em fases (GOMES *et al.*, 2009):

I - Fase de Ajuste Inicial: disposição dos resíduos no aterro sanitário, gerando acúmulo de umidade. A cobertura dos resíduos ocasiona o aprisionamento de certa quantidade de ar no interior da célula e assim, devido à presença de oxigênio, esta fase do processo de decomposição dos componentes biodegradáveis dos resíduos é realizada por organismos aeróbios. Esta decomposição dura aproximadamente um mês (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003).

II - Fase de Transição: transição da decomposição aeróbia para a anaeróbia, tendo em vista a diminuição da quantidade de oxigênio na massa de resíduos. Começa uma tendência para condições redutoras, de acordo com a mudança dos aceptores de elétrons de oxigênio para nitratos e sulfatos e substituição do oxigênio pelo dióxido de carbono. As concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e ácidos graxos voláteis tornam-se detectáveis no lixiviado ao final desta fase.

III - Fase de Formação de Ácidos: a hidrólise dos resíduos sólidos, seguida pela conversão microbiológica dos compostos orgânicos biodegradáveis, produz ácidos graxos voláteis em concentrações bastante elevadas. Frequentemente observa-se uma diminuição do pH. Há consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em função do crescimento dos microrganismos associados à produção de ácidos.

IV - Fase de Fermentação Metanogênica: nesta fase, os ácidos intermediários são consumidos e convertidos a metano e dióxido de carbono. A carga orgânica do lixiviado começa a decair e a produção de gases aumenta na mesma proporção. O valor do pH é elevado e controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato. O potencial de óxido redução do sistema encontra-

se em valores baixos e há um importante consumo de nutrientes. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfito e amônia, respectivamente. Os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação.

V - Fase de maturação final: Durante esta fase a concentração de substrato e nutrientes atinge um relativo adormecimento. A produção de gases entra em queda acentuada e o lixiviado apresenta baixa carga orgânica. A degradação da matéria orgânica resistente à biodegradação pode ocorrer lentamente e haver formação de moléculas e ácidos húmicos.

Para caracterizar os lixiviados utilizam-se usualmente os seguintes parâmetros físico-químicos: o Potencial Hidrogeniônico (pH), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO), o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal ($N-NH_3$), Alcalinidade, Condutividade, Série de Sólidos, Metais Pesados (Cd, Ni, Zn, Cu e Pb, principalmente), entre outros.

A Tabela 1, elaborada por Souto (2009), apresenta a variação da composição do lixiviado gerado em aterros sanitários brasileiros em fase metanogênica. Destaca-se a concentração de nitrogênio amoniacal, forma predominando do N em lixiviados.

Tabela 1 Composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros em fase metanogênica.

| Variável | Mínimo | 10 % | 20 % | 80 % | 90 % | Máximo | Ref.* |
|--|--------|------|-------|--------|--------|---------------------|-------|
| pH | 4,4 | 4,8 | 5,1 | 8,3 | 8,3 | 8,4 | 13 |
| Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃) | 170 | | 460 | 25 000 | | 32 000 | 7 |
| Turbidez (UNT) | 100 | | | | | 540 | 1 |
| Condutividade (µS/cm) | 230 | | | | | 45 000 | 4 |
| DBO (mg/L de O ₂) | 1 | 15 | 35 | 25 400 | 29 800 | 55 000 | 12 |
| DQO (mg/L de O ₂) | 90 | 180 | 540 | 53 700 | 74 000 | 100 000 | 13 |
| NTK (mg/L de N) | 1,7 | | | | | 3 000 | 4 |
| NAT (mg/L de N) | 0,07 | | 10 | 1 800 | | 2 000 | 9 |
| N-NO ₂ ⁻ (mg/L de N) | - | - | - | - | - | - | 0 |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/L de N) | nd | | | | | 45 | 3 |
| P-total (mg/L de P) | nd | | nd | 107 | | 260 | 5 |
| Cloreto (mg/L) | 275 | | | | | 4 700 | 2 |
| ST (mg/L) | 400 | | 1 000 | 39 300 | | 45 000 | 7 |
| STV (mg/L) | 78 | | 260 | 21 800 | | 26 700 | 6 |
| STF (mg/L) | 40 | | | | | 28 400 | 4 |
| SST (mg/L) | 10 | | | | | 7 000 | 4 |
| Fe total (mg/L) | nd | | 0,004 | 500 | | 1 400 | 8 |
| Cd total (mg/L) | nd | | nd | 0,09 | | 0,1 | 7 |
| Cu (mg/L) | nd | | nd | 0,5 | | 0,8 | 7 |
| Cr (mg/L) | nd | | nd | 0,6 | | 1,2 | 5 |
| Mn total (mg/L) | nd | | | | | 115 | 4 |
| Ni (mg/L) | nd | | | | | 6,5 | 4 |
| Zn (mg/L) | nd | | nd | 7 | | 27 | 7 |
| Pb total (mg/L) | nd | | nd | 1,3 | | 1,5 | 6 |
| CT (NMP/100 mL) | 200 | | | | | 5 x 10 ⁷ | 1 |

Fonte: Souto (2009).

2.2.3. Amônia em Lixiviados de Aterros Sanitários

A presença de nitrogênio em efluentes está diretamente relacionada à degradação de matéria orgânica, por ser um dos elementos essenciais à síntese protéica e celular. Em efluentes domésticos a concentração de Nitrogênio Total (NT) geralmente está entre 20 e 70 mg/L (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Como pode ser observado na Tabela 1, o nitrogênio está presente nos lixiviados de aterros sanitários muitas vezes em concentrações elevadas e é considerado um de seus principais poluentes. A presença de compostos de nitrogênio pode estar associada também ao uso de fertilizantes no solo que são carregados pelas chuvas, produtos de limpeza, conservadores de madeira, entre outras fontes de menor importância. Mas os principais contribuintes são os resíduos orgânicos aterrados, que ao serem degradados dão origem aos compostos de nitrogênio.

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

A amônia é uma substância química que, em temperatura ambiente, caracteriza-se como um gás incolor e de odor pungente e irritante, cuja fórmula molecular é o NH₃ (CAS, 2010). Possui característica polar devido ao arranjo assimétrico dos seus átomos, sendo que a extremidade negativa é onde localiza-se o átomo de nitrogênio e os átomos de hidrogênio formam a extremidade positiva da molécula. Esta característica polar é a principal razão para sua grande solubilidade em água (RUSSEL, 1994). Um resumo das propriedades gerais da amônia é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 Resumo das propriedades gerais da amônia.

| | |
|----------------------|----------------------------|
| Fórmula molecular | NH ₃ |
| Massa molecular | 17,03 g/mol |
| Característica | Gás incolor com forte odor |
| Densidade e fase | 0,694 g/L na fase gasosa |
| Solubilidade em água | 89,9 g/100ml a T=100°C |
| Ponto de fusão | -77,73°C |
| Ponto de ebulição | -33,34°C |
| Acidez (pKa) | 9,25 |
| Basicidade (pKb) | 4,75 |

Fonte: Martinez Rodriguez (2007).

Em meio aquoso a amônia livre (NH_3) é ionizada, e dá origem ao íon amônio (NH_4^+) conforme a reação 1 (R-1).



Estas duas formas de amônia (NH_3 e NH_4^+) estão em equilíbrio e a proporção entre elas depende do pH do meio (USEPA, 1975). A determinação de cada uma dessas formas separadamente é possível teoricamente, com base no pH.

A Figura 4 apresenta a proporção entre a amônia livre e o íon amônio em função do pH do meio em temperatura de 25°C e constante de dissociação $\text{pK}_{\text{aN}} = 9,25$. Observa-se que para um pH de 9,25 o percentual de ambas as formas de apresentação da amônia é de 50%. A partir deste valor, começa a ocorrer aumento da porcentagem de amônia livre e diminuição da porcentagem do íon amônio. Se o pH for corrigido para 11 unidades e a temperatura permanecer a 25°C , o percentual de amônia passará a 99%.

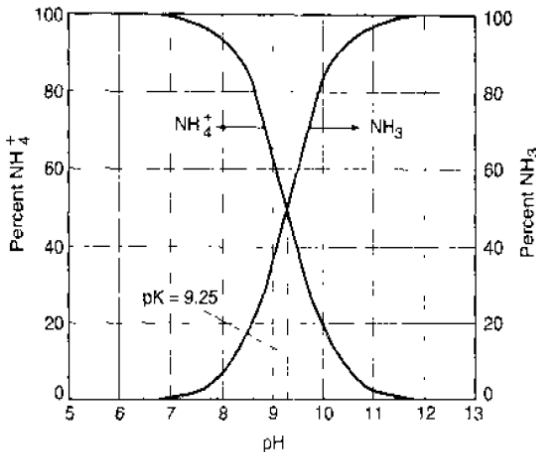


Figura 4 Proporção entre a amônia livre e o íon amônio em função do pH do meio em temperatura de 25°C e $\text{pK}_{\text{aN}} = 9,25$.

Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

A amônia também torna-se mais volátil com o aumento da temperatura já que a dissolução de um gás é função da constante de Henry (METCALF e EDDY, 2003). O efeito da temperatura sobre a proporção de amônia livre e amônia ionizada é ilustrado na Figura 5.

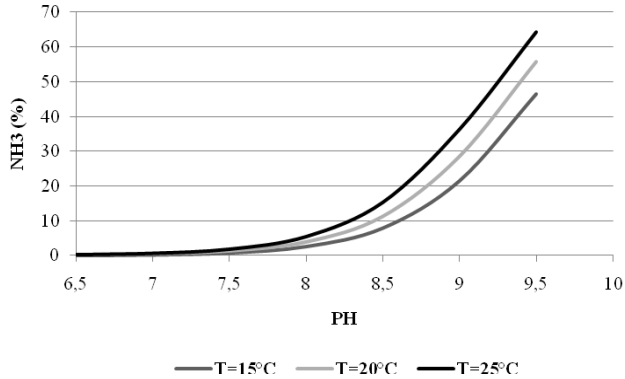


Figura 5 Porcentagem de amônia livre em função do pH e da temperatura.
Fonte: Equação de Emerson *et al.* (1975, *apud* VON SPERLING, 2005)

Segundo Felix e Cardoso (2004), a amônia pode ser removida facilmente da água fervente. No entanto, um experimento realizado por Souto (2009) demonstrou que, quando se trata de lixiviado, há dificuldades para remover amônia apenas levando-o à fervura, pois há formação de espuma, dificultando a operacionalização deste tipo de procedimento.

2.2.4. Principais efeitos da amônia sobre a saúde humana e o meio ambiente

Diversos são os efeitos do lançamento da amônia gasosa ou de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal no meio ambiente, seja na atmosfera, seja nos corpos hídricos, e sobre a saúde humana. O lançamento de um efluente rico em nitrogênio em um rio, lago ou oceano, pode provocar a super fertilização do corpo hídrico, ocasionando eutrofização e “blooms” de algas. Como resultado, gera-se problemas de odores devido à degradação das algas, além da diminuição no oxigênio dissolvido ocasionando

problemas aos organismos aeróbios de vida aquática. Além da eutrofização ocasionada pelo aporte de compostos de nitrogênio, pesquisas têm apontado elevados níveis de toxicidade relacionados à presença de amônia, que pode afetar as taxas de crescimento e desenvolvimento de peixes e outros organismos aquáticos.

Clément e Merlin (1995) relatam que estudos realizados por diversos pesquisadores com 89 amostras de lixiviado indicaram que a amônia é o principal componente que atribui toxicidade a este efluente. Impactos ambientais negativos também já foram associados às emissões de amônia gasosa no meio ambiente. Detectou-se a formação de material particulado, pela reação da amônia com ácidos presentes na atmosfera, como por exemplo, ácido sulfúrico e clorídrico, gerando respectivamente, sulfato de amônio e cloreto de amônio; além da eutrofização e acidificação do solo (ENVIRONMENT CANADA, 2001 *apud* FERRAZ, 2010).

Com relação à saúde humana, os efeitos danosos podem ser observados dependendo do nível de contato e o período de exposição. Quando o contato ocorre com a amônia na forma gasosa, podem ocorrer desde irritações nas vias respiratórias, olhos e garganta até edema pulmonar e irritações severas na pele (USEPA, 1993).

2.3. Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

A diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido, a toxicidade causada pela presença da amônia e a eutrofização são alguns dos principais efeitos negativos do lançamento do lixiviado em corpos hídricos. Além disso, há a preocupação com os possíveis efeitos sobre a saúde humana devido à presença de produtos tóxicos e resíduos de serviços de saúde que poderiam contaminar o lixiviado com substâncias cancerígenas e microrganismos patogênicos (SOUTO, 2009).

Por suas características lhe conferirem um elevado potencial poluidor, é um efluente que requer tratamento, e este tem sido um

desafio aos profissionais da área, cujas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm respondido satisfatoriamente.

A variabilidade na composição de acordo com o aterro e as oscilações de vazão ao longo do ano devido ao regime de chuvas são alguns dos problemas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário (LANGE e AMARAL, 2009). Serafim et al. (2003) apontam as dificuldades da adaptação de técnicas tradicionalmente empregadas no tratamento de efluentes domésticos e/ou industriais, e que são usadas também em estações de tratamento de lixiviados.

As principais dificuldades citadas por estes e outros autores estão relacionadas aos tratamentos biológicos, onde se destaca:

- Capacidade limitada de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas presentes nestes efluentes;
- Sensibilidade às variações de pH e cargas tóxicas, que podem paralisar o metabolismo;
- Dificuldades no controle da população microbiana;
- Tempo muito longo para que o efluente atinja os padrões de lançamento exigidos.

Os métodos de tratamento mais comuns na literatura podem ser divididos em quatro grandes grupos:

- Métodos baseados na transferência de lixiviado: recirculação, evaporação e tratamento combinado com esgoto;
- Métodos biológicos: aeróbios – lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos; e anaeróbios – reatores anaeróbios, lagoas anaeróbias e lagoas facultativas;
- Métodos físicos e químicos: adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, processos oxidativos avançados, *air stripping* ou arraste de amônia com ar e filtração por membranas;
- Métodos alternativos: wetlands construídos e barreiras bioquímicas.

Todas as tecnologias empregadas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários visam o enquadramento do efluente final aos padrões estabelecidos pela legislação vigente, que em âmbito nacional são determinados pela Resolução CONAMA 430/11. Porém, mesmo com várias opções tecnológicas que apresentam bons resultados com relação à remoção de carga orgânica, o nitrogênio amoniacal é um fator limitante à aplicação de alguns métodos.

Shiskowski *et al.* (1998) relataram o colapso do sistema de tratamento de lixiviado por lodos ativados quando a concentração afluente de nitrogênio amoniacal era de 1.200 mg/L. Wiszniowski *et al.* (2007) também observaram uma inibição microbiológica em um reator de lodos ativados em decorrência das concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal encontradas no lixiviado. Pela dificuldade em tratar o lixiviado como um efluente doméstico, por apresentar características físico-químicas bastante variáveis e altos níveis de nitrogênio amoniacal, o que o torna possivelmente tóxico aos microrganismos responsáveis por tratamentos biológicos, diversos autores propõem uma etapa de pré-tratamento para remoção específica de nitrogênio amoniacal. Desta forma facilitaria o tratamento biológico posteriormente e o atendimento à legislação.

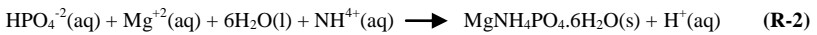
Dentre as alternativas de tratamento com o objetivo acima, destacam-se alguns processos físicos e químicos. A adsorção em carvão ativado pode ser uma opção, apesar de Azis *et al.* (2004) terem demonstrado que o método tem um custo elevado relacionado à reposição freqüente do carvão ativado e remoções de amônia em torno de 40%. Algumas alternativas têm se mostrado atrativas do ponto de vista da remoção de amônia e utilizam espécies químicas precipitantes, promovendo a precipitação química e algumas vezes a alcalinização. Neste último caso, há a possibilidade de associação com o processo de *air stripping* que pode remover altas cargas de nitrogênio amoniacal.

2.3.1. Precipitação química

A precipitação química tem sido aplicada no tratamento de diferentes tipos de efluentes, entre eles os lixiviados de aterros

sanitários, principalmente para remoção de nitrogênio amoniacal, compostos orgânicos não-biodegradáveis, metais pesados, substâncias dissolvidas e suspensas.

Esta remoção se dá através da adição de compostos químicos que promovem a sedimentação das substâncias que se deseja remover (METCALF e EDDY, 2003). Quando a precipitação química tem como alvo a remoção de nitrogênio amoniacal diretamente, utilizam-se como precipitantes químicos o fosfato e o magnésio, de acordo com a reação 2 (R-2).



O processo consiste em promover a reação do cátion amônio presente no lixiviado com os íons fosfato e magnésio em proporções equimolares, que forma o sólido fosfato de amônio e magnésio hexahidratado (PAM), que por conter nitrogênio e fósforo em proporções estequiometricamente definidas, apresenta valor como fertilizante (AMORIM *et al.*, 2009). Quando a precipitação química ocorre através da adição de um alcalinizante, como por exemplo, o hidróxido de cálcio, ocorre a precipitação de muitos compostos presentes no lixiviado, principalmente sólidos sedimentáveis, mas não há remoção significativa de amônia. Neste caso, a precipitação química é coadjuvante na remoção da amônia, ela apenas favorece sua remoção em uma etapa posterior, de arraste com ar, devido ao aumento do pH do lixiviado (assunto já abordado no item 2.2.3.1).

2.3.2. Air stripping de amônia ou arraste de amônia com ar

2.3.2.1. Conceito de air stripping ou arraste de amônia com ar

A transferência de massa de um gás de uma fase líquida para uma fase gasosa recebe o nome técnico de dessorção (USEPA, 1975), mas os termos mais utilizados na engenharia sanitária e ambiental são *stripping*, *air stripping* ou *gas stripping*, traduzidos para o português como “arraste”, “arraste por ar” ou “arraste por gás”, respectivamente. Metcalf e Eddy (2003) apresentam a definição

de *gas stripping* como sendo um processo que envolve a transferência de massa de um gás da fase líquida para a fase gasosa.

Esta transferência acontece através do contato do líquido que contém o composto que se deseja “arrastar”, com um gás (usualmente ar) que não o contém. Souto (2009) define arraste com gás como qualquer processo de transferência de massa em que a passagem de um determinado composto de uma fase líquida para uma fase gasosa seja acelerada forçando-se o contato do líquido com um gás que não contenha o composto que se deseja remover ou que, se o contiver, este esteja em concentrações muito baixas para que o processo de transferência não seja prejudicado.

2.3.2.2. Classificação dos sistemas de arraste

O *air stripping* ocorre quando o efluente líquido contendo amônia na forma livre entra em contato com um fluxo de ar forçado. Com relação à direção e ao sentido dos escoamentos de ar e de líquido, os sistemas de arraste podem ser divididos em três categorias: escoamento em contracorrente - ar e líquido em sentidos opostos; escoamento co-corrente - ar e líquidos no mesmo sentido e escoamento cruzado - ar e líquido em direções opostas (Figura 6).

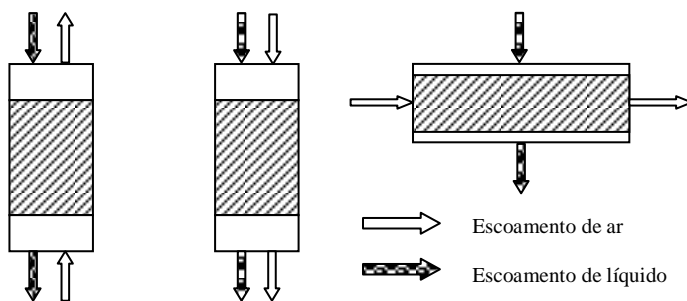


Figura 6 Direção e sentido dos escoamentos de ar e líquido mais praticados nos sistemas de arraste.

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003) e Souto (2009).

Os sistemas de arraste também podem ser diferenciados, com relação à dispersão das fases líquida e gasosa, em: sistemas onde a

fase líquida é contínua, havendo dispersão da fase gasosa; e onde a fase gasosa é contínua e há dispersão da fase líquida. O primeiro tipo de sistema recebe o nome de tanque de arraste ou tanque de *air stripping* e são reservatórios dotados de aeradores (Figura 7a), e o segundo tipo de sistema recebe o nome de torre de arraste ou torre de *air stripping* (Figura 7b).



Figura 7 Exemplos de tanques (a) e torres (b) de *air stripping*.
Fontes: Leite (2009); LaGrega *et al.*, (2001 *apud* SOUTO, 2009).

2.3.2.3. Torres de *air stripping*

Torre de *air stripping* ou torre recheada aerada, utilizando o termo em português, é basicamente um cilindro preenchido com material com elevada superfície específica, denominado recheio, e que tem a finalidade de aumentar o contato ar-líquido. A Figura 8 ilustra o funcionamento de um modelo de torre.

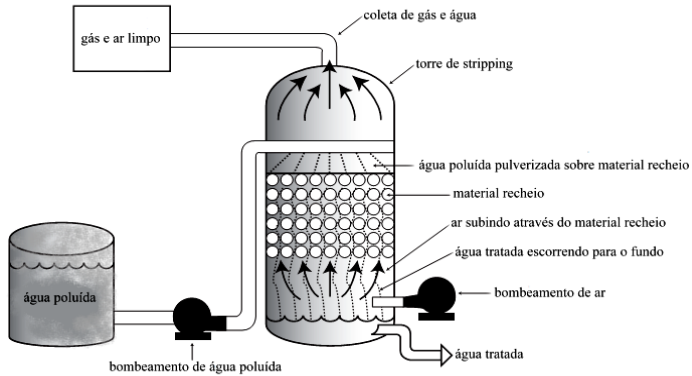


Figura 8 Funcionamento de uma torre de *air stripping*.

Fonte: Adaptado de EPA (2001).

De acordo com Huang & Shang (2006) quatro fatores determinam a eficiência de uma torre de *air stripping*: razão vazão de ar e vazão de líquido, altura da torre, diâmetro da torre e material de recheio. Treybal (1980) citou a distribuição do afluente como fator importante para a eficiência de uma torre de arraste e sugere cinco pontos de introdução de líquido para cada $0,1\text{m}^2$ de seção transversal, para diâmetros de torres iguais ou acima de 1,2 m. Com relação ao material de recheio das torres, Treybal (1980) cita algumas características relevantes:

- Possuir área específica elevada para o contato entre gás e líquido;
- Possuir número de vazios elevado para permitir a passagem do ar pelo material de recheio, não oferecendo grande resistência;
- Ser inerte quimicamente com relação aos fluidos que serão processados;
- Ter estrutura resistente e ao mesmo tempo leveza para facilitar a instalação;
- Ser de baixo custo.

Na literatura encontram-se diversos exemplos de materiais que foram adaptados para uso no enchimento de torres de *air stripping*, à exemplo de Souto (2009) que usou conduítes manufaturados na forma de anéis do tipo Raschig, assim como os anéis plásticos (Plastic rings), manufaturados de canos de PVC, usados por Alam e

Hossain (2009). A brita é outro exemplo de material de recheio usado com sucesso em torres de *air stripping* (LEITE *et al.*, 2009). A aplicação do processo de arraste é generalizada na indústria química, do petróleo, petroquímica, alimentícia e em equipamentos de controle de poluição (LEITE *et al.*, 2009).

As características do sistema tratado, natureza do composto que se quer remover, o grau de remoção desejado e a escala de operação, bem como a cinética do processo, a flexibilidade desejada e fatores econômicos são os dados necessários para a escolha do equipamento empregado (LEITE *et al.*, 2009). O impacto ambiental do método também é um aspecto importante a ser considerado, e ele pode incluir, de modo geral: o impacto do lançamento da amônia na atmosfera; o uso de recursos naturais como energia para manutenção dos equipamentos elétricos, produtos químicos como a cal para alcalinização, solução ácida para recuperar a amônia por absorção química, entre outros.

2.3.3. *Recuperação da amônia removida no processo de air stripping*

O *air stripping* de amônia em torres recheadas vem sendo bastante estudado e já se acham alguns exemplos práticos da aplicação deste processo ao tratamento de lixiviados, como no Aterro Metropolitano de Gramacho, no Estado do Rio de Janeiro. No entanto, o tratamento por *air stripping* utilizando sistemas abertos, com lançamento de amônia na atmosfera, pode ser considerado como uma transferência de poluição do corpo hídrico para o ar, podendo causar efeitos danosos à saúde de pessoas próximas ao lançamento, como os próprios operadores das estações de tratamento de lixiviados.

No Brasil, o limite de tolerância na exposição de trabalhadores ao gás amônia é estabelecido pelo Anexo 11 da NR nº 15, sendo de 20 ppm em uma jornada de trabalho de 48 horas semanais. Com o lançamento da amônia diretamente na atmosfera, perde-se a oportunidade de recuperar este composto que é largamente utilizado em diversos ramos da indústria química e de fertilizantes.

Estima-se que a indústria mundial produza hoje quase a mesma quantidade de amônia produzida pela natureza, e grande parte dela é utilizada pela indústria de fertilizantes (ATSDR, 2004). Um exemplo de sistema de tratamento por *air stripping*, mas em sistema fechado, ou seja, com a amônia sendo recuperada no próprio sistema, é ilustrado pela Figura 9.

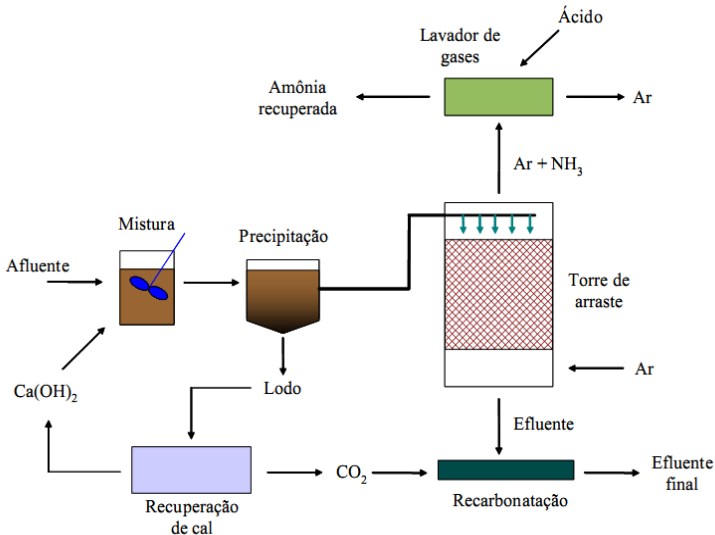


Figura 9 Sistema de tratamento por *air stripping* em sistema fechado.
Fonte: Metcalf e Eddy (1979, *apud* SOUTO, 2009).

O manual da USEPA (1995) apresenta diversas opções de lavadores de gases que podem ser usados na absorção da amônia. Um exemplo são as torres recheadas com escoamento em contracorrente do gás amônia passando por um líquido, que pode ser água ou soluções de ácido sulfúrico ou fosfórico, resultando em compostos que possuem característica de fertilizante, por serem ricos em nitrogênio. Lavadores de gases com hipoclorito de sódio também podem remover amônia com eficiência de 98% (METCALF e EDDY, 2003).

No caso deste estudo, a amônia é recuperada através de sua absorção química em solução de ácido fosfórico, o que resulta em

um sal denominado fosfato de amônio. A recuperação da amônia, além de auxiliar na diminuição do impacto ambiental associado à técnica de *air stripping*, poderia produzir um composto com valor comercial importante, que ajudaria a reduzir os custos totais de aplicação desta tecnologia.

2.3.3.1. Fertilizantes à base de Nitrogênio e Fósforo

Os fertilizantes químicos a base de nitrogênio, fósforo e potássio, macronutrientes indispensáveis ao desenvolvimento das plantas, compõem a mistura conhecida como NPK. O nitrogênio, importante componente das proteínas e da clorofila, é considerado fator limitante para o aumento da produtividade agrícola.

No entanto, a produção de fertilizantes nitrogenados no país, há muitos anos, apresenta um déficit de mais de um milhão de toneladas/ano, pois o país já importava em 2008 cerca de 70% da demanda interna, conforme se observa na Figura 10. Nota-se que a produção de N no país se mantém praticamente estagnada há pelo menos 20 anos.

Como o próprio nome indica, os fertilizantes nitrogenados têm em sua composição o nitrogênio como principal constituinte, e se originam a partir da fabricação da amônia anidra, matéria-prima básica de todos os nitrogenados sintéticos.

Ela é o gás obtido da reação de síntese, na proporção de 1:3, de nitrogênio (N) proveniente do ar com o hidrogênio (H) de fontes diversas como o gás natural, a nafta e outros derivados de petróleo (BNDES, 2006). A rota de produção destes fertilizantes é apresentada pela Figura 11.

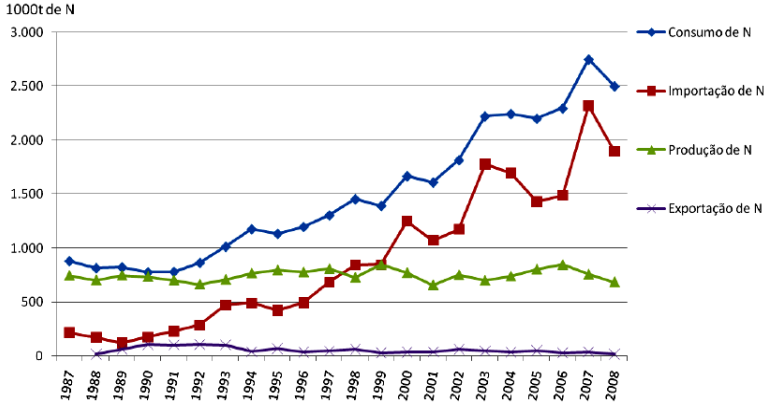


Figura 10 Consumo, importação, produção e exportação de produtos da indústria de base de fertilizantes, em 1000 t de N.

Fonte: MME (2009)

O fosfato de monoamônio (MAP) e o fosfato de diamônio (DAP), que resultam da reação de neutralização do ácido fosfórico pela amônia, também são conhecidos como fertilizantes nitrogenados e fosfatados, por apresentarem além do N, o elemento fósforo (P). A Tabela 3 apresenta as proporções mínimas de nitrogênio e fósforo nestes dois compostos (ANDA, 2011).

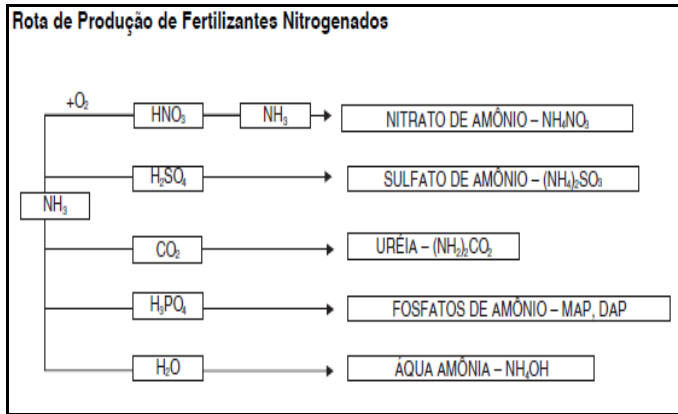


Figura 11 Rota de produção dos fertilizantes nitrogenados.

Fonte: FERTIPAR (apud BNDES, 2006).

Tabela 3 Proporção mínima exigida para a comercialização de MAP e DAP

| Produto | Proporção Mínima |
|--|---|
| MAP – $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ | 9% de N 48% de P_2O_5 |
| DAP – $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ | 16% de N 45% de P_2O_5 |

Fonte: ANDA (2011).

No Brasil o uso do MAP é mais difundido do que o do DAP (BNDES, 2006). Ambos são comercializados em estado sólido, usualmente na forma granular, obtida por via úmida em plantas industriais associadas à produção petroquímica.

2.3.4. Principais resultados de estudos científicos envolvendo air stripping e recuperação de amônia

Cheung *et al.* (1997) realizaram um experimento em escala de bancada, com recipientes contendo 3 L de lixiviado bruto que após correção de pH para 11 e aeração de 5 L de ar/min obteve remoção de nitrogênio amoniacal superior a 90% em período de 24 horas e sem aeração obteve-se remoção de 75%. Marttinen *et al.* (2002) realizaram estudos em bancada em coluna de 40 cm de altura e 6 cm de diâmetro com 1,1 litros de lixiviado, sendo recirculado á vazão de 10 L/hora. O pH foi corrigido, mantendo-se automaticamente em 11 unidades pela adição de NaOH 5 M. Também foram avaliadas diferentes razões entre a vazão de ar e lixiviado (2 e 10 L de ar/L de lixiviado) e diferentes temperaturas de operação (6, 10 e 20°C). A melhor eficiência de remoção, 89%, foi obtida após 24 horas para uma razão de 10 L de ar/L de lixiviado, pH 11, 20°C.

Em estudo realizado por Leite *et al.* (2008) foram operadas 3 torres com 35 litros de volume total, 29 litros de volume de brita e realizados 3 tratamentos em batelada, com 3 repetições: variação de pH de 8 a 10, aeração constante nos 3 tratamentos = 6,3 m³/hr,

variando de 3 a 5 horas. Todos os tratamentos tiveram remoção >90%, melhor resultado para pH mais alto, obtendo os mesmos valores de remoção p/ tempo de aeração menor (< custo). Souto (2009) operou em escala piloto 2 torres de 15 cm de diâmetro e 1m de altura e como recheio usou anéis tipo Raschig (conduítes cortados), com DE de 25mm. Foram realizadas 4 etapas:

- Etapa 1 - avaliar o efeito da vazão de lixiviado na remoção onde foram testadas as vazões de 155 e 510 mL/min sem aeração;
- Etapa 2 – testar o efeito da vazão de ar na remoção da amônia onde testou-se 350mL/min de lixiviado e uma das torres com 1,1litros/s de ar;
- Etapa 3 - Realizar o acompanhamento diário da torre com vazão de lixiviado de 300mL/min; e por fim a
- Etapa 4 - estudar o efeito do pH na remoção da amônia em uma batelada com pH corrigido para 12, seguido de sedimentação, separação do lodo e uso de apenas 10 litros de sobrenadante, vazão de lixiviado de 240mL/min, e vazão de ar de 1,1 L/s.

O autor observou que a alcalinização não foi fundamental, sendo a relação entre vazão de ar e vazão de lixiviado mais importante no processo de *air stripping*. O autor também realizou uma estimativa da concentração de amônia no ar na saída da torre para a pior condição (concentração de NAT na entrada de 3.000 mg/L) e o valor encontrado de 12 g/m³ de ar fica bem acima dos limites para exposição de trabalhadores, exigido pela NR citada anteriormente. Moura (2008) avaliou o arraste com ar aplicado ao tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, juntamente com a absorção de amônia em solução de ácido sulfúrico diluído. O processo de recuperação do nitrogênio amoniacal mostrou-se bastante eficiente, não sendo gerados odores de amônia durante os ensaios e formando o sal de sulfato de amônio com 82,5% de eficiência em relação à massa teórica calculada por estequiometria.

Obtiveram-se remoções de amônia de até 98% mas com elevação da temperatura para 60°C. O estudo mostrou também que o lixiviado após o arraste de amônia apresentou toxicidade bastante

inferior a do lixiviado bruto, e isto se deve à diminuição na concentração de nitrogênio amoniacal.

Ferraz (2010) também avaliou a recuperação da amônia liberada no processo de air stripping e obteve eficiência de até 80% na absorção de amônia, em solução de ácido sulfúrico, através do uso de frascos lavadores. O lixiviado bruto fora tratado em torres de *air stripping*, com altura útil de aproximadamente 1,80 m e recheadas com anéis tipo Raschig feitos a partir de conduítes manufaturados com diâmetro interno de 15 mm e 5 cm de comprimento. A eficiência obtida no arraste de amônia foi de até 99%, sendo que a alcalinização prévia do lixiviado foi considerada fundamental na redução do tempo necessário para que a remoção de amônia atingisse o nível esperado de 20 mg/L. O lixiviado tratado com esta tecnologia apresentou, além de concentração bastante reduzida de nitrogênio amoniacal, menor concentração de matéria orgânica e clarificado.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão apresentadas as etapas metodológicas aplicadas neste estudo, partindo da origem, coleta e preservação das amostras de lixiviado bruto, da concepção e construção da torre de *air stripping* ou torre recheada aerada e de um sistema de absorção de amônia, e o monitoramento de todo o sistema de tratamento proposto.

3.1. Origem, Coleta e Preservação das Amostras de Lixiviado

O lixiviado bruto utilizado neste estudo foi coletado no aterro sanitário que recebe os resíduos sólidos urbanos da região da Grande Florianópolis, além de outros municípios da região e está situado no município de Biguaçu, Km 177,6 da BR 101. O lixiviado foi coletado por empresa especializada, transportado por caminhão pipa e armazenado em reservatório de fibra de vidro com volume de 5.000 litros, localizado nos fundos do Laboratório de Experimentação do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Como o objetivo do presente trabalho não era monitorar as características do lixiviado do aterro mencionado, não houve a preocupação de utilizar a amostra imediatamente após a coleta e nem de conservá-la segundo a metodologia estabelecida pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater – SMEWW* (APHA, 2005) que seria mantê-la sob refrigeração a 4°C.

A proposta de pré-tratamento estudada neste trabalho tem por objetivo maior a remoção do nitrogênio amoniacal presente no efluente e recuperá-lo ao reagir o gás amônia com uma solução ácida. Sendo assim, teve-se o cuidado apenas de realizar sempre uma caracterização físico-química do lixiviado antes de cada ensaio para comparação dos parâmetros no início e fim de cada batelada. Máximo (2007) monitorou as características físico-químicas do lixiviado gerado no aterro sanitário de Biguaçu durante um período de 1 ano, e os principais resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Principais características físico-químicas do lixiviado do Aterro Sanitário localizado em Biguaçu/SC.

| Parâmetros | Unidade | Mínimo | Máximo | Média |
|---------------------------------|---------------------|--------|--------|-------|
| pH | | 7,85 | 8,96 | 8 |
| Temperatura | °C | 23,7 | 31,6 | 26 |
| Condutividade | mS/cm | 11,87 | 19,4 | 14 |
| Potencial Redox | mV | -41 | -62 | -39 |
| ST | mg/L | 6111 | 9604 | 8071 |
| SV | mg/L | 748 | 3522 | 1730 |
| SF | mg/L | 5473 | 7457 | 6369 |
| NO ₃ | mg/L | 6,3 | 13,15 | 10 |
| NH ₃ | mg/L | 850 | 1385,5 | 1248 |
| PO ₄ | mg/L | 19,3 | 52,8 | 29 |
| Cloretos | mg/L | 1988 | 2840 | 2353 |
| Turbidez | NTU | 208 | 443 | 308 |
| Cor | U PtCo/L | 5180 | 5840 | 5474 |
| Alcalinidade total | mg/L | 6400 | 8100 | 5229 |
| Alcalinidade a HCO ₃ | mg/L | 6120 | 6400 | 2689 |
| Dureza | mg/L | 440 | 1250 | 809 |
| DQO | mgO ₂ /L | 1577 | 6103 | 3079 |
| SO ₄ | mg/L | 113,7 | 281 | 119 |
| DBO ₅ | mgO ₂ /L | 450 | 2688 | 1244 |
| COT | mg/L | 513 | 1585 | 1052 |
| DQO/DBO ₅ | | 3,50 | 2,27 | 2,48 |
| DBO ₅ /DQO | | 0,29 | 0,44 | 0,40 |
| COT/DQO | | 0,35 | 0,26 | 0,34 |

Fonte: Máximo (2007).

3.2. Air Stripping e Recuperação de Amônia

Para o estudo do processo de *air stripping* e da recuperação de amônia foi construído um aparato experimental em escala piloto de bancada, constituído de uma torre recheada aerada e de um sistema de absorção da amônia gasosa. Todo o sistema foi instalado nas dependências do Laboratório de Experimentação. A Figura 12 apresenta um esquema do tratamento proposto neste estudo.

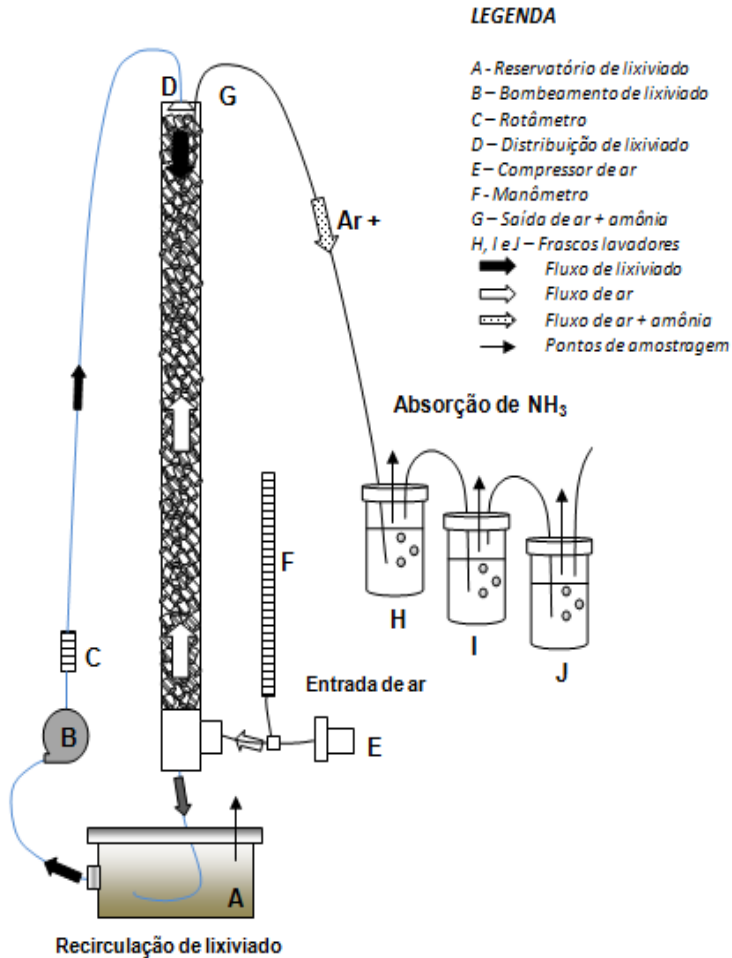


Figura 12 Esquema do tratamento por *air stripping* e absorção de amônia.

3.2.1. Concepção, construção e operação da torre recheada aerada

O princípio construtivo definiu primeiramente a altura da torre, limitada ao espaço permitido pelo laboratório onde o piloto seria instalado. Foi fixada uma altura de 2 metros e a partir daí estipulado o diâmetro da torre conforme a relação citada por Metcalf

& Eddy (2003) na qual o diâmetro deve ser menor ou igual a 1/10 da altura da torre. A Figura 13 apresenta os detalhes da instalação piloto.

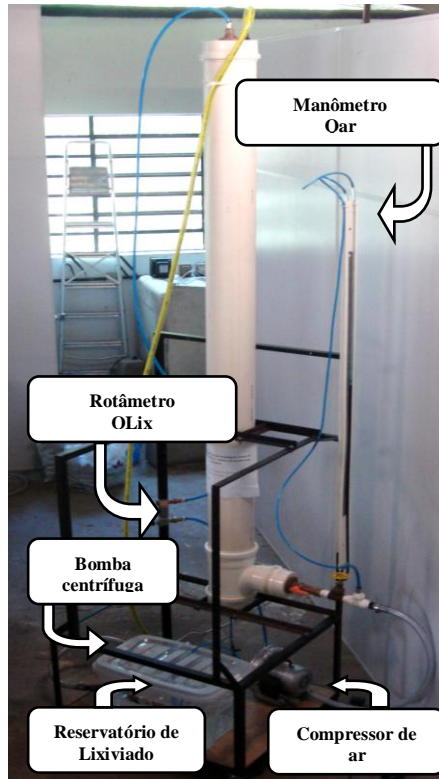


Figura 13 Instalações da torre recheada aerada estudada neste trabalho.

A relação utilizada na torre construída para este estudo foi de 0,075, sendo o diâmetro externo igual a 150 mm e interno de 146mm e a altura útil de 1,95m. Toda a torre foi construída com peças de tubulação de Policloreto de Vinila (PVC) linha esgoto. O lixiviado bruto era colocado em um reservatório de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com aproximadamente 25 litros de capacidade e uma bomba do tipo centrífuga afogada, marca Equibrás, modelo KP-80, potência de 80W (1/9 ciclo), bombeava-o até o topo da torre. A capacidade da bomba era de no máximo 55 litros/min.

Como pode ser observado na Figura 14, o fundo da torre foi adaptado com um Tê sanitário de 150 x 100 mm, e a parte inferior foi fechada com CAP de mesmo diâmetro da coluna, onde foi encaixada uma mangueira para retorno do lixiviado ao reservatório. A extremidade lateral foi fechada com CAP de 100 mm, onde foi adaptado registro para a entrada da mangueira do compressor de ar que é do tipo radial, marca Risheng Brand modelo GF-120, potência de 120W, e capacidade para bombear até 3 litros/s.



Figura 14 Fundo e entrada de ar lateral da torre de *air stripping*.

A parte superior da torre foi fechada por um CAP de 150 mm por onde passam as mangueiras de entrada de lixiviado e saída do gás amônia juntamente com o ar e onde foi adaptada uma ducha comercial para a distribuição do lixiviado bruto (Figura 15).

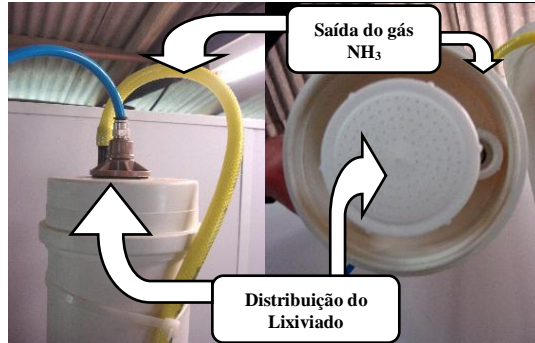


Figura 15 Parte superior da torre com detalhes do sistema de distribuição do lixiviado e saída do gás amônia.

Para compor o recheio da torre buscou-se adaptar um material já disponível no mercado brasileiro, ao uso proposto. O material que mais se enquadrou nas características dos anéis classificados por Treybal (1980) como do tipo Raschig, foram os conduítes plásticos. O modelo escolhido possui diâmetro externo de 30 mm e interno de 25 mm, e foram cortados em pedaços com aproximadamente 5 cm de comprimento (Figura 16).

No fundo da torre, na parte interna acima do Tê, foi adaptado um fundo falso (ralo de banheiro) para o suporte desse material. A altura útil do recheio é de 1,95 m. Este tipo de preenchimento também foi utilizado nos trabalhos de Souto (2009) e Ferraz (2010) em torres de *air stripping*, e apresentaram um desempenho satisfatório.

A área superficial específica e o índice de vazios do material escolhido foram determinados utilizando um béquer graduado de 2.000 mL.



Figura 16 Anéis tipo “raschig” usados para recheiar a torre de *air stripping*.

O béquer foi preenchido com os pedaços de material de recheio, escolhidos de forma aleatória até a marca de 2.000 mL, então se determinou o volume de água necessário para o preenchimento dos vazios e a área superficial específica foi calculada após, depois de contar o número de pedaços necessários para preencher este volume específico, multiplicando-o pelo comprimento médio de cada pedaço.

O índice de vazios encontrado foi de 78% e a área específica de $220 \text{ m}^2/\text{m}^3$. O volume útil da torre de *air stripping* é de 32,2 litros e o volume de lixiviado colocado no reservatório no início dos ensaios era de 22 litros. O volume perdido durante os ensaios devido à evaporação, ou outros tipos de perdas, além daquele coletado periodicamente para as análises físico-químicas, foi descontado no cálculo das concentrações e eficiências.

3.2.2. *Concepção, construção e operação do sistema de absorção de amônia*

O sistema de absorção de amônia foi concebido de acordo com o trabalho de Ferraz (2010), que obteve eficiências da ordem de 80% em seus experimentos com absorção de amônia em solução de ácido sulfúrico, e também em água deionizada. É constituído por uma seqüência de 3 recipientes de vidro (F1=frasco lavador 1; F2=frasco lavador 2; F3=frasco lavador 3), todos com capacidade para 3,5 litros cada, preenchidos com 2,5 litros de solução de ácido fosfórico, fechados com tampas de plástico (Figura 17).



Figura 17 Sistema de absorção de amônia constituído por frascos lavadores.

Em todos os frascos há uma abertura na tampa para a entrada da mangueira que conduz o ar juntamente com a amônia, e uma abertura para a saída da mangueira que conduz o ar para o próximo frasco, ou no caso do último frasco, apenas a abertura que conduz o ar limpo para a atmosfera. Este sistema funciona como um lavador de gases.

O primeiro frasco lavador foi colocado em um patamar acima dos outros dois subseqüentes para que a amônia volatilizada que pudesse ter condensado nas mangueiras que ligam um frasco a outro descesse. A operação dos frascos consistia no seu preenchimento com solução diluída de ácido fosfórico, em volume e concentração previamente calculados, e adicionando-se gotas de fenolftaleína.

O uso deste indicador, que apresenta coloração rósea em pH alcalino, facilita a visualização da neutralização da solução ácida pela amônia gasosa, e também foi utilizado com êxito por Ferraz

(2010). A concentração da solução ácida foi calculada prevendo uma remoção de 100% da amônia presente em uma amostra de lixiviado bruto com concentração hipotética de nitrogênio amoniacal igual a 2.000 mg/L. A seqüência do cálculo é apresentada a seguir.

- ***Volume total de solução diluída de ácido fosfórico***

3 frascos lavadores x 2,5 litros de solução cada = 7,5 litros

- ***Massa teórica de amônia que será removida***

Concentração de N-NH₃_{inicial} = 2.000mg/L

Volume total de lixiviado bruto = 22 litros

Amônia que será removida = 2.000mg/L x 22 litros = 44 gramas

- ***Concentração da solução ácida***

Estequiometria da reação:



amônia (g) + ác. fosfórico (l) → fosfato de amônia (s)

Nºmols de ácido fosfórico = massa de amônia que se pretende remover/massa molecular da amônia

Nºmols de ácido fosfórico = 44 gr / 17 gr = 2,6 mol

Concentração da solução ácida = 2,6 mol / 7,5 / 3 litros de solução

Concentração da solução ácida = 0,12 mol/litro

- ***Volume de ácido fosfórico concentrado necessário para o preparo da solução diluída***

$$M_1 = d \times \ell$$

$$M_1 = 1,7 \times 0,85 = 1,44$$

$$M_1 V_1 = M_2 V_2$$

$$1,44 \times V_1 = 0,12 \times 7,5$$

$V_1 = 0,625 \text{ L}$ de ácido concentrado para 7,5 litros de solução ácida.

Em que:

M_1 = molaridade do ácido concentrado

V_1 = volume de ácido concentrado

M_2 = molaridade da solução diluída

V_2 = volume total de solução

d = densidade do ácido concentrado

ξ = título

A neutralização da amônia nos frascos lavadores se dá em ordem decrescente, sendo que a maior parte da massa de amônia fica retida no primeiro frasco, recebendo os dois últimos apenas o gás remanescente que não conseguiu ser absorvido no primeiro. Por conta disto, a solução do primeiro frasco geralmente precisa ser reposta devido a sua saturação ainda durante o ensaio.

Para a realização das trocas tomou-se o cuidado de interromper o funcionamento de todo o sistema por alguns instantes até que a solução fosse rapidamente trocada, evitando-se ao máximo a perda de amônia removida que poderia estar contida no frasco ainda na forma gasosa.

3.2.3. *Etapas experimentais*

Os experimentos realizados neste estudo ocorreram em regime de batelada, no período de agosto de 2010 a março de 2011, e foram divididos em 3 etapas. A Figura 18 apresenta um fluxograma das etapas experimentais aplicadas a este estudo.

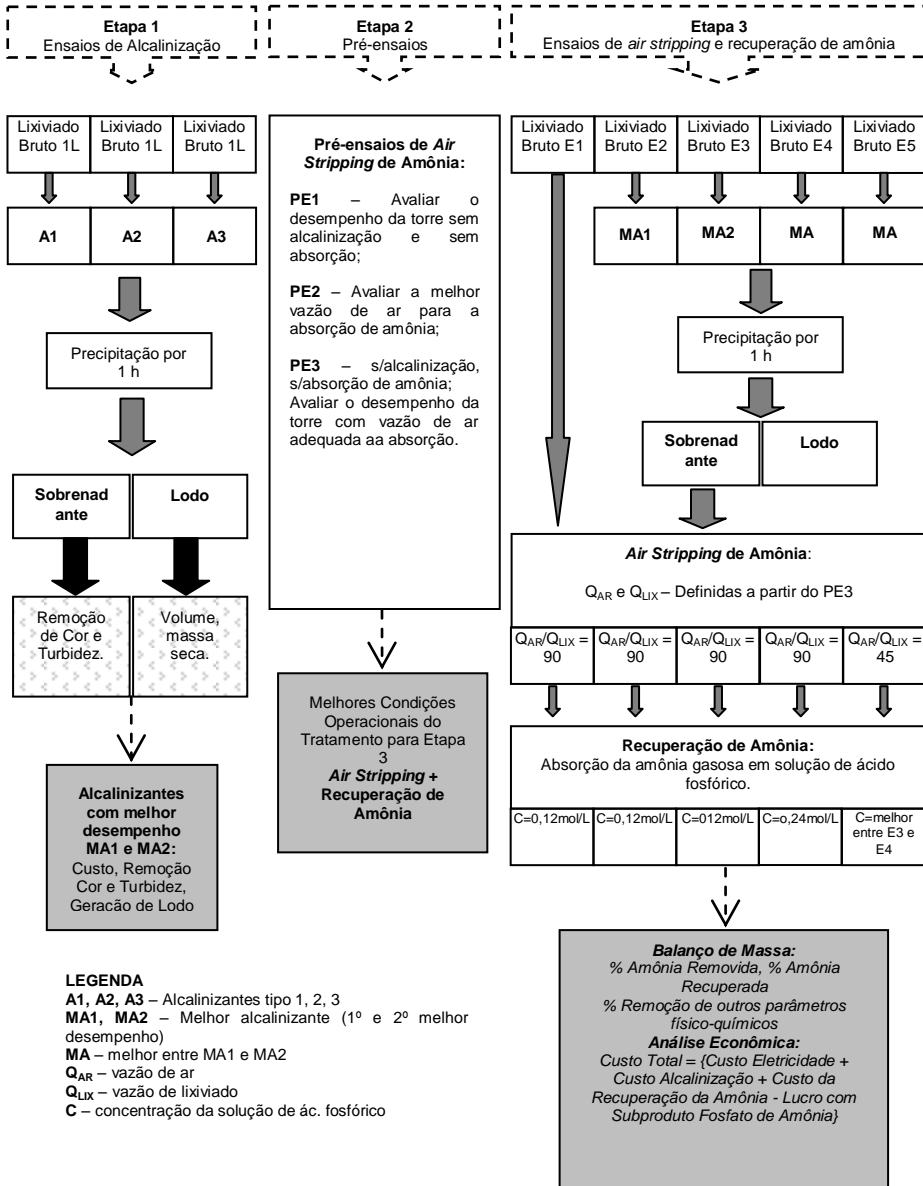


Figura 18 Fluxograma das etapas experimentais aplicadas a este estudo.

3.2.3.1. Etapa 1: Ensaios de alcalinização

O objetivo dos ensaios de alcalinização (EA) era avaliar o desempenho de três espécies químicas com característica alcalinizante: cal hidratada comercial, hidróxido de sódio padrão analítico e o hidróxido de cálcio padrão analítico. O desempenho dos alcalinizantes foi avaliado sob três aspectos:

- Custo, em R\$/litro de lixiviado alcalinizado até pH 12;
- Eficiência na remoção dos parâmetros cor e turbidez;
- Volume (mL) e massa seca (gramas) do lodo gerado.

Para o ensaios de alcalinização, 1 litro de lixiviado bruto era colocado em um béquer sob agitação constante, promovida por um agitador magnético, e monitoramento do pH (Figura 19). Em seguida pesavam-se quantidades pequenas do composto alcalinizante que estava sendo avaliado e esta massa era transferida ao béquer aos poucos, até que o pH aproximava-se o máximo possível de 12. A massa total de alcalinizante utilizada para alcalinizar 1 litro de lixiviado bruto era calculada somando-se as porções que foram pesadas separadamente.



Figura 19 Ensaio de alcalinização.

Após este procedimento de alcalinização, este volume de lixiviado era transferido para um cone Imhoff e precipitava por 1 hora (Figura 20).

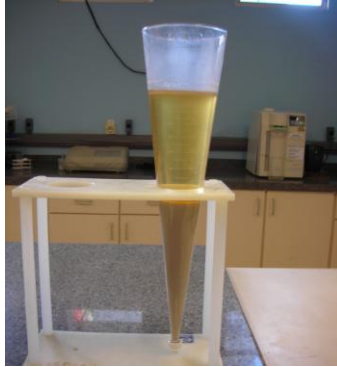


Figura 20 Precipitação do lixiviado alcalinizado em cone Imhoff.

O volume de lodo foi medido diretamente no cone, em mL/L, e o sobrenadante separado para avaliação da remoção de cor e turbidez, além de análise de nitrogênio amoniacal para avaliar as perdas, através da volatilização da amônia, durante o procedimento do ensaio. O lodo foi separado e seco em estufa por 48 h a temperatura de 105°C para determinação de sua massa seca.

3.2.3.2. *Etapa 2: Pré-ensaios para definição das melhores condições de operação do sistema de tratamento*

Os pré-ensaios (PE) foram realizados para determinação das melhores condições operacionais que seriam aplicadas posteriormente nos ensaios propriamente ditos. Foram definidos três pré-ensaios, sendo que o primeiro (PE1) teve como objetivo avaliar o desempenho da torre de *air stripping* somente, sem alcalinização prévia do lixiviado e sem o sistema de absorção de amônia acoplado à mangueira de saída de ar e amônia, e então comparar o desempenho dela com torres avaliadas em outros estudos.

O segundo pré-ensaio (PE2) avaliou a melhor vazão de ar (Q_{AR}) para operação do sistema de absorção de amônia. Este ensaio era necessário tendo em vista que o volume disponível para a entrada de ar nos frascos lavadores era limitado, já que cada frasco seria preenchido com um volume pré-determinado de solução e somente o

restante do volume estaria disponível para a entrada de mais ar. Este pré-ensaio definiu a Q_{AR} que seria usada no pré-ensaio seguinte (PE3) e nos ensaios da etapa 3.

A vazão de lixiviado (Q_{LIX}) usada no PE3 foi calculada considerando a mesma relação entre Q_{AR}/Q_{LIX} do primeiro, ou seja, uma relação de 200/1, e assim poder-se-ia avaliar os reflexos da mudança nas vazões de ar e lixiviado, mantendo-se a mesma relação entre elas, o que poderia refletir em desempenhos diferentes na torre.

O PE3 também foi realizado sem alcalinização prévia do lixiviado e sem sistema de absorção de amônia, mantendo a mangueira de saída de gás desencaixada dos frascos lavadores. Os parâmetros operacionais aplicados na etapa 2 são apresentados na Tabela 5. Os efeitos da alcalinização com relação ao desempenho do *air stripping*, e o sistema de absorção só foram avaliados na etapa 3.

Tabela 5 Parâmetros operacionais aplicados nos pré-ensaios.

| Pré-ensaio | Alcalinização | Absorção NH_3 | Q_{AR} (L/h) | Q_{LIX} (L/h) | Q_{AR}/Q_{LIX} |
|------------|---------------|-----------------|----------------|-----------------|------------------|
| PE1 | Não | Não | 3.600 | $\pm 18^*$ | 200 |
| PE3 | Não | Não | 1.800 | $\pm 9^*$ | 200 |

Q_{LIX} = vazão de lixiviado; Q_{AR} = vazão de ar

*Apesar da existência de um rotâmetro que controlava a Q_{LIX} , percebeu-se pequena oscilação que não pode ser corrigida.

Durante os pré-ensaios desta etapa 2 observou-se um problema no dimensionamento da mangueira que liga a torre de *air stripping* ao recipiente de armazenamento e recirculação de lixiviado.

Foi necessário aumentar o diâmetro da mangueira, que inicialmente possuía diâmetro externo de 5 mm, que foi logo obstruído, provavelmente por sólidos grosseiros, não dando vazão suficiente para a descida do lixiviado de volta ao recipiente. Isto fez com que uma coluna de lixiviado se formasse dentro da torre impedindo a passagem do ar. Quando a mangueira foi então substituída por uma de diâmetro externo maior, igual a 8 mm, o problema foi solucionado (Figura 21).



Figura 21 Mudança no diâmetro da mangueira de saída do lixiviado da torre para o recipiente de armazenamento.

3.2.3.3. Etapa 3: Ensaio de *air stripping* e recuperação de amônia

Foram realizados cinco ensaios (E) nesta etapa. A definição dos parâmetros usados nos ensaios foi realizada considerando os seus objetivos (Tabela 6). Foi avaliada a alcalinização com os dois alcalinizantes que apresentaram os melhores desempenhos (MA1 e MA2) na etapa 1, e posteriormente foi eleito o melhor dos dois (MA), após a aplicação do lixiviado alcalinizado no sistema de tratamento. Também foi avaliado o efeito do aumento da concentração da solução ácida na absorção de amônia.

Tabela 6 Parâmetros operacionais aplicados nos ensaios da etapa 3.

| Ensaio | Objetivo | Alcal. | Absorção de NH ₃ | Q _{AR} (L/h) | Q _{LIX} (L/h) | Q _{AR} /Q _{LIX} |
|-----------|---|-----------|--|-----------------------|------------------------|-----------------------------------|
| E1 | Avaliar o sistema de absorção | Não | Sim | 1.800 | 20 | 90 |
| E2 | Avaliar os efeitos da alcalinização na remoção e absorção de NH ₃ | Sim (MA1) | Sim | 1.800 | 20 | 90 |
| E3 | Avaliar os efeitos da alcalinização, comparando MA1 e MA2 | Sim (MA2) | Sim | 1.800 | 20 | 90 |
| E4 | Avaliar a absorção de amônia em solução ácida 2x mais concentrada que no E3, usando MA entre 1 e 2 | Sim (MA) | Sim (solução ácida 2x mais concentrada) | 1.800 | 20 | 90 |
| E5 | Avaliar os efeitos da diminuição da relação Q _{AR} /Q _{LIX} na remoção e na absorção de NH ₃ | Sim (MA) | Sim (solução ácida que recolheu mais amônia entre E2 e E3) | 1.800 | 40 | 45 |

Alcal: alcalinização prévia.

3.2.4. Monitoramento

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos das amostras de lixiviado antes, durante e após a aplicação do tratamento proposto neste estudo foi realizado nas dependências do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA). As análises foram realizadas conforme a metodologia padronizada estabelecida pelo *SMEWW* (APHA, 2005). Quando necessário, as amostras foram conservadas para análise posterior, seguindo a metodologia definida pela Norma ABNT 10.007/2004 (ABNT, 2004). A Tabela 7 apresenta os parâmetros físico-químicos analisados e os respectivos métodos analíticos utilizados nas análises. Os parâmetros: pH, Condutividade, DQO total, Nitrogênio amoniacal e Nitrogênio total foram analisados em uma frequência estabelecida ao longo dos ensaios.

Tabela 7 Parâmetros físico-químicos analisados e métodos utilizados.

| Parâmetro | Método |
|---|-----------------------------------|
| pH | pHmetro |
| Condutividade [$\mu\text{S}/\text{cm}$] | Condutivímetro |
| DQO total [$\text{mg O}/\text{L}$] | Colorimétrico Refluxo Fechado |
| Nitrogênio amoniacal [$\text{mg NH}_3/\text{L}$] | Colorimétrico Reagente Nessler |
| Nitrogênio total Kjeldhal [$\text{mg NH}_3/\text{L}$] | Destilação Kjeldhal |
| Sólidos totais [mg/L] | Gravimétrico |
| Sólidos fixos [mg/L] | |
| Sólidos voláteis [mg/L] | |
| Sólidos sedimentáveis [mg/L] | Gravimétrico Cone Imhoff |
| Cor [UC] | Colorimétrico |
| Turbidez [NTU] | Nefelométrico |

Como pode ser observado optou-se por analisar a série de sólidos, a cor e a turbidez do lixiviado somente no início e fim de cada batelada, pois estes parâmetros não sofrem alterações significativas durante a aplicação do processo de *air stripping*, fato observado por Souto (2009) e Ferraz (2010). São observadas alterações significantes na etapa anterior ao arraste, durante a alcalinização e precipitação do lodo.

3.2.5. Análise de custos operacionais

Na análise econômica foram considerados os custos com eletricidade (operação de equipamentos), com alcalinização do lixiviado (para os alcalinizantes estudados), custo da solução ácida (nas concentrações utilizadas), e o lucro auferido ao composto formado com a absorção da amônia.

No cálculo do custo total com eletricidade (CTE) foram somados os gastos com eletricidade para operação dos equipamentos elétricos utilizados no piloto: bomba centrífuga e compressor (informações técnicas descritas no subitem 3.2.1), e considerando os dois cenários propostos. O preço do kWh utilizado nos cálculos foi obtido no site da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL)¹ com referência à tarifa convencional, ao valor sem tributos da Classe B3 (Outras classes: industrial, comercial, serviços e outras atividades, poder público, serviço público e consumo próprio).

Com relação ao custo atribuído à alcalinização, foram considerados os gastos com o consumo de reagente alcalinizante para ajuste do pH, em R\$/m³ de lixiviado. O custo da absorção de amônia está relacionado aos gastos com o reagente para preparo da solução ácida, e o lucro caso o subproduto desta etapa fosse comercializado. Para a avaliação do lucro foram consideradas as informações obtidas com a assessoria comercial da QUIMESP QUÍMICA², uma das empresas fornecedoras de fosfato de monoamônio (MAP), em R\$/Kg.

¹ <http://www.aneel.gov.br/cedoc/reh20101037.pdf>

² Informação obtida por mensagem eletrônica de João Dias, recebida em 19/02/2011.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização Físico-Química do Lixiviado

No período de agosto de 2010 a março de 2011 foram realizadas análises físico-químicas do lixiviado bruto coletado no aterro sanitário localizado no município de Biguaçu/SC. Durante este período foram adquiridas, por intermédio de uma empresa transportadora, 4 cargas de 5.000 litros que foram armazenadas em uma caixa d'água de fibra de vidro de igual volume. As análises foram feitas no dia dos ensaios de alcalinização (EA), pré-ensaios (PE) e ensaios de *air stripping* e recuperação de amônia. A Tabela 8 apresenta a caracterização físico-química das amostras analisadas neste período.

Tabela 8 Caracterização físico-química das amostras de lixiviado bruto.

| Parâmetro | Unidade | n | Mínimo | Máximo | Média |
|--|---------|----|--------|--------|-------|
| pH | - | 10 | 8,13 | 8,80 | 8,51 |
| Condutividade | mS/cm | 9 | 16,70 | 17,89 | 17,44 |
| DQO | mg/L | 7 | 3200 | 5832 | 4316 |
| Cor | U.C | 10 | 2025 | 3700 | 2647 |
| Turbidez | N.T.U | 10 | 180 | 363 | 261 |
| Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃) | mg/L | 10 | 744 | 1612 | 1158 |
| Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) | mg/L | 9 | 1104 | 2076 | 1584 |
| ST (massa seca) | mg/L | 10 | 7642 | 13180 | 8901 |
| SVT | mg/L | 10 | 495 | 4260 | 2495 |
| SFT | mg/L | 10 | 4698 | 8930 | 6405 |
| Ssed | mL/L | 10 | 0 | 3 | 1 |

Como pode ser observada, a presença de nitrogênio amoniacal variou bastante, de 744 a 1612 mg/L, e em todas as amostras constatou-se que a forma amoniacal representa mais de 70% do nitrogênio total. Contudo, a aplicação de uma tecnologia focada na remoção da amônia especificamente pode resultar em um grande avanço para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, gerando efluentes com concentrações reduzidas deste nutriente.

4.2. Etapa 1: Ensaios de Alcalinização

Foram realizados 9 ensaios de alcalinização, 3 com cada tipo de reagente alcalinizante ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A; cal hidratada comercial tipo CHIII e NaOH P.A). O desempenho de cada um deles em relação ao gasto com reagente, à remoção de cor e turbidez e à geração de lodo, após precipitação por 1 hora, são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 Desempenho dos reagentes alcalinizantes.

| Reagente | n | Gasto Reagente (R\$/L) | Remoção Cor (%UC) | Remoção Turbidez (%NTU) | Lodo Gerado* (g/L) |
|--------------------------|---|------------------------|-------------------|-------------------------|--------------------|
| $\text{Ca}(\text{OH})_2$ | 3 | 2,19 | 79 | 77 | 62,48 |
| Cal Hidratada | 3 | 0,02 | 76 | 62 | 65,22 |
| NaOH | 3 | 0,22 | 40 | 54 | 2,36 |

*massa seca = lodo seco em estufa por 48 h a 105°C.

Constatou-se que o custo da alcalinização é elevado quando se utiliza reagentes com padrão analítico. Em pesquisa de preços o valor médio dos reagentes avaliados é: 38,00 R\$/Kg de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A; 20,00 R\$/Kg de NaOH P.A e 0,30 R\$/Kg de cal hidratada comercial. Avaliando-se o custo da alcalinização, observa-se na Tabela 8 que a cal hidratada comercial mostrou-se mais vantajosa, representando um gasto até 100 vezes menor se comparado ao $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A e 10 vezes menor quando comparado ao NaOH P.A.

Quanto à remoção de cor e turbidez, é evidente a elevada eficiência da alcalinização. Observa-se que, em relação à remoção de

cor, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A e Cal Hidratada Comercial tiveram praticamente o mesmo desempenho, próximo a 80%, enquanto o NaOH P.A promoveu remoção de apenas 40%. Em relação à remoção de turbidez não houve grande diferença entre os três reagentes. Mais uma vez o reagente que mostrou o pior desempenho foi o NaOH P.A.

Também foi constatada a elevada produção de lodo promovida pela adição de alcalinizantes, principalmente o hidróxido de cálcio, tanto o padrão analítico quanto a cal hidratada comercial. Na avaliação geral de desempenho dos reagentes alcalinizantes estudados, percebeu-se que, apesar de ter havido diferenças pequenas entre $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A e Cal Hidratada Comercial no que diz respeito à remoções de cor e turbidez e geração de lodo, o gasto com reagente é considerado um fator limitante ao uso do P.A.

Pode-se afirmar que é inviável utilizar um reagente com custo de 2,19 R\$/L em uma estação de tratamento que trata, por exemplo, 1 L/s, o que resultaria em um custo de aproximadamente R\$ 190.000/dia. Assim, optou-se por descartar este reagente dos ensaios da etapa 3, testando-se apenas os reagentes Cal Hidratada Comercial e NaOH P.A. A Figura 22 mostra o aspecto do lixiviado bruto, antes da adição dos reagentes alcalinizantes (a), e com adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A (b), de cal hidratada comercial (c) e de NaOH P.A, após 1 hora de precipitação em cone Imhoff. As Figuras 23 (a, b, c) mostram os cadinhos com lodo após 48 horas em estufa a 105°C.

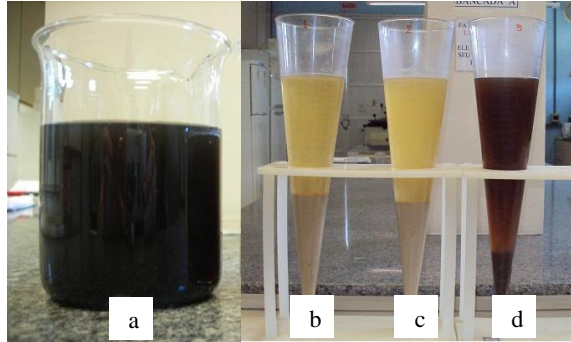


Figura 22 Aspecto do lixiviado bruto (a) e dos sobrenadantes após a alcalinização com adição de Ca(OH)_2 P.A (b), Cal Hidratada Comercial (c) e NaOH P.A (d)

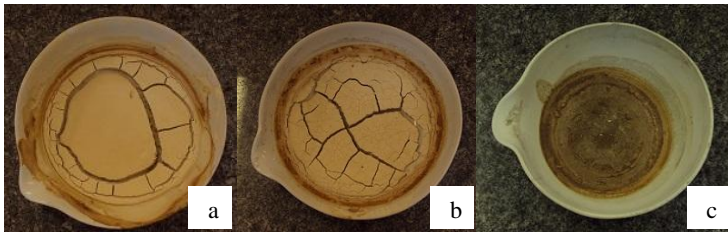


Figura 23 Lodo gerado na alcalinização de lixiviado com adição de Ca(OH)_2 P.A (a), Cal Hidratada Comercial (b) e NaOH P.A (c), após 48 horas em estufa a 105°C .

4.3. Etapa 2: Avaliação da torre de *air stripping* sem absorção de amônia e definição das condições operacionais para o sistema de absorção de amônia

4.3.1. *Pré-ensaio 1: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 3.600 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 18 \text{ L/h}$) e sem recuperação de amônia*

Este experimento teve como objetivo avaliar o desempenho da torre de *air stripping* em condições operacionais pré-estabelecidas na pesquisa bibliográfica, o que permitiria sua comparação com os estudos realizados por outros autores que também monitoraram

torres semelhantes. A Figura 24 proporciona a visualização do decaimento da concentração de nitrogênio amoniacal e o aumento do pH ao longo dos 4 dias em que a torre foi operada. O aumento do pH favoreceu naturalmente a remoção de amônia, como já mencionado no item 2.2.3, que torna-se gás volátil apenas quando encontra-se na forma não-ionizada (NH_3). Em pH 9,25 a amônia encontra-se 50% ionizada e 50% não ionizada (SOUTO, 2009).

A elevação do pH foi observada por diversos autores (FERRAZ, 2010; SOUTO 2009; YOKOYAMA *et al*, 2009; MARTTINEN *et al*, 2002) em seus experimentos com aplicação de lixiviado em torres de *air stripping*. Ferraz (2010) relacionou a elevação do pH à alcalinidade total, resultado do equilíbrio químico do sistema carbonato, que captura os íons H^+ liberados na remoção da amônia. Marttinen *et al* (2002), para um experimento sem controle de pH, obtiveram um incremento do pH de 7,3 e 7,5 para 9,2. Segundo os autores, esse fato ocorre provavelmente devido ao *air stripping* de dióxido de carbono.

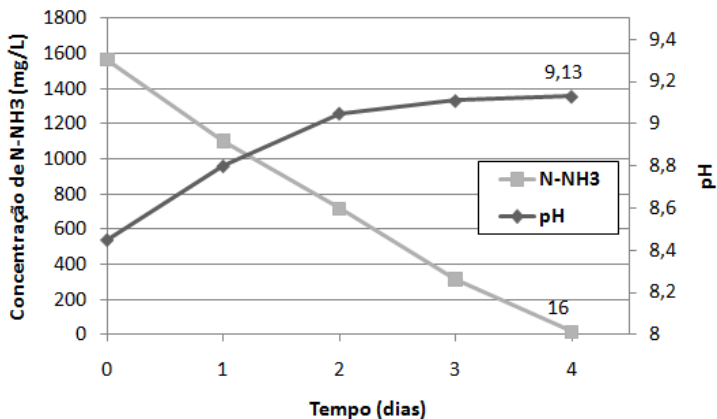


Figura 24 Comportamento do pH e da concentração de N-NH₃ ($Q_{AR} = 3.600 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 18 \text{ L/h}$; t =tempo em dias; sem alcalinização).

A eficiência em relação à remoção de N-NH₃ foi de 99% e 85% em relação ao NTK. O volume de ar (V_{AR}) introduzido no

sistema foi bastante alto, 345,6 m³ de ar para remover 34,05 g de N-NH₃, ou seja, 10,15 m³ar/gN-NH₃. O tratamento não promoveu remoções significativas de cor e turbidez, 35% e 19%, respectivamente.

Valores relativamente baixos se comparados ao tratamento com adição de alcalinizantes (Tabela 9). A baixa eficiência na remoção destes dois parâmetros também foi observada por Souto (2009) em torre de *air stripping* com dimensões e características parecidas: altura da coluna de recheio de 1m, diâmetro de 150 mm e operada com $Q_{AR}=1,1L/s$ e $Q_{LIX}=300 mL/min$, a mesma relação Q_{AR}/Q_{LIX} utilizada neste pré-ensaio (aproximadamente 200).

4.3.2. Pré-ensaio 2: Adequação da vazão de ar ao sistema de absorção de amônia

Este pré-ensaio teve como objetivo verificar qual a vazão máxima de ar que poderia ser suportada pelo sistema de absorção de amônia, composto por 3 frascos lavadores com volume de 3,5 litros cada. Como cada frasco seria preenchido com 2,5 litros de solução de ácido fosfórico (0,12 mol/L), o volume restante, 3 litros no total, teria que receber a vazão de ar mandada pelo compressor, de modo a não gerar pressão nas mangueiras condutoras, fazendo com que o sistema entrasse em colapso.

O sistema de absorção foi operado com diferentes vazões de ar, buscando-se a maior possível o que favoreceria também o *air stripping*. A vazão de ar que mais adequada para operar a torre de *air stripping* e o sistema de absorção de amônia foi de 0,5 litro de ar por segundo, ou 1800 L/h.

4.3.3. Pré-ensaio 3: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 9 \text{ L/h}$) e sem recuperação de amônia

Este pré-ensaio teve como objetivo avaliar o comportamento da torre de *air stripping* operada com a Q_{AR} mais adequada ao sistema de absorção de amônia, que era um fator limitante ao uso da máxima vazão de ar. Também era objetivo deste experimento relacionar a eficiência de remoção de N-NH_3 com a redução da vazão de ar, mantendo-se a mesma relação $Q_{AR}/Q_{LIX} = 200$, permitindo a comparação com o PE1.

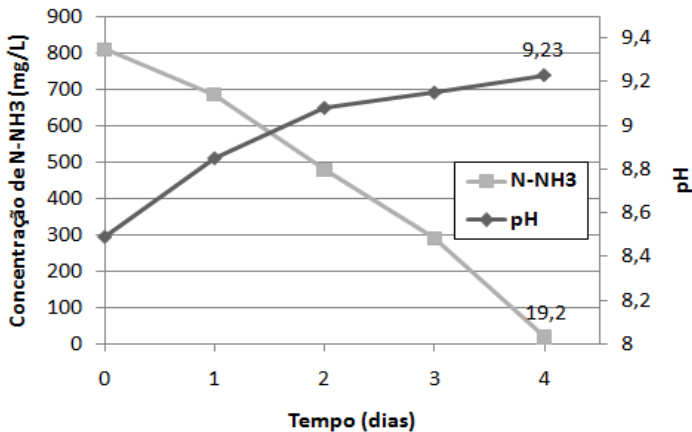


Figura 25 Comportamento do pH e da concentração de N-NH_3 ($Q_{AR} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 9 \text{ L/h}$; t =tempo em dias; sem alcalinização).

A concentração de nitrogênio amoniacal decaiu gradualmente, semelhante ao observado no Pré-Ensaio 1 (PE1). No entanto, é importante notar que a concentração inicial de N-NH_3 no PE1 foi de 1.563 mg/L enquanto o Pré-Ensaio 3 (PE3) foi de N-NH_3 de 809 mg/L . A comparação mais adequada é em relação ao V_{AR} gasto para remoção de N-NH_3 , que foi de $9,91 \text{ m}^3\text{ar/g N-NH}_3$. A diferença foi pequena em relação ao Pré-Ensaio 1 ($10,15 \text{ m}^3\text{ar/g N-NH}_3$) já que a Q_{AR} do PE3= $1/2 Q_{AR}$ do PE1. Com isso, verificou-se a pouca influência da redução da vazão de ar quando também for reduzida

proporcionalmente a vazão de lixiviado, ou seja, mantendo-se a mesma relação Q_{AR}/Q_{LIX} .

Também foi observado o mesmo comportamento da variável pH, que sofreu elevação ao longo do tempo, corroborando com os autores citados anteriormente. A Figura 26 relaciona através de uma regressão linear simples a concentração de nitrogênio amoniacal e a condutividade, nos dois pré-ensaios. A condutividade, que está ligada à concentração total de íons, diminui ao longo do tempo em virtude da redução da concentração $N-NH_3$ e outros gases voláteis como o gás carbônico.

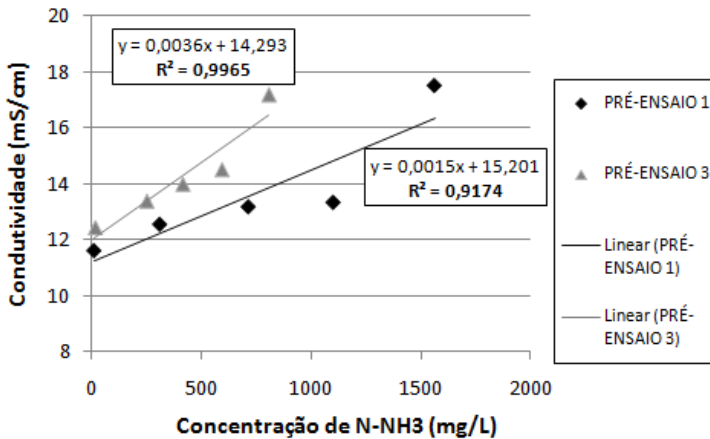


Figura 26 Relação entre condutividade e concentração de $N-NH_3$ (PE1 e PE3).

Souto (2009) observou esta correlação e atenta para a possibilidade de se utilizar a condutividade como uma estimativa da concentração de $N-NH_3$, o que facilitaria o seu monitoramento, já que este parâmetro é analisado através da leitura direta em um condutímetro. Observa-se na Figura 27 que há correlação entre estas duas variáveis, mostrada através da linha de tendência obtida com uma regressão linear, cujos valores de R^2 obtidos são próximos de 1.

O tratamento por *air stripping* em torre operada com relação $Q_{AR}/Q_{LIX} = 200$ proporcionou uma remoção de DQO considerável, 57% no PE1 e 40% no PE3. Apesar de ambos os ensaios terem operado com a mesma relação, a maior injeção de ar no PE1 pode ter ocasionado a remoção de compostos orgânicos voláteis, proporcionando maior remoção deste parâmetro (Figura 27)

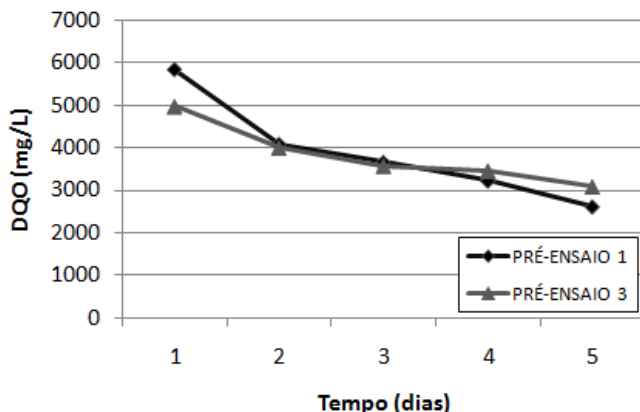


Figura 27 Comportamento da concentração de DQO (PE1 e PE3) ao longo do tempo.

4.4. Etapa 3: Avaliação do sistema *air stripping* + absorção de amônia em diferentes condições operacionais

Nesta etapa foram realizados experimentos onde buscou-se avaliar, primeiramente, o sistema *air stripping* + absorção de amônia, sem o uso de alcalinização prévia (Ensaio 1= E1). Posteriormente testou-se o sistema nas mesmas condições operacionais, com alcalinização, adicionando-se o MA1 (Cal Hidratada Comercial), e o MA2 (NaOH P.A) (ensaios E2 e E3, respectivamente). O quarto ensaio (E4) utilizou o alcalinizante que, na avaliação entre E2 e E3, apresentou o melhor desempenho (MA), testando ainda uma solução 2x mais concentrada para a absorção da amônia. E por fim, o E5 avaliou a torre de *air stripping* com Q_{LIX} 2 x maior que nos ensaios anteriores, resultando em uma relação

$Q_{AR}/Q_{LIX} = 45$, com alcalinização prévia do lixiviado com adição do MA, e com absorção de amônia em solução que obteve o melhor desempenho na recuperação da amônia (0,12 ou 0,24 mol/L).

4.4.1. *Ensaio 1: Operação de torre de air stripping, sem alcalinização prévia, com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)*

A operação da torre de *air stripping* com relação de $Q_{AR}/Q_{LIX} = 90$ e sem alcalinização prévia do lixiviado necessitou de 8 dias de operação para que a concentração de nitrogênio amoniacal baixasse de 744 mg/L para 17 mg/L, valor este dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11. A Figura 28 apresenta o decaimento das concentrações de N-NH₃ e NTK. Percebe-se que o decaimento do NTK na verdade está associado à remoção da amônia, como relatou Souto (2009) em seus experimentos em que não foi observada a alteração significativa de nitrogênio orgânico durante a aplicação do processo de *air stripping*.

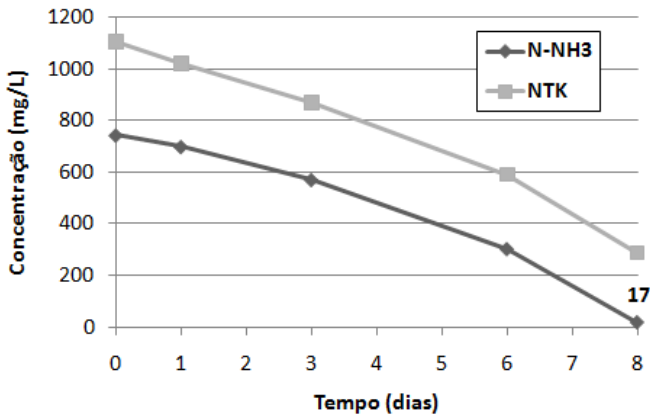


Figura 28 Comportamento das concentrações de N-NH₃ e NTK ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h; sem alcalinização, com absorção em solução a 0,12 mol/L H₃PO₄).

Para cada 1 g de N-NH₃ removido foi utilizado 21,60 m³ de ar. Comparando com os pré-ensaios 1 e 3, percebe-se que a torre operada com uma relação Q_{AR}/Q_{LIX} menor (90 contra 200, usada em PE1 e PE3) refletiu em um consumo quase 2x maior no volume de gás utilizado. Outro fator que deve ser considerado é que neste experimento a saída de amônia + ar estava acoplada ao sistema de absorção de amônia.

Este fato, de certo modo, funciona como uma barreira para a exaustão deste poluente já que é necessário romper a resistência oferecida pelos frascos lavadores e o líquido contido neles. A Figura 29 demonstra mais uma vez a correlação entre condutividade e concentração de nitrogênio amoniacal, também observada por outros autores (Ferraz, 2010; Souto, 2009).

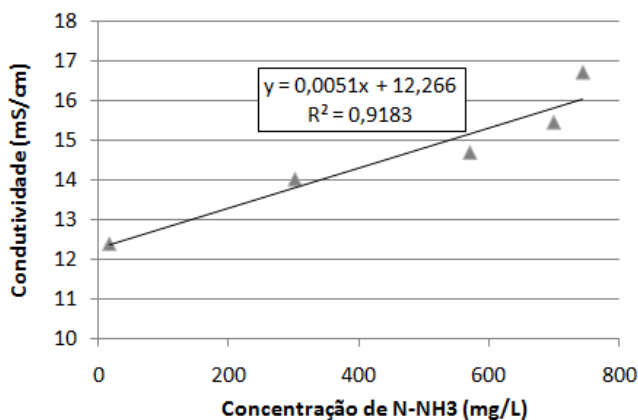


Figura 29 Relação entre condutividade e concentração de N-NH₃ (E1).

4.4.1.1. Desempenho na absorção de amônia em solução de ácido fosfórico ($c=0,12$ mol/L)

A massa total de amônia recuperada nos frascos lavadores com solução de ácido fosfórico a 0,12 mol/L foi de 9.981 mg, que representa 62% da massa de amônia introduzida no sistema através do lixiviado. Esta massa foi distribuída entre os 3 frascos, ficando a

maior parte retida no primeiro frasco, cerca de 5.490 mg, ou seja, 55%.

Do restante, 2.495 mg ficaram retidas no F2 e 1.996 mg no F3. Como a concentração da solução ácida tinha sido calculada prevendo-se uma entrada de 2.000 mg N-NH₃/L de lixiviado, e na prática a concentração inicial de nitrogênio amoniacal foi de 744 mg/L, não foi necessária a troca da solução durante o experimento.

4.4.2. Ensaio 2: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)

Para a alcalinização do lixiviado bruto até pH próximo de 12, foram utilizados 60 g/L de Cal Comercial Hidratada tipo CHIII. O lixiviado passou por sedimentação durante 1 hora e o sobrenadante foi recirculado na torre de *air stripping*. As remoções de cor e turbidez resultantes desta primeira etapa do processo foram de 79% em ambos os parâmetros, bastante eficiente como mostraram também os ensaios de alcalinização da etapa 1 deste trabalho (item 4.2).

Durante a alcalinização houve pequena remoção de nitrogênio amoniacal devido a agitação promovida para homogeneizar a mistura e solubilizar a Cal, e com o aumento do pH naturalmente a amônia começa a volatilizar e perde-se para a atmosfera durante este processo. A redução da concentração de N-NH₃ nesta etapa foi de 15%, passando de 1.253 para 1.087 mg/L. A Figura 30 apresenta o decaimento nas concentrações de NTK e N-NH₃, bem como o efeito da alcalinização prévia sobre estes dois parâmetros.

A remoção de nitrogênio amoniacal promovida pela alcalinização resulta em um decaimento da concentração de NTK, já que N-NH₃ representa em média cerca de 70% do NTK, de acordo com a caracterização das amostras de lixiviado bruto utilizado neste estudo. Também notou-se que a alcalinização faz com que haja uma remoção de nitrogênio amoniacal maior nos primeiros dias de experimento. Este fato também foi observado por Souto (2009). O

autor realizou um experimento onde se promoveu a alcalinização prévia do lixiviado bruto até pH 12, e isto fez com que houvesse remoção praticamente completa da amônia nos primeiros 1,5 dias, consumindo 139 m^3 de ar para remover 12 g de N-NH_3 .

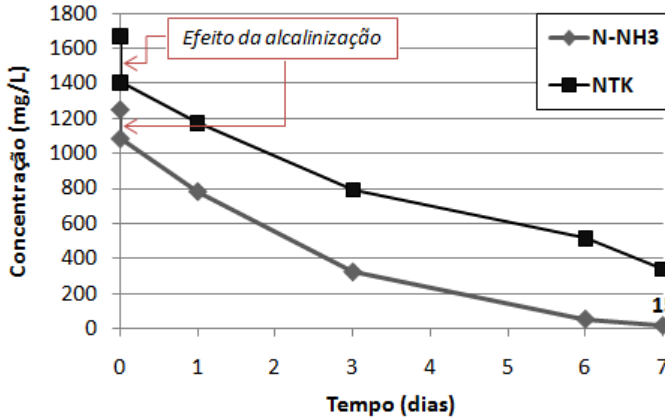


Figura 30 Comportamento das concentrações de N-NH_3 e NTK ($Q_{\text{AR}} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{\text{LIX}} = 20 \text{ L/h}$; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a $0,12 \text{ mol/L H}_3\text{PO}_4$)

O volume de ar necessário para remover em 7 dias $23,6 \text{ g}$ de N-NH_3 foi de $302,4 \text{ m}^3$, que equivale a $12,8 \text{ m}^3/\text{g}$ de N-NH_3 . Se comparado o desempenho da torre de *air stripping*, operada no E1 (sem o uso da alcalinização prévia) e no E2 (com a adição de Cal Hidratada Comercial), nota-se que a alcalinização promove uma redução no consumo de energia elétrica, pois sem o uso da Cal foram necessários $21,6 \text{ m}^3/\text{g}$ de N-NH_3 . Uma análise mais detalhada dos custos envolvidos em cada tratamento será mostrada no item 4.5.

Cheung *et al.* (1997) levantaram a hipótese de que a transferência de amônia do líquido para o ar é proporcional à concentração de N-NH_3 presente na solução. Ou seja, quanto maior a concentração inicial de nitrogênio amoniacal, maior a taxa de transferência de amônia para o ar, aumentando assim a velocidade e diminuindo o tempo necessário para remover a amônia. Também

ocorreu redução no parâmetro DQO do lixiviado, que passou de 4.390 para 3.990 mg/L, com remoção de 9%.

4.4.2.1. Desempenho na absorção da amônia em solução de ácido fosfórico ($c=0,12$ mol/L), em menor tempo e maior concentração inicial de $N-NH_3$ no lixiviado

Como neste ensaio não foram alteradas as configurações do sistema de absorção, tendo sido operado com mesmo volume de solução ácida e na mesma concentração de 0,12 mol/L, poder-se-ia avaliar possíveis outros efeitos sobre o desempenho do sistema. O sistema de absorção de amônia reteve 13.018 mg no total, cerca de 55% de toda amônia removida, e os 45% restantes foram perdidos para a atmosfera. Ficaram retidos no F1= 5.988 mg, no F2= 3645 mg e no F3= 3.385 mg. Um fato observado foi que o tempo de operação do sistema em relação ao E1 foi menor (7 dias no E2 e 8 dias no E1), refletindo em um menor tempo de contato entre a solução ácida e a amônia.

No entanto, como também foi observado por Ferraz (2010), o tempo também pode influenciar mais um mecanismo neste sistema, o de desorção de amônia da solução ácida. A amônia absorvida pela solução, que recebe um fluxo constante de ar + NH_3 , pode começar a ser novamente arrastada pelo borbulhamento da solução, e isto vai ocorrendo quanto mais se aproxima do ponto de saturação dela. A autora sugere a substituição da solução ácida no decorrer do ensaio.

4.4.3. Ensaio 3: Operação de torre de air stripping, alcalinização com NaOH P.A, com aeração ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h) e com absorção de amônia ($c=0,12$ mol/L)

Este experimento avaliou o uso do alcalinizante NaOH P.A e sua influência sobre o desempenho da torre de *air stripping* com o sistema de absorção de amônia. Foram adicionadas 13g de NaOH em micropérolas para cada litro de lixiviado.

Após sedimentação por 1 hora, o sobrenadante apresentou remoção de cor de 36% e 47% de turbidez, valores inferiores a 79%

obtido na remoção destes dois parâmetros no ensaio 2, com uso da Cal. A aplicação do sobrenadante alcalinizado na torre resultou em remoção de 98% do nitrogênio amoniacal, em relação à concentração do lixiviado bruto. Foram removidas 23.835 mg de N-NH₃ em 8 dias de operação da torre, consumindo um volume de ar de aproximadamente 14,5 m³/g de N-NH₃ removida. Da amônia removida, 56% foi recuperada. Em virtude da baixa eficiência na absorção química de amônia pela solução de ácido fosfórico a 0,12 mol/L, o ensaio 4 foi proposto a fim de testar uma solução 2x mais concentrada.

Como desvantagens atribuídas ao uso do composto NaOH P.A cita-se o alto custo, cerca de R\$0,21/L de lixiviado bruto, isto mantendo-se a média de 13 g/L necessários para elevar o pH até 12, além de um desempenho na remoção de cor e turbidez inferior ao observado com uso da Cal, como visto anteriormente. Outro fato observado nos ensaios de alcalinização é o efeito provocado pela adição de hidróxido de sódio, a elevação da condutividade, dificultando ou até impedindo o uso deste parâmetro como medida indireta da concentração de N-NH₃. Como este ensaio não teve um bom desempenho quando operado com lixiviado alcalinizado com NaOH, optou-se por usar a cal hidratada comercial, considerada melhor alcalinizante (MA) para os dois ensaios subseqüentes.

4.4.4. Ensaio 4: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 20 \text{ L/h}$) e com absorção de amônia ($c=0,24 \text{ mol/L}$)

O objetivo principal deste experimento foi avaliar o desempenho do sistema de absorção de amônia com o uso de uma solução ácida mais concentrada.

Inicialmente serão apresentados os resultados do desempenho da torre de *air stripping* especificamente, comparando-os com o E2 em que a torre foi operada nas mesmas condições, inclusive com o uso do mesmo alcalinizante (cal hidratada comercial). A Figura 31 apresenta o decaimento da concentração de nitrogênio amoniacal e o comportamento do pH, que inicialmente, no lixiviado bruto, era de

8,67, e após a alcalinização é elevado à 12,08. No decorrer do experimento, o pH diminui novamente até atingir 9,3 após 7 dias.

Este decaimento do pH também foi observado no experimento E2 com uso de Cal Hidr. Com., e corroborado por outros autores (Ferraz, 2010; Souto, 2009). Este comportamento torna-se benéfico já que o lixiviado, apesar de ter sido alcalinizado até pH 12, após a aplicação do *air stripping* acaba voltando a um pH menos alcalino, o que facilitaria sua correção posterior para aplicação em tratamento biológico, por exemplo.

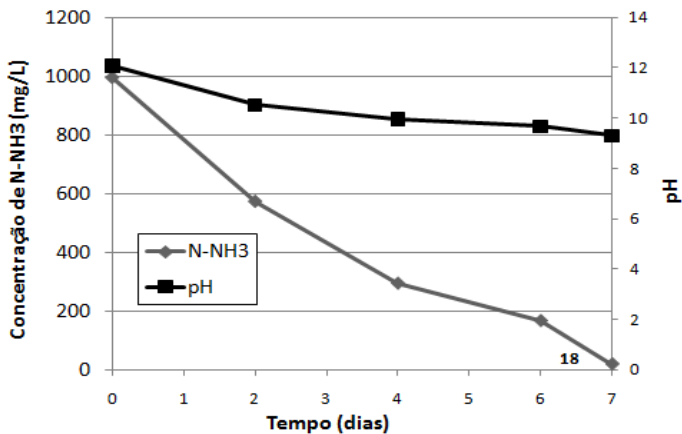


Figura 31 Comportamento da concentração de N-NH₃ e do pH ($Q_{AR} = 1.800$ L/h; $Q_{LIX} = 20$ L/h; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a $0,24$ mol/L H₃PO₄).

A remoção de N-NH₃ em 7 dias de experimento foi de 98%, atingindo neste período a concentração final de 18 mg/L. Foram gastos cerca de 14 m³ ar/g de N-NH₃ removida pela torre. Comparando ao resultado obtido no experimento E2, em que a torre foi operada nas mesmas condições (alcalinização com Cal Hidr. Com., $Q_{AR} = 1.800$ L/h, $Q_{LIX} = 20$ L/h), com exceção do sistema de absorção que será comentado no subitem seguinte, foi obtido praticamente o mesmo desempenho. Mais uma vez é mostrada na

Figura 32 a correlação existente entre o parâmetro condutividade e a concentração de nitrogênio amoniacal.

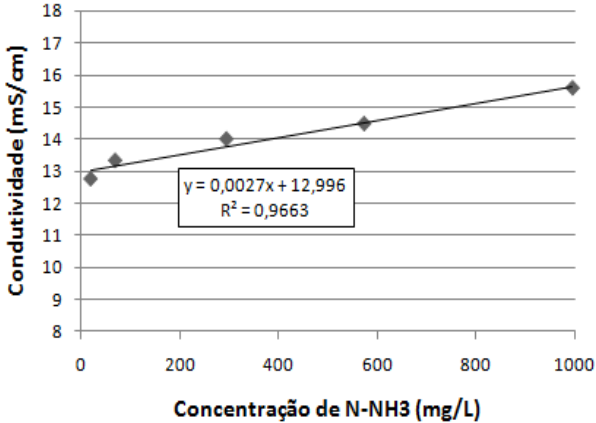


Figura 32 Relação entre condutividade e concentração de N-NH₃ (E4).

4.4.4.1. Desempenho na absorção de amônia em solução mais concentrada de ácido fosfórico ($c=0,24$ mol/L)

Devido à eficiência relativamente baixa na recuperação de amônia, obtida nos ensaios anteriores, quando comparadas, por exemplo, aos níveis de recuperação obtidos por Ferraz (2010) em seus experimentos usando solução de ácido sulfúrico, buscou-se avaliar uma solução mais concentrada.

Com isso, pode-se comparar o desempenho do sistema de absorção neste experimento (E4) com aquele obtido no experimento E2. A Tabela 10 apresenta os resultados da recuperação de amônia nos dois experimentos. Os valores em porcentagem referem-se ao nível inicial de N-NH₃, que no experimento E2 foi de 1,087 g/L e no E4 de 0,995 g/L, considerando os 22 litros iniciais de lixiviado recirculado, já que o volume de lixiviado evaporado e perdido nos experimentos em que promoveu-se a absorção de amônia foi praticamente zero.

Tabela 10 Recuperação de NH_3 nos experimentos E2 (0,12 mol/L) e E4 (0,24 mol/L).

| Recuperação NH_3 | E2 | | E4 | |
|---------------------------|--------|-----------|---------------|-----------|
| | (g) | (%) | (g) | (%) |
| Frasco 1 | 5,988 | 25 | 13,675 | 64 |
| Frasco 2 | 3,645 | 16 | 4,237 | 20 |
| Frasco 3 | 3,385 | 14 | 1,348 | 0,6 |
| Total | 13,018 | 55 | 19,260 | 90 |

Nas condições do experimento E2 obteve-se um desempenho na recuperação de amônia removida pelo processo de *air stripping* de 55%, valor muito inferior ao obtido no E4. Nota-se que o primeiro frasco conseguiu absorver uma massa maior de amônia, 64% de toda amônia removida pela torre. Este nível de recuperação obtido somente pelo frasco 1 foi superior ao obtido pela série de frascos nos ensaios realizados anteriormente.

Uma solução ácida mais concentrada aumentou proporcionalmente o número de íons H^+ , fazendo com que a solução absorvesse mais amônia em um mesmo volume. Analisando o desempenho do frasco 1 em relação ao total de amônia recuperada pelo sistema tem-se que mais de 70% da amônia recuperada fica retida no primeiro frasco.

Então, uma alternativa para facilitar a operação do sistema de absorção seria dimensionar o primeiro frasco com volume maior de solução, ou solução mais concentrada que a dos demais frascos, dimensionados apenas para absorver o excedente de amônia. Ferraz (2010) também obteve desempenho superior no primeiro dos dois frascos utilizados, cada um contendo 4 L de solução a 0,4 mol/L de ácido sulfúrico. Como a Q_{AR} utilizada em todos os ensaios foi a mesma, igual a 1.800 L/h, entende-se que esta seja uma vazão adequada a este sistema de absorção. A vazão de ar foi mantida no quinto ensaio (E5).

4.4.5. Ensaio 5: Operação de torre de air stripping, alcalinização com Cal Hidr. Com., com aeração ($Q_{AR} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 40 \text{ L/h}$) e com absorção de amônia ($c=0,24 \text{ mol/L}$)

Este experimento buscou avaliar a influência da vazão de lixiviado no desempenho da torre de arraste, em termos de remoção de nitrogênio amoniacal e recuperação da amônia. O lixiviado bruto foi alcalinizado com adição de Cal Hidr. Com., em concentração de 60g/L de lixiviado, o que elevou o pH de 8,35 a 12. Com a alcalinização e posterior sedimentação por 1 hora foram removidos 81% de cor e 75% de turbidez e a amônia volatilizada foi de 13%.

Isto ocorre espontaneamente devido à elevação do pH e à agitação promovida para homogeneização da mistura de lixiviado e Cal. Após a sedimentação o sobrenadante foi recirculado na torre de air stripping durante 9 dias. A concentração final de N-NH₃ chegou a 10 mg/L, uma remoção equivalente a 99%. A Figura 33 demonstra o decaimento na concentração de N-NH₃ e do pH ao longo dos dias em que o sistema foi operado. Também houve remoção de 75% de NTK.

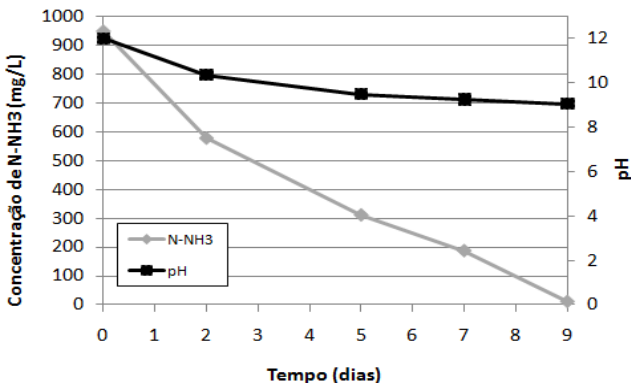


Figura 33 Comportamento da concentração de N-NH₃ e do pH ($Q_{AR} = 1.800 \text{ L/h}$; $Q_{LIX} = 40 \text{ L/h}$; alcalinização com Cal Hidr. Com., com absorção em solução a 0,24 mol/L H₃PO₄).

A massa de amônia removida por air stripping foi de 20,69 g e o consumo de ar de 388,8 m³, o que equivale a uma relação de 18,9 m³ ar/g N-NH₃ removido. Ferraz (2010) obteve resultados

semelhantes, 21 m³ ar/g de nitrogênio amoniacal removida para experimentos onde lixiviado alcalinizado com Cal Hidratada Comercial, também do tipo CHIII, e 29 m³ ar/g de nitrogênio amoniacal removida para experimentos com lixiviado não alcalinizado. A remoção de DQO foi de 36%, de 3.420 para 2.225 mg/L, a remoção mais significativa deste parâmetro entre todos os tratamentos propostos nos ensaios anteriores.

Isto pode estar relacionado ao tempo de operação do sistema neste experimento que foi de 9 dias, mais longo que os demais, expondo o lixiviado por mais tempo à aeração. Em relação à absorção de amônia, não foi notada influência da relação Q_{AR}/Q_{LIX} na recuperação de amônia pelos frascos. Em relação à massa de amônia removida por air stripping, o sistema recuperou 92%, desempenho semelhante ao obtido no experimento anterior.

Ficaram retidos no primeiro frasco 63% do total recuperado, enquanto no ensaio E4 ficaram retidos 70% em F1. O tempo de operação do sistema pode influenciar no processo de absorção química, de forma positiva quando aumenta o tempo de contato da solução ácida com o gás amônia liberado pela torre, mas também pode ser um fator negativo já que quanto mais aerada for a solução, mais amônia pode ser novamente arrastada da solução.

4.5. Considerações gerais sobre o desempenho do sistema de tratamento por *air stripping* com recuperação de amônia

A Tabela 11 apresenta as principais características operacionais dos tratamentos propostos, bem como o desempenho em relação à remoção de amônia pela torre de arraste e à recuperação da amônia.

Tabela 11 Características dos experimentos utilizando sistema de tratamento por *air stripping* com recuperação de amônia

| Experimento | Alcalinização Prévia | pH | Q _{AR} (L/h) | Q _{LIX} (L/h) | Q _{AR} /Q _{LIX} | TO (h) | V _{AR} /massa N-NH ₃ removida (m ³ /g) | Remoção N-NH ₃ (%) | Recuperação N-NH ₃ (%) |
|-------------|----------------------|-------|-----------------------|------------------------|-----------------------------------|--------|---|-------------------------------|-----------------------------------|
| PE1 | Não | 8,45 | 3.600 | 18 | 200 | 96 | 10,15 | 99 | Não |
| PE3 | Não | 8,49 | 1.800 | 9 | 200 | 96 | 9,91 | 98 | Não |
| E1 | Não | 8,80 | 1.800 | 20 | 90 | 192 | 21,6 | 98 | 62 |
| E2 | C.H.C. | 12,05 | 1.800 | 20 | 90 | 168 | 12,8 | 98 | 55 |
| E3 | NaOH P.A | 12,10 | 1.800 | 20 | 90 | 192 | 14,5 | 98 | 56 |
| E4 | C.H.C. | 12,08 | 1.800 | 20 | 90 | 168 | 14,0 | 98 | 90 |
| E5 | C.H.C. | 12,00 | 1.800 | 40 | 45 | 216 | 18,9 | 99 | 92 |

QAR: vazão de ar; QLIX: vazão de lixiviado; TO: tempo de operação do sistema; VAR/massa N-NH₃: volume de ar consumido por unidade de massa de nitrogênio amoniacal removido; CHC: Cal hidratada comercial

Os experimentos realizados neste estudo mostraram que, de modo geral, a técnica de *air stripping* aplicada ao tratamento de lixiviado é eficiente do ponto de vista da remoção de nitrogênio amoniacal, onde foram obtidas remoções acima de 98%. Mas para que os resultados não sejam mal interpretados, optou-se por mencionar sempre o volume de ar consumido para remover 1 g de nitrogênio amoniacal. Neste parâmetro estão inclusos a vazão de ar utilizada e o tempo de operação do sistema, bem como as concentrações iniciais e finais de nitrogênio amoniacal. Estes dados são essenciais para a correta interpretação dos resultados.

A comparação destes resultados com outros estudos já desenvolvidos nesta área é uma tarefa difícil, pois cada tratamento proposto apresenta particularidades que muitas vezes não ficam claras ou não são citadas na fonte. Outro aspecto que dificulta a comparação de resultados com outros estudos é a dimensão do aparato experimental. Na maioria dos casos, os estudos foram desenvolvidos em bancada, com volume de lixiviado inferior a 10 L (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTTINEN, 2002; YOKOYAMA, 2009), e algumas vezes os estudos foram desenvolvidos não em torres, mas em tanques de arraste com aeração fornecida por agitadores mecânicos. Dos trabalhos encontrados na literatura, dois foram muito usados para estabelecer comparações, o de Souto (2009) e de Ferraz (2010), por se tratarem de estudos onde foram utilizadas torres de *air stripping* com dimensões e condições operacionais semelhantes.

Com relação à recuperação de amônia associada ao processo de *air stripping*, é ainda mais escasso o número de trabalhos científicos. Destaca-se o de Ferraz (2010), com absorção de amônia em solução de ácido sulfúrico, gerando assim sulfato de amônio. A autora relata eficiências de 67 a 97% na absorção de amônia. Comparando com os resultados obtidos neste estudo percebe-se que o uso de ácido fosfórico também pode ser uma alternativa viável. A análise de custos ajudará na escolha do melhor tratamento em meio àqueles testados neste trabalho.

4.6. Análise de custos operacionais

A alternativa de tratamento avaliada neste estudo mostrou-se eficiente do ponto de vista da remoção de nitrogênio amoniacal, seu objetivo principal. Além disso, ela minimiza o impacto do processo de *air stripping* sobre a saúde humana e o meio ambiente, ocasionado pela transferência de amônia do efluente para a atmosfera. No entanto, para a aplicação deste sistema em larga escala, em estações de tratamento reais, é necessário avaliar os custos envolvidos no processo. A Tabela 12 apresenta os custos relacionados à alcalinização prévia, tendo como base o volume de lixiviado utilizado nos experimentos, de 22 L.

Tabela 12 Custos associados à etapa de alcalinização prévia

| Ensaio | Alcalinização Prévia | Dosagem (g/L) | Custo Reagente (R\$/g) | Custo Reagente (R\$/L) | C.A. (R\$/m ³) |
|--------|----------------------|---------------|------------------------|------------------------|----------------------------|
| PE1 | Não | - | - | - | - |
| PE3 | Não | - | - | - | - |
| E1 | Não | - | - | - | - |
| E2 | C.H.C. | 60 | 0,000335 | 0,02 | 20,00 |
| E3 | NaOH P.A | 13 | 0,016800 | 0,22 | 220,00 |
| E4 | C.H.C. | 60 | 0,000335 | 0,02 | 20,00 |
| E5 | C.H.C. | 60 | 0,000335 | 0,02 | 20,00 |

CA: custo da alcalinização

Os custos associados ao consumo de energia elétrica para manter bomba e compressor são apresentados na Tabela 13. A energia consumida pelo compressor refere-se à potência máxima dele, 120W. Para facilitar os cálculos, o mesmo foi feito para a bomba centrífuga, onde o consumo também se refere à potência máxima de 80W. O valor da energia elétrica é de 0,30808 R\$/kWh (ANEEL, 2011).

Tabela 13 Custos associados ao consumo de energia pelos equipamentos elétricos (bomba e compressor).

| Ensaio | Q_{AR} (L/h) | Q_{LIX} (L/h) | TO (h) | E_{AR} (kWh) | CE_{AR} (R\$/22L) | E_{LIX} (kWh) | CE_{LIX} (R\$/22L) | CTE (R\$/m ³) |
|--------|-------------------|--------------------|-----------|-------------------|------------------------|--------------------|-------------------------|------------------------------|
| PE1 | 3.60 | 18 | 96 | 11,52 | 3,55 | 7,68 | 2,37 | 269,10 |
| PE3 | 1.80 | 9 | 96 | 11,52 | 3,55 | 7,68 | 2,37 | 269,10 |
| E1 | 1.80 | 20 | 192 | 23,04 | 7,10 | 15,36 | 4,73 | 537,73 |
| E2 | 1.80 | 20 | 168 | 20,16 | 6,21 | 13,44 | 4,14 | 470,45 |
| E3 | 1.80 | 20 | 192 | 23,04 | 7,10 | 15,36 | 4,73 | 537,73 |
| E4 | 1.80 | 20 | 168 | 20,16 | 6,21 | 13,44 | 4,14 | 470,45 |
| E5 | 1.80 | 40 | 216 | 25,92 | 7,99 | 17,28 | 5,32 | 605,00 |

E_{AR} : consumo de energia elétrica pelo compressor; CE_{AR} : custo da energia elétrica consumida pelo compressor, equivalente ao tratamento de 22L; E_{LIX} : consumo de energia elétrica pela bomba centrífuga; CE_{LIX} : custo da energia elétrica consumida pela bomba centrífuga, equivalente ao tratamento de 22L; CTE: custo total com energia elétrica correspondente ao tratamento de 1m³ de lixiviado.

A Tabela 14 demonstra os gastos relacionados ao consumo de reagente (ácido fosfórico) necessário para a recuperação de amônia no sistema proposto neste trabalho, que utilizou 7,5 litros de solução em cada experimento, com concentração de 0,12 e 0,24 mol/L. Além disso, foram atribuídos valores estimados à solução final produzida na absorção de amônia, que resultou na formação do subproduto fosfato monoamônico (MAP). O valor comercial deste produto é de aproximadamente 12,30 R\$/Kg, com concentração mínima de N igual a 10% em massa.

Isto significa dizer que para produzir 1 Kg de fosfato de monoamônio comercial, seria necessário 0,1Kg de N. Assim sendo, no cálculo do Lucro (R\$/m³), para cada Kg de amônia recuperada, tem-se 1 Kg de N, que produziria 10 Kg de fosfato de monoamônio, resultando em 123,00 R\$/Kg de N. Mas para que este composto pudesse ser comercializado realmente, deveria passar por uma análise quali-quantitativa para que fosse averiguada sua qualidade e composição.

Tabela 14 Custos atribuídos à absorção de amônia em solução de ácido fosfórico e “lucro” associado à possível comercialização do sub-produto MAP.

| Ensaio | V (L) | C (mol/L) | Custo Reagente (R\$/L) | Consumo Reagente (L) | CR (R\$/22L) | CR (R\$/m ³) | Rec. N-NH ₃ (Kg/m ³) | Lucro* (R\$/m ³) |
|--------|-------|-----------|------------------------|----------------------|--------------|--------------------------|---|------------------------------|
| PE1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PE3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| E1 | 7,5 | 0,12 | 31,60 | 0,625 | 19,75 | 897,72 | 0,45 | 55,35 |
| E2 | 7,5 | 0,12 | 31,60 | 0,625 | 19,75 | 897,72 | 0,592 | 72,82 |
| E3 | 7,5 | 0,12 | 31,60 | 0,625 | 19,75 | 897,72 | 0,609 | 74,91 |
| E4 | 7,5 | 0,24 | 31,60 | 1,25 | 39,5 | 1795,45 | 0,875 | 107,62 |
| E5 | 7,5 | 0,24 | 31,60 | 1,25 | 39,5 | 1795,45 | 0,865 | 106,40 |

V: volume de solução utilizada na absorção de amônia; C: concentração da solução; CR: custo da absorção; Rec. N-NH₃: massa de amônia recolhida para cada 1m³ de lixiviado; *equivalente ao preço do composto MAP com 10% de Nitrogênio (R\$12,30/ Kg)

A Tabela 15 traz o custo total de cada tratamento, considerando alcalinização prévia, custos com energia elétrica, custos da recuperação de amônia, bem como o lucro com a possível venda do subproduto. Como podem ser observados, os custos da operação deste sistema de tratamento são bastante elevados. O custo associado à recuperação de amônia em solução de ácido fosfórico foi o que mais encareceu o tratamento.

Estes custos podem ser reduzidos se a dosagem de ácido fosfórico for realizada proporcionalmente à concentração inicial de nitrogênio amoniacal, diferentemente do cálculo realizado para preparação da solução utilizada nos ensaios, que previa uma concentração média inicial de 2.000 mg/L. Outro ponto importante é o aperfeiçoamento do sistema de absorção de amônia, fazendo com que haja uma absorção química mais eficiente através de difusões de ar na entrada dos frascos lavadores.

Tabela 15 Custos totais do tratamento por *air stripping* e absorção de amônia com ácido fosfórico, para as condições operacionais avaliadas nos experimentos realizados.

| Ensaio | CA (R\$/m ³) | CTE (R\$/m ³) | CR (R\$/m ³) | Lucro (R\$/m ³) | CT (R\$/m ³) |
|--------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| PE1 | - | 269,10 | - | - | 269,10 |
| PE3 | - | 269,10 | - | - | 269,10 |
| E1 | - | 537,73 | 897,72 | 55,35 | 1380,10 |
| E2 | 20,00 | 470,45 | 897,72 | 72,82 | 1388,17 |
| E3 | 220,00 | 537,73 | 897,72 | 74,91 | 1655,45 |
| E4 | 20,00 | 470,45 | 1795,45 | 107,62 | 2285,90 |
| E5 | 20,00 | 605,00 | 1795,45 | 106,40 | 2420,45 |

Ferraz (2010), que avaliou a absorção de amônia em solução de ácido sulfúrico, obteve um custo de 255 R\$/m³ nesta etapa do tratamento. A autora atenta que, quando é usada água deionizada na absorção de amônia o custo desta etapa cai para zero, e é possível obter um lucro de 0,60 R\$/m³ com a comercialização da aquamônia.

Em relação aos custos totais envolvidos, nota-se que os tratamentos que obtiveram o melhor desempenho foram aqueles onde a torre foi operada com uma relação $Q_{AR}/Q_{LIX}=200$ (PE1 e PE3), e sem o uso da alcalinização prévia do lixiviado. Mas como o objetivo principal deste estudo era a avaliação de um sistema que promovesse a recuperação da amônia removida pela torre de *air stripping*, o tratamento E1, também sem o uso da alcalinização, foi o que demonstrou o melhor desempenho em relação a custos, por ter conseguido conciliar remoção e recuperação de amônia.

5. CONCLUSÕES

Neste trabalho procurou-se avaliar um sistema de tratamento de lixiviado combinando o processo de *air stripping* para remoção de nitrogênio amoniacal com uso de frascos lavadores para recuperação da amônia removida pelo arraste. As principais conclusões deste trabalho estão relacionadas aos objetivos específicos especificados no início deste trabalho:

- *Objetivo específico I: Avaliar o desempenho de três tipos de alcalinizantes aplicados na alcalinização de lixiviado bruto, como etapa anterior ao processo de air stripping;*

Dos três reagentes alcalinizantes testados: Ca(OH)_2 P.A., Cal Hidratada Comercial, e NaOH P.A., a Cal promoveu, além da elevação do pH do lixiviado, uma remoção significativa de cor e turbidez, em média 76 e 62%. A Cal também apresenta o menor custo entre os reagentes avaliados e é um produto de fácil aquisição. No entanto, o uso de 60g/L de lixiviado promoveu a formação de aproximadamente 65g de lodo seco, o que representaria um acréscimo de trabalho na operação da estação de tratamento de lixiviado que utilizasse esta técnica..

- *Objetivo específico II: Verificar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal por torre de air stripping, bem como a alteração de outros parâmetros físico-químicos do lixiviado;*

A torre de *air stripping* removeu em média 98% de nitrogênio amoniacal, com tempo de operação de 4 a 9 dias. O volume de ar consumido para remoção de 1 g de nitrogênio amoniacal variou de 9, 91 a 21,6 m³. Além da remoção de N-NH₃ e NTK, o processo de *air stripping* removeu até 36% de DQO.

- *Objetivo específico III: Avaliar o desempenho e eficiência do sistema de absorção de amônia;*

A eficiência do sistema de absorção de amônia variou de 55 a 92%, estando relacionada principalmente à vazão de ar em que a

torre é operada e à concentração da solução ácida. O melhor desempenho do sistema de absorção foi obtido com relação $QAR/QLIX = 45$ e concentração da solução ácida de 0,24 mol/L.

- *Objetivo específico IV: Examinar os custos da remoção de amônia por air stripping e da sua recuperação aplicando-se o tratamento em diferentes condições operacionais.*

Os custos para operação da torre de *air stripping* são elevados, sendo que o maior custo está associado ao consumo de energia elétrica. O melhor desempenho foi obtido com operação da torre numa relação de $QAR/QLIX = 200$, com custo médio de aproximadamente 270 R\$/m³ de lixiviado tratado. Já em relação aos custos do sistema de absorção, o melhor desempenho foi obtido com uso de solução ácida menos concentrada devido ao preço elevado do reagente utilizado.

De modo geral, a combinação destas duas tecnologias mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal e recuperação de amônia, porém, uma análise financeira simplificada demonstrou que o custo operacional destes dois processos combinados pode inviabilizar a aplicação do sistema em uma escala real. No entanto, em aterros sanitários com aproveitamento energético do biogás, os custos relacionados ao consumo de energia para mover equipamentos elétricos não seriam um problema.

6. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

São sugestões para a continuidade de estudos nesta área:

- A avaliação de uma dosagem ótima de Cal Hidratada Comercial de modo a conciliar a maior eficiência possível em relação à remoção de cor e turbidez, com um menor custo;
- A avaliação dos impactos ambientais associados ao uso da Cal para alcalinização do lixiviado em grande escala, e avaliar a possibilidade de recuperar e reutilizar a Cal neste sistema;
- O estudo da aplicabilidade do lodo gerado no processo de alcalinização prévia no próprio aterro como material de cobertura;
- A avaliação de outros materiais de recheio para a torre de *air stripping*, inclusive com o uso de “bobs de cabelo”, que apresentam área superficial específica elevada;
- Qualificação e quantificação de todos os gases removidos por *air stripping*;
- O aprimoramento do sistema de absorção de amônia, com substituição dos frascos lavadores por torres recheadas operadas em contracorrente, onde o fluxo de ar + amônia se cruzaria com o fluxo da solução absorvente, que poderia ser água deionizada para minimizar os custos

7. REFERÊNCIAS

ALAM, R.; HOSSAIN, D. **Effect of packing materials and other parameters on the air stripping process for the removal of ammonia from the wastewater of natural gas fertilizer factory.** Journal Water Resource and Protection, 2009, p. 210-215. Disponível em: <http://www.SciRP.org/journal/jwarp/>. Acesso em: 20/12/2009.

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: GOMES, L. P. (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 4, p. 96 - 139. Projeto PROSAB.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS (ANDA). **Manual de Controle de Qualidade de Fertilizantes Minerais Sólidos.** Acesso em 21/03/11. Disponível em: <http://www.anda.org.br/livrostecnicos/Manual%20de%20Controle%20de%20Qualidade%20de%20Fertilizantes%20Minerais%20Solidos.pdf>

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR-10.007. **Amostragem de resíduos: procedimento.** Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR-8419. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR-8849. **Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos**. 1985.

ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for ammonia**. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, 2004. 269p.

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 activate carbon and limestone**. Waste Management Research, V.22. 2004.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO (BNDES). **Fertilizantes: Uma Visão Global Sintética**. Rio de Janeiro, n. 24, p. 97-138, 2006. Acesso em 20/07/2010. Disponível em: http://www.bndespar.com.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/bnset/set2404.pdf

CAPELO NETO, J.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. **Geração do percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa**. Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, v. 4, n 3/4, 1999.

CAS – CHEMICAL ABSTRACTS SERVICE. Acesso em: 10/05/2010. Disponível em: www.cas.org.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Florianópolis: ABES, 2003. Cap. 2, p. 19 - 50. Projeto PROSAB.

CASTILHOS JR, A. B.; REICHERT, G. A. **Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador). Florianópolis: UFSC, 2007. 92p.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. **Tratamento físico - químico de lixiviados de aterro sanitário por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado.** Eng Sanit Ambient, v.15, n.4, out/dez 2010, pg 385-392.

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

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. **The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed.** The Science of the Total Environment, Vol. 170, pp. 71-79. 1995. Elsevier Science Ltd.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 1985. **Dicionário de Termos Técnicos de Saneamento Ambiental.** São Paulo: CETESB.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº397, de 03 de abril de 2008,** altera o inciso II do Parágrafo 4º, e a Tabela X do Parágrafo 5º, do Art. 34 da Resolução nº357, de 18 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. D.O.U. Brasília, 2008.

_____. **Resolução nº430 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes; complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. D.O.U. Brasília, 2011.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A Citizen's Guide to Air Stripping.** 2001. Acesso em: 20/04/2009. Disponível em: http://www.epa.gov/superfund/community/pdfs/suppmaterials/treatmenttech/air_stripping.pdf.

FEEMA – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA E MEIO AMBIENTE. **Critérios e padrões de lançamento de efluentes líquidos.** 1986. NT202, R-10. Rio de Janeiro.

FELIX, E. P.; CARDOSO, A. A. **Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise.** Química Nova, v. 27, n.1, 2004.

FERRAZ, F. M. **Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários.** (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação Área de concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2010.

HUANG, J. C.; SHANG, C. **Air stripping. Advanced physicochemical treatment.** Handbook of Environmental Engineering. Vol. 4. Cap. 2 p. 47 – 79. Human Press, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008.** Apresentada em 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 20/02/2010.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e Características do Lixiviado.** In: GOMES, L. P. (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 2, p. 26 – 59. Projeto PROSAB.

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: GOMES, L. P. (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 3, p. 60 – 96. Projeto PROSAB.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. **Estudo do processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário.** In: XIII SILUBESA, 2008, Belém. Anais do XIII SILUBESA. Belém, 2008. v. u. p. 1-5.

- 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**. Chemosfere, v.46, n.6, p.851-858, 2002.
- MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2007. 187 p.
- McBEAN, E., A; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J.; **Solid waste landfill engineering and design**. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, 1995. 521p.
- METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4ª Ed. International Edition. Revisada por TCHOBANOGLOBUS, G.; BURTON, F. L.;; STENSEL. H. D. New York: McGraw-Hill, 2003. Cap. 11. 1819p.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Diagnóstico do manejo dos resíduos sólidos urbanos – 2007**. Brasília-DF. Ministério das Cidades – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA), 2009. 262 p.
- MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). KULAIF, Y. **Perfil dos Fertilizantes NPK**. Relatório Técnico 75. Cadeia de Fertilizantes. Produto 49. Brasília, 2009. Acesso em: 14/11/10. Disponível em: http://www.mme.gov.br/sgm/galerias/arquivos/plano_duo_decenal/a_transformacao_mineral_no_brasil/P49_RT75_Perfil_dos_Fertilizantes_N-P-K.pdf
- MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro-RJ, 2008. 131 p.
- POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. **Introdução**. In: GOMES, L. P. (Coord). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de

aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap. 1, p. 19. Projeto PROSAB.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. Lancaster, Pennsylvania, EUA: Technomic Publishing Company, Inc, 1994. 339p.

RUSSEL, J. B. **Química geral**. 2 vols. São Paulo: Makron Books, 1994. 1268p.

SHISKOWSKI, D. M.; MAVINIC, D. S. **Biological treatment of a high ammonia leachate: influence of external carbon during initial startup**. Water Research, V. 32, n^o 8. 1998.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese Doutorado – Programa de Pós-Graduação. Área de concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2009.

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

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. New York, NY: McGraw-Hill. 2003.

TREYBAL, R. E. **Mass-transfer operations**. 3^a Ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1980. Cap. 6. 784 p.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process design manual for nitrogen control**. US. Environmental Protection Agency – Technology Transfer, 1975.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nitrogen Control**. US. Environmental Protection Agency – Technology Transfer, 1993.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Control and Pollution Prevention Options for Ammonia Emissions**. US. Environmental Protection Agency – Technology Transfer, 1995.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452p.

WISZNIOWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J-V. **The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive**. Journal of Environmental Management. V. 85, p. 59-68

YOKOYAMA, L; CAMPOS, J.C; MOURA, D.A.G; COSTA, A.P.M; CARDILLO, L. **Ammonia removal from landfill leachate by air stripping**. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2009.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Florianópolis: ABES, 2003. Cap. 1, p 1 . Projeto PROSAB.

APÊNDICES

Apêndice A – ENSAIOS DE ALCALINIZAÇÃO (ETAPA 1)

| Parâmetros | Unidades | EA1 | | | | EA2 | | | | EA3 | | | |
|-----------------|----------|------------|----------|------------|----------|------------|----------|------------|----------|------------|---------|------------|--------|
| | | Lix. Bruto | Ca(OH)2 | Cal hidra. | NaOH | Lix. Bruto | Ca(OH)2 | Cal hidra. | NaOH | Lix. Bruto | Ca(OH)2 | Cal hidra. | NaOH |
| pH | | 8,13 | 12,39 | 12,00 | 12,00 | 8,70 | 12,03 | 11,95 | 12,00 | 8,46 | 12,60 | 12,30 | 12,15 |
| Condutividade | mS/cm | 17,89 | 17,8 | 15,33 | >limite | 17,6 | 17,6 | 16,99 | >limite | NR | NR | NR | NR |
| DQO | mg/L | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| Cor | U.C | 3.700 | 1.750 | 1.800 | 2.800 | 2.100 | 210 | 280 | 630 | 3.490 | 240 | 350 | 2.560 |
| Turbidez | N.T.U | 259 | 43,5 | 55,7 | 158 | 185 | 3,75 | 21,4 | 56,1 | 363 | 185 | 301 | 197 |
| N-NH3 | mg/L | 1.302,50 | 1.080,00 | 1.221,50 | 1.299,50 | 1.612,00 | 1.384,00 | 1.480,00 | 1.333,00 | 813,00 | 685,50 | 680,50 | 713,50 |
| NTK | mg/L | 1684 | 1387 | 1507 | 1509 | 2076 | 1699 | 1890 | 1676 | NR | NR | NR | NR |
| ST (massa seca) | mg/L | 7642 | 65822 | 61309 | 2566 | 13180 | 86843 | 91841 | 2324 | 7773 | 34781 | 42520 | 2184 |
| SVT | mg/L | 2944 | NA | NA | NA | 4260 | NA | NA | NA | 539 | NA | NA | NA |
| SFT | mg/L | 4698 | NA | NA | NA | 8920 | NA | NA | NA | 7234 | NA | NA | NA |
| Ssed | mL/L | 2 | 280 | 230 | 76 | 0 | 575 | 380 | 52 | 0 | 175 | 60 | 35 |

Apêndice B – PRÉ-ENSAIOS DE AIR STRIPPING DE AMÔNIA (ETAPA 2)

| Parâmetros | Unidade s | PE1 | | | | | PE3 | | | | |
|--------------------|--------------|--------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|
| | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| pH | | 8,45 | 8,80 | 9,05 | 9,11 | 9,13 | 8,49 | 8,85 | 9,08 | 9,10 | 9,13 |
| Condutividade | mS/cm | 17,5 | 17,1 | 16,9 | 16,1 | 14,9 | 17,2 | 16,7 | 16,1 | 15,4 | 14,3 |
| DQO | mg/L | 5832,7 | 5234 | 4690 | 4128 | 3352 | 4980 | 4616 | 4119 | 3980 | 3549 |
| DQO corrigida | mg/L | 5832,7 | 4085 | 3660 | 3222 | 2616 | 4980 | 4008 | 3576 | 3455 | 3081 |
| Cor | U.C | 2025 | 1890 | 1815 | 1770 | 1690 | 2980 | 2820 | 2800 | 2765 | 2640 |
| Cor corrigida | U.C | 2025 | 1475 | 1417 | 1381 | 1319 | 2980 | 2448 | 2431 | 2401 | 2292 |
| Turbidez | N.T.U | 180 | 173 | 159 | 152 | 145 | 310 | 300 | 295 | 289 | 262 |
| Turbidez corrigida | N.T.U | 180 | 135 | 124 | 119 | 113 | 310 | 260 | 256 | 251 | 227 |
| N-NH3 | mg/L | 1563 | 1413 | 919 | 403 | 20 | 809 | 685 | 479 | 290 | 19 |
| N-NH3 corrigido | mg/L | 1563 | 1103 | 717 | 315 | 16 | 809 | 595 | 416 | 252 | 17 |
| NTK | mg/L | 2010 | 1890 | 1412 | 897 | 409 | 1230 | 1070 | 812 | 614 | 370 |
| NTK corrigido | mg/L | 2010 | 1475 | 1102 | 700 | 319 | 1230 | 929 | 705 | 533 | 321 |
| ST (massa seca) | mg/L | 13150 | NA | NA | NA | 12980 | 7764 | NA | NA | NA | 7629 |
| SVT | mg/L | 4220 | NA | NA | NA | 4090 | 537 | NA | NA | NA | 439 |
| SFT | mg/L | 8930 | NA | NA | NA | 8890 | 7227 | NA | NA | NA | 7190 |
| Ssed | mL/L | 0 | NA | NA | NA | NR | 0 | NA | NA | NA | NR |

Apêndice C – ENSAIOS E1 e E2 (ETAPA 3)

| Parâmetros | Unidades | E1 | | | | | E2 | | | | | |
|--------------------|----------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|------|------|------|
| | | 0 | 1 | 3 | 6 | 8 | 0 | 0 | 1 | 3 | 6 | 7 |
| pH | | 8,8 | 8,93 | 9,14 | 9,19 | 9,21 | 8,35 | 12,05 | 11,03 | 9,89 | 9,65 | 9,25 |
| Condutividade | mS/cm | 16,7 | 16,1 | 15,3 | 14,6 | 12,9 | 17,4 | 15,9 | 15,8 | 14,7 | 13,9 | 12,8 |
| DQO | mg/L | 3200 | 3010 | 2690 | 2428 | 2199 | 4390 | 3990 | 3900 | 3703 | 3250 | 2907 |
| DQO corrigida | mg/L | 3200 | 2886 | 2580 | 2329 | 2109 | 4390 | 3990 | 3829 | 3636 | 3191 | 2854 |
| Cor | U.C | 2790 | NA | NA | NA | 2420 | 2580 | 530 | NA | NA | NA | 429 |
| Cor corrigida | U.C | 2790 | NA | NA | NA | 2321 | 2580 | 530 | NA | NA | NA | 421 |
| Turbidez | N.T.U | 250 | NA | NA | NA | 185 | 310 | 65 | NA | NA | NA | 53 |
| Turbidez corrigida | N.T.U | 250 | NA | NA | NA | 177 | 310 | 65 | NA | NA | NA | 52 |
| N-NH3 | mg/L | 744 | 729 | 595 | 315 | 18 | 1253 | 1087 | 798 | 329 | 53 | 15 |
| N-NH3 corrigido | mg/L | 744 | 699 | 571 | 302 | 17 | 1253 | 1087 | 783 | 323 | 52 | 15 |
| NTK | mg/L | 1104 | 1064 | 905 | 614 | 299 | 1670 | 1405 | 1195 | 806 | 525 | 345 |
| NTK corrigido | mg/L | 1104 | 1020 | 868 | 589 | 287 | 1670 | 1405 | 1173 | 791 | 515 | 339 |
| ST (massa seca) | mg/L | 7716 | NA | NA | NA | 7682 | 8095 | 2565 | NA | NA | NA | 2445 |
| SVT | mg/L | 495 | NA | NA | NA | 457 | 3136 | 955 | NA | NA | NA | 835 |
| SFT | mg/L | 7221 | NA | NA | NA | 7225 | 4959 | 1610 | NA | NA | NA | 1610 |
| Ssed | mL/L | 0 | NA | NA | NA | NR | 3 | NR | NA | NA | NA | NR |

Apêndice D – ENSAIOS E3 e E4 (ETAPA 3)

| Parâmetros | Unidades | E3 | | | | | | E4 | | | | | |
|--------------------|----------|------|---------|---------|---------|---------|---------|------|-------|-------|------|------|------|
| | | 0 | 0 | 1 | 4 | 6 | 8 | 0 | 0 | 2 | 4 | 6 | 7 |
| pH | | 8,5 | 12,1 | 11,54 | 10,88 | 10,54 | 10,11 | 8,67 | 12,08 | 10,52 | 9,95 | 9,68 | 9,3 |
| Condutividade | mS/cm | 17,6 | >limite | >limite | >limite | >limite | >limite | 17,5 | 15,6 | 15,1 | 14,6 | 13,9 | 13,3 |
| DQO | mg/L | 4257 | 3769 | 3699 | 3390 | 3287 | 2913 | 3890 | 3610 | 3465 | 3390 | 3170 | 2875 |
| DQO corrigida | mg/L | 4257 | 3769 | 3548 | 3251 | 3153 | 2794 | 3890 | 3610 | 3323 | 3251 | 3040 | 2757 |
| Cor | U.C | 2510 | 1190 | NA | NA | NA | 795 | 2205 | 410 | NA | NA | NA | 360 |
| Cor corrigida | U.C | 2510 | 1190 | NA | NA | NA | 762 | 2205 | 410 | NA | NA | NA | 345 |
| Turbidez | N.T.U | 280 | 155 | NA | NA | NA | 110 | 255 | 55 | NA | NA | NA | 45 |
| Turbidez corrigida | N.T.U | 280 | 155 | NA | NA | NA | 106 | 255 | 55 | NA | NA | NA | 43 |
| N-NH3 | mg/L | 1221 | 1103 | 826 | 392 | 194 | 21 | 1180 | 995 | 597 | 306 | 71 | 19 |
| N-NH3 corrigido | mg/L | 1221 | 1103 | 792 | 376 | 186 | 20 | 1180 | 995 | 573 | 293 | 68 | 18 |
| NTK | mg/L | 1642 | 1300 | 1019 | 694 | 495 | 299 | 1469 | 1308 | 965 | 654 | 403 | 370 |
| NTK corrigido | mg/L | 1642 | 1300 | 977 | 666 | 475 | 287 | 1469 | 1308 | 926 | 627 | 387 | 355 |
| ST (massa seca) | mg/L | 8038 | 3345 | NA | NA | NA | 3228 | 7890 | 3790 | NA | NA | NA | 3660 |
| SVT | mg/L | 3048 | 1405 | NA | NA | NA | 1368 | 2940 | 1000 | NA | NA | NA | 980 |
| SFT | mg/L | 4990 | 1940 | NA | NA | NA | 1860 | 4950 | 2790 | NA | NA | NA | 2680 |
| Ssed | mL/L | 3 | NR | NA | NA | NA | NR | 2 | NR | NA | NA | NA | NR |

Apêndice E – ENSAIO E5 (ETAPA 3)

| Parâmetros | Unidades | E5 | | | | | |
|--------------------|----------|------|------|-------|------|------|------|
| | | 0 | 0 | 2 | 5 | 7 | 9 |
| pH | | 8,35 | 12 | 10,35 | 9,49 | 9,26 | 9,05 |
| Condutividade | mS/cm | 17,4 | 15,9 | 15,4 | 14,6 | 13,9 | 13,2 |
| DQO | mg/L | 3669 | 3420 | 3100 | 2605 | 2410 | 2225 |
| DQO corrigida | mg/L | 3669 | 3420 | 3044 | 2558 | 2366 | 2185 |
| Cor | U.C | 2090 | 386 | NA | NA | NA | 325 |
| Cor corrigida | U.C | 2090 | 386 | NA | NA | NA | 312 |
| Turbidez | N.T.U | 219 | 54 | NA | NA | NA | 33 |
| Turbidez corrigida | N.T.U | 219 | 54 | NA | NA | NA | 32 |
| N-NH3 | mg/L | 1090 | 950 | 589 | 358 | 190 | 10 |
| N-NH3 corrigido | mg/L | 1090 | 950 | 578 | 311 | 187 | 10 |
| NTK | mg/L | 1376 | 1228 | 998 | 605 | 540 | 308 |
| NTK corrigido | mg/L | 1376 | 1228 | 980 | 594 | 530 | 302 |
| ST (massa seca) | mg/L | 7770 | 3610 | NA | NA | NA | 3530 |
| SVT | mg/L | 2840 | 930 | NA | NA | NA | 870 |
| SFT | mg/L | 4930 | 2680 | NA | NA | NA | 2660 |
| Ssed | mL/L | 2 | NR | NA | NA | NA | NR |