

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA**

VICTOR MARQUES FREDERICE

**REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA POR *AIR STRIPPING* EM
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

DISSERTAÇÃO

**LONDRINA/PR
2019**

VICTOR MARQUES FREDERICE

**REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA POR *AIR STRIPPING* EM
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Ajadir Fazolo

**LONDRINA/PR
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

F852r Frederice, Victor Marques
Remoção e recuperação de amônia por *air stripping* em lixiviado de
aterro sanitário / Victor Marques Frederice. Londrina : [s.n], 2019.
76 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Ajadir Fazolo
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2019.
Bibliografia: f. 67-71

1. Aterro Sanitário - Lixiviação. 2. Amônia. 3. Águas Residuais. I.
Fazolo, Ajadir, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. III.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

CDD: 628



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Campus Apucarana/Londrina



TERMO DE APROVAÇÃO

REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA POR *AIR STRIPPING* EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Por

VICTOR MARQUES FREDERICE

Dissertação de mestrado apresentada no dia 24 de abril de 2019 como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho Aprovado.

**Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR Campus Londrina)**

**Prof^a. Dra Tatiane Cristina Dal Bosco
(UTFPR Campus Londrina)**

**Prof^a. Dra. Deize Dias Lopes
(UEL)**

**Profa. Dra Alessandra Furtado da Silva
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

RESUMO

FREDERICE, Victor M. **Remoção e recuperação de amônia por *air stripping* em lixiviado de aterro sanitário**. 2019. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2019.

No lixiviado, o nitrogênio amoniacal total (NAT) necessita atenção especial devido a sua alta concentração, mesmo em aterros mais antigos, tendo como possível efeito, a inibição de processos biológicos de tratamento. Assim, a remoção preliminar da amônia (N-NH_3) pode favorecer as etapas posteriores de tratamento. Objetivou-se avaliar o desempenho da remoção e recuperação da amônia em uma unidade composta por duas torres (*air stripping* e lavador de gases) construídas com tubos de PVC com 150 mm de diâmetro. A torre de *air stripping* possuía altura total de 4,0 m, sendo 3,0 m preenchida por grade de enchimento de polipropileno, com $63,2 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$ de área superficial e 96% em volume de vazios. O lavador de gases com altura total de 1,6 m era alimentado pela recirculação de 4,0 L de solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4 0,1 M) que, em contato com a amônia removida pelo processo de *air stripping*, produzia o sulfato de amônio. Foi analisada a influência das variáveis independentes Q_{ar} (2000 a 4000 Lmin^{-1}), $Q_{lixiv.}$ (0,2 a $1,0 \text{ Lmin}^{-1}$) e pH (9 a 12) nas eficiências de remoção e recuperação de N-NH_3 tratando dois lixiviados de aterros sanitários. Ensaios para determinar o comportamento hidrodinâmico do escoamento foram realizados na torre de *air stripping*, baseados na técnica de estímulo-resposta em degrau, a fim de calcular os coeficientes globais de transferência de amônia (K_{La}). Para concentrações iniciais de $2874 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$ e $2415 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$, foi possível remover até 83,4 e 85,5% da amônia, respectivamente, operando a torre de modo contínuo, com vazão de ar de 2400 Lmin^{-1} , vazão de lixiviado de $0,2 \text{ Lmin}^{-1}$ (taxa de aplicação superficial de $16,3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}$) e pH na faixa de 11,4. Os maiores valores observados de K_{La} foram $4,9$ e $5,7 \text{ h}^{-1}$ para os lixiviados 1 e 2, respectivamente. A elevação do pH de 9 para 12, mantendo as demais variáveis constantes, ocasionaram os aumentos de $0,8$ para $4,9 \text{ h}^{-1}$ (lixiviado 1) e $0,7$ para $4,0 \text{ h}^{-1}$ (lixiviado 2). O lavador de gases foi responsável por recuperar até $1,25 \text{ kgN m}^{-3}$ (lixiviado 1) e $1,43 \text{ kgN m}^{-3}$ (lixiviado 2), na forma de sulfato de amônio. Os processos de *air stripping* e lavagem de gases, podem ser uma alternativa eficaz na remoção e posterior recuperação do nitrogênio presente no lixiviado de aterros sanitários.

Palavras-chave: Comportamento hidrodinâmico; Coeficiente global de transferência de amônia. Nitrogênio amoniacal. Sulfato de amônio.

ABSTRACT

FREDERICE, Victor M. **Removal and recovery of ammonia by air stripping in landfill leachate**. 2019. 76 p. Dissertation (Master in Environmental Engineering) – Federal Technological University of Paraná. Londrina, 2019.

In leachate, total ammonia nitrogen (TAN) needs special attention due to its high concentration, even in older landfills, having as possible effect, the inhibition of biological treatment processes. Thus, preliminary removal of ammonia (N-NH₃) may favor the subsequent treatment steps. The objective of this study was to evaluate the performance of the removal and recovery of ammonia in a unit composed of two towers (*air stripping* and gas washer) built with 150 mm diameter PVC pipes. The *air stripping* tower had a total height of 4.0 m, with 3.0 m filled by a polypropylene filler, with a surface area of 63.2 m²m⁻³ and 96% volume of voids. The gas scrubber with a total height of 1.6 m was fed by recirculating 4.0 L of sulfuric acid solution (H₂SO₄ 0,1 M) which, in contact with the ammonia removed by the *air stripping* process, produced the ammonium sulfate. The influence of the independent variables Q_{ar} (2000 to 4000 Lmin⁻¹), Q_{lixiv.} (0.2 to 1.0 Lmin⁻¹) and pH (9 to 12) in the N-NH₃ removal and recovery efficiencies of two landfill leachates. Tests to determine the hydrodynamic flow behavior were performed in the *air stripping* tower, based on the step stimulus-response technique, in order to calculate the global ammonia transfer coefficients (K_{La}). For initial concentrations of 2874 mgN-NH₃L⁻¹ and 2415 mgN-NH₃L⁻¹, it was possible to remove up to 83.4 and 85.5% of the ammonia, respectively, by continuously operating the tower with an air flow of 2400 Lmin⁻¹, leachate flow rate of 0.2 Lmin⁻¹ (surface application rate of 16.3 m³m⁻²d) and pH in the range of 11.4. The highest observed values of K_{La} were 4.9 and 5.7 h⁻¹ for leachates 1 and 2, respectively. The pH increase from 9 to 12, keeping the other variables constant, caused increases from 0.8 to 4.9 h⁻¹ (leachate 1) and 0.7 to 4.0 h⁻¹ (leachate 2). The washer was responsible for recovering up to 1.25 kgN m⁻³ (leachate 1) and 1.43 kgN m⁻³ (leachate 2) as ammonium sulfate. The *air stripping* and gas washing processes can be an effective alternative in the removal and later recovery of the nitrogen present in leachate from landfills.

Keywords: Hydrodynamic behavior. Global Coefficient of Ammonia Transfer. Ammonia Nitrogen. Ammonium sulfate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática dos principais processos de conversão na digestão anaeróbia.....	18
Figura 2: Proporção entre amônia livre, NH_3 (—) e amônia ionizada, NH_4^+ (—) em função do pH na temperatura de 25°C.....	24
Figura 3: Fotografia e esquema das instalações experimentais.....	28
Figura 4: Material de recheio da torre de arraste	29
Figura 5: Correções do pH em função da adição de NaOH para as seguintes águas residuárias: sintética – 3,00 kg N- NH_3 m ⁻³ (—), lixiviado 1 – 2,87 kg N- NH_3 m ⁻³ (—) e lixiviado 2 – 2,42 kg N- NH_3 m ⁻³ (—)	36
Figura 6: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin ⁻¹	38
Figura 7: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 4000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin ⁻¹	39
Figura 8: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão do líquido e vazão de ar – água residuária sintética.....	42
Figura 9: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar – água residuária sintética	43
Figura 10: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e vazão de ar – água residuária sintética	43
Figura 11: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão do líquido e pH – água residuária sintética.....	44
Figura 12: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e vazão do líquido – água residuária sintética.....	45
Figura 13: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e pH – água residuária sintética	45
Figura 14: Valores observados e valores previstos – água residuária sintética	46
Figura 15: Valores de eficiência de remoção de N- NH_3 (%) (—) e K_{La} (h ⁻¹) (—) em função da Qar, para Qlíq. 0,6 L min ⁻¹ , pH 10,5 e concentração inicial de 2000 mgN- NH_3 L ⁻¹	48

Figura 16: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) (—) e K _{La} (h ⁻¹) (—) em função da concentração inicial de N-NH ₃ (mgL ⁻¹), para Qar 3000 Lmin ⁻¹ , Qlíq. 0,6 Lmin ⁻¹ e pH 10,5	49
Figura 17: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) (—) e K _{La} (h ⁻¹) (—) em função do pH, para a concentração inicial igual a 2000 mg N-NH ₃ L ⁻¹ , Qar 3000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin ⁻¹	49
Figura 18: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) (—) e K _{La} (h ⁻¹) (—) em função da Qlíq., para a concentração inicial igual a 2000 mg N-NH ₃ L ⁻¹ , Qar 3000 Lmin ⁻¹ e pH 10,5	50
Figura 19: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão de lixiviado e vazão de ar do lixiviado 1	54
Figura 20: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão de lixiviado e vazão de ar do lixiviado 2	54
Figura 21: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) em função da Qar, com Qlíq. e Qlixiv. 0,6 Lmin ⁻¹ e pH 10,5 para as seguintes águas residuárias: sintética (—), lixiviado 1 (—) e lixiviado 2 (—)	55
Figura 22: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar do lixiviado 1	56
Figura 23: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar do lixiviado 2	56
Figura 24: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de lixiviado do lixiviado 1	57
Figura 25: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de lixiviado do lixiviado 2	58
Figura 26: Valores observados e valores previstos – lixiviado 1	59
Figura 27: Valores observados e valores previstos – lixiviado 2	59
Figura 28: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) e K _{La} (h ⁻¹) em função da Qar, para Qlixiv. 0,6 L min ⁻¹ e pH 10,5	62
Figura 29: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) e K _{La} (h ⁻¹) em função do pH, para Qar 3000 Lmin ⁻¹ e Qlixiv. 0,6 Lmin ⁻¹	63
Figura 30: Valores de eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) e K _{La} (h ⁻¹) em função da Qlixiv., para Qar 3000 Lmin ⁻¹ e pH 10,5	63

Figura 31: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin ⁻¹	73
Figura 32: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 1,0 Lmin ⁻¹	73
Figura 33: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin ⁻¹	74
Figura 34: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin ⁻¹	74
Figura 35: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 1,0 Lmin ⁻¹	75
Figura 36: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 4000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin ⁻¹	75
Figura 37: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 4000 Lmin ⁻¹ e Qlíq. 1,0 Lmin ⁻¹	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros	20
Tabela 2: Propriedades gerais da amônia.....	21
Tabela 3: Valores máximos de N-NAT previstos pela Resolução Conama nº 357/2005	21
Tabela 4: Características e dimensões das instalações experimentais	28
Tabela 5: Modelos uniparamétricos de dispersão de pequena intensidade (DPI) e tanques de mistura completa em série (N-CSTR).....	32
Tabela 6: Ensaio para a definição do comportamento hidrodinâmico	33
Tabela 7: Valores codificados e reais para as variáveis estudadas - Água residuária sintética	33
Tabela 8: Valores codificados e reais para as variáveis estudadas – Lixiviado	34
Tabela 9: Condições experimentais e valores calculados do tempo médio de residência e ajustados aos uniparamétricos para os modelos de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) e dispersão de pequena intensidade (DPI)	38
Tabela 10: Ensaio realizado e seus respectivos valores de eficiência de remoção – água residuária sintética	40
Tabela 11: Coeficientes de regressão – água residuária sintética	41
Tabela 12: Resultados da análise de variância (ANOVA) – água residuária sintética	41
Tabela 13: Ensaio de validação do modelo matemático e de recuperação do nitrogênio – água residuária sintética.....	46
Tabela 14: Coeficientes globais de transferência de amônia – água residuária sintética	47
Tabela 15: Ensaio realizado e seus respectivos valores de eficiência de remoção – lixiviados.....	51
Tabela 16: Coeficientes de regressão – lixiviado 1	52
Tabela 17: Coeficientes de regressão – lixiviado 2	52
Tabela 18: Resultados da análise de variância (ANOVA) – lixiviado 1	53
Tabela 19: Resultados da análise de variância (ANOVA) – lixiviado 2	53
Tabela 20: Valores experimentais (codificados e reais) e previstos pelo modelo matemático para remoção de amônia e recuperação do nitrogênio – lixiviado 1	60

Tabela 21: Valores experimentais (codificados e reais) e previstos pelo modelo matemático para remoção de amônia e recuperação do nitrogênio – lixiviado 2.....	60
Tabela 22: Coeficientes globais de transferência de amônia – lixiviados.....	61
Tabela 23: Comparação dos valores de K_La relacionados a diversas pesquisas tratando lixiviados de aterros sanitários	62
Tabela 24: Estimativa de custos da remoção de amônia para tratar 1 (um) m^3 de lixiviado	64
Tabela 25: Estimativa dos consumos da remoção e recuperação de amônia para tratar 1 (um) m^3 de lixiviado	65
Tabela 26: Estimativa de custos da remoção e recuperação de amônia para tratar 1 (um) m^3 de lixiviado.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
CAS	Chemical Abstracts Service
CASRN	Chemical Abstracts Service Registry Numbers
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
Conc.	Concentração de nitrogênio na forma de amônia livre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DPI	Dispersão de pequena intensidade
DQO	Demanda Química de Oxigênio
H	Constante de Henry
K _{La}	Coefficiente global de transferência de massa
N	Nitrogênio
N-amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-CSTR	Número de reatores de mistura completa em série
N-NH ₃	Nitrogênio na forma de amônia livre (não ionizada)
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de amônia ionizada (íon amônio)
PVC	Policloreto de Vinila
pH	Potencial hidrogeniônico
Q _{ar}	Vazão de ar
Q _{líq.}	Vazão do líquido
Q _{lixiv.}	Vazão de lixiviado

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	15
3.1 ATERRO SANITÁRIO.....	15
3.1.1 Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário	16
3.2 AMÔNIA.....	20
3.3 <i>AIR STRIPPING</i>	22
3.3.1 Remoção de Amônia por <i>Air Stripping</i>	23
3.3.2 Estudos sobre <i>Air Stripping</i> em Lixiviados de Aterros Sanitários	25
4 METODOLOGIA.....	27
4.1 LOCAL DO EXPERIMENTO.....	27
4.2 INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS.....	27
4.2.1 Material Recheio da Torre de Arraste	29
4.3 ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZADAS.....	29
4.3.1 Água Residuária Sintética.....	30
4.3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário	30
4.4 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	30
4.4.1 Comportamento Hidrodinâmico	31
4.4.2 <i>Air Stripping</i> Tratando Água Residuária Sintética	33
4.4.3 Torre de <i>Air Stripping</i> Tratando Lixiviado.....	34
4.4.4 Custo Total do Processo.....	34
4.5 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 CONSUMO DE ALCALINIZANTE PARA AJUSTE DO PH.....	36
5.2 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO	37
5.3 INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS NAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA....	39
5.4 INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS NAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO TRATANDO DOIS LIXIVIADOS.....	50
5.5 CUSTOS OPERACIONAIS.....	64
6 CONCLUSÕES	66
REFERÊNCIAS.....	67
APÊNDICES	72
APÊNDICE A – GRÁFICOS COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO	73

1 INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários, considerando as características do Brasil, se configuram como a alternativa mais utilizada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos dos pontos de vista técnico, econômico e ambiental. Seu processo construtivo permite o controle dos dois principais impactos ambientais associados à degradação dos resíduos sólidos: a geração de gases e de lixiviado. O lixiviado, produto da ação microbiológica de degradação da matéria orgânica e da percolação de águas pluviais, pode resultar em um efluente de grande heterogeneidade de suas características e dos volumes gerados, e conseqüentemente, o seu tratamento se tornar complexo (SANTOS, 2011), sendo, em geral, necessário associar mais de um processo de tratamento (TORRETTA et al. 2017).

No lixiviado, o nitrogênio amoniacal total (NAT) necessita atenção especial devido a sua concentração alta (800-5210 mgN L⁻¹) mesmo em aterros mais antigos (TORRETTA et al., 2017; LOPEZ et al., 2004), tendo como possível efeito, a inibição de processos biológicos de tratamento (ASTALS et al., 2018). Assim, a remoção preliminar da amônia pode favorecer as etapas posteriores de tratamento, tais como a aplicação de processos biológicos.

A remoção do nitrogênio pelo método de *air stripping* consiste na transferência da amônia livre (NH₃), da fase líquida (água residuária) para uma fase gasosa (geralmente ar). O processo é favorecido em pH próximo de 11 (COTMAN; GOTVAJN, 2010; GUO et al., 2010), em que a amônia se encontra predominantemente na forma gasosa (NH₃). Após a remoção, é recomendável a recuperação da amônia na forma de sal, pela absorção em meio ácido, minimizando a poluição do ar (TORRETTA et al., 2017).

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a remoção e recuperação da amônia, por meio da técnica de superfícies de resposta, em um sistema de *air stripping* tratando água residuária sintética e lixiviados provenientes de dois aterros sanitários que recebem resíduos sólidos domésticos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção e a recuperação da amônia em um sistema de *air stripping* tratando água residuária sintética e lixiviados de dois aterros sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar a influência das variáveis operacionais (vazão de lixiviado, vazão de ar e pH) na remoção da amônia em torre de *air stripping*;
- ✓ Estimar os coeficientes globais de transferência da amônia do lixiviado para o ar (K_{La});
- ✓ Avaliar o potencial de recuperação do N-NH₃ em lavador de gás do tipo absorção por ácido sulfúrico (H₂SO₄);
- ✓ Avaliar o custo total (energia para o bombeamento da água residuária, recirculação da solução ácida, aeração, hidróxido de sódio (NaOH) e ácido sulfúrico (H₂SO₄)), por volume de lixiviado a ser tratado;
- ✓ Verificar o comportamento hidrodinâmico da torre de *air stripping*.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 ATERRO SANITÁRIO

O aterro sanitário é definido pela NBR 8.419 de 1992, como sendo uma:

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

O aterro sanitário é a alternativa mais utilizada para a disposição final dos resíduos sólidos, que segundo a NBR 10.004, de 31 de maio de 2004, são:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p.1).

A lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e em seu art. 9º deixa claro que a disposição final ambientalmente adequada só deverá ocorrer após serem observadas a seguinte escala de prioridades: não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos. Assim, somente após estas etapas é que o resíduo, agora denominado rejeito, deve ter sua disposição final realizada, como por exemplo, em aterros sanitários. Esta lei define os rejeitos da seguinte maneira:

Art. 3º, XV. Resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

De maneira geral, o aterro sanitário consiste em células que tem por função armazenar e acondicionar os resíduos que nelas são depositados. Tais células podem ser construídas tanto sobrepostas, quanto separadas umas das outras, porém, em ambas as configurações, elas devem ser impermeabilizadas na base, sendo comumente utilizada argila compactada e/ou mantas geossintéticas. A impermeabilização oferece resistência à infiltração de líquidos que percolam as células (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Os resíduos devem ser dispostos e compactados nas células de modo a reduzir o volume acondicionado, conferindo assim, maior vida útil ao aterro sanitário. A NBR 8419/92 dispõe sobre os critérios de construção e normas de operação, visando a segurança na disposição dos resíduos, detalhando os processos relacionados com os sistemas de drenagem superficial, drenagem do gás, drenagem e tratamento do lixiviado e impermeabilização do aterro. Esta mesma norma cita que, quando atingida a capacidade máxima de armazenamento, o aterro sanitário não poderá mais dispor resíduos, devendo ser realizado o monitoramento ambiental e o controle de vetores de maneira constante (ABNT, 1992).

3.1.1 Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

Com o início da disposição dos resíduos nas células dos aterros sanitários, inicia-se o processo de degradação da matéria orgânica, classificado por Pohland e Harper (1985) em cinco fases:

I – Ajuste inicial: disposição dos resíduos, ocasionando acúmulo de umidade. Subsidência inicial. Mudanças nos parâmetros ambientais são detectadas pela primeira vez, refletindo o início dos processos de estabilização;

II – Transição: A capacidade de campo é excedida e o lixiviado é formado. Ocorre a transição da fase inicial aeróbia para estabilização microbiana anaeróbia. Há mudança do receptor de elétron de oxigênio para nitratos e sulfatos. Ao final desta fase, as concentrações de ácidos orgânicos voláteis começam a ser detectadas;

III – Formação ácida: A hidrólise contínua e a fermentação dos resíduos e do lixiviado produzem ácidos orgânicos voláteis intermediários em elevadas

concentrações. Uma diminuição abrupta do pH ocorre com mobilização concomitante e possível complexação de espécies metálicas. Com o crescimento dos microrganismos ocorre o consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo). O hidrogênio pode ser detectado e afetar a natureza e o tipo de produtos intermediários que estão sendo formados;

IV – Fermentação de metano: Os ácidos produzidos na fase anterior são convertidos a metano (CH_4) e excesso de dióxido de carbono (CO_2). Nota-se elevado valor de pH, cujo controle é feito pela capacidade tampão do sistema bicarbonato. Baixo potencial de oxidação-redução. Nutrientes continuam sendo consumidos. Ocorre a complexação e precipitação de metais. Há aumento da produção de gás, conseqüentemente, diminuição da carga orgânica do lixiviado.

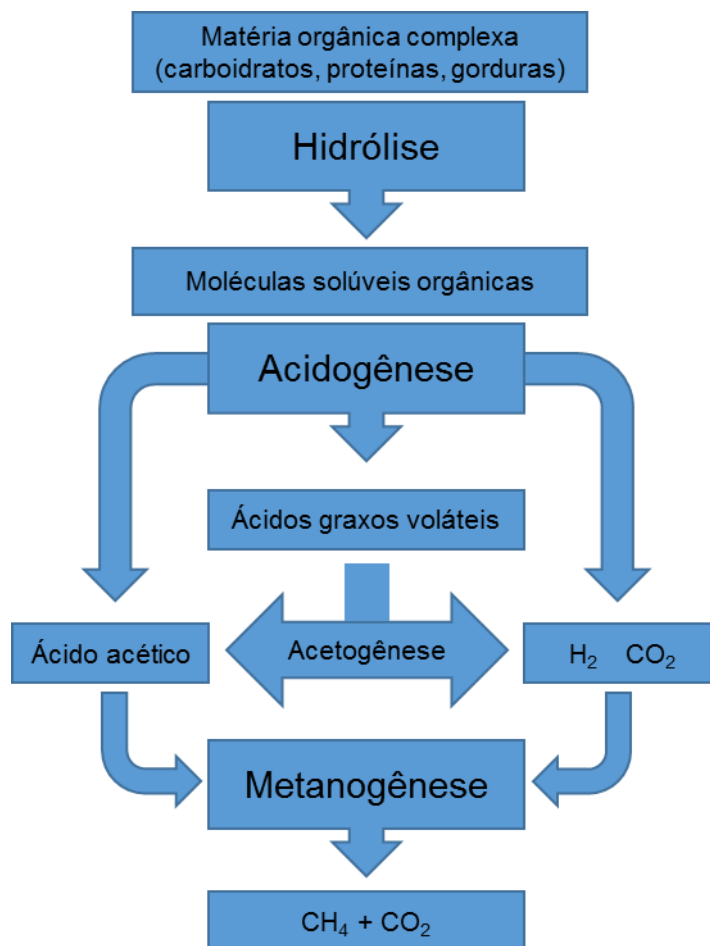
V – Maturação final: Dormência relativa após estabilização biológica ativa dos constituintes orgânicos prontamente disponíveis nos resíduos e lixiviados. Os nutrientes podem se tornar limitantes. A produção mensurável de gás praticamente cessa. As condições ambientais naturais são restabelecidas. O oxigênio e as espécies oxidadas podem reaparecer lentamente com um aumento no potencial redox. Mais materiais orgânicos resistentes a microrganismos podem ser convertidos lentamente com a possível produção de substâncias capazes de complexar e remobilizar metais pesados.

As características de construção e operação dos aterros sanitários permitem que os mesmos possam minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição que resultam da decomposição dos resíduos sólidos: o gás e o lixiviado. O gás produzido é constituído da mistura do biogás originado pela decomposição anaeróbia dos resíduos e dos compostos voláteis liberados, sendo eles drenados e encaminhados para a queima ou para a produção de energia. Já o manejo do lixiviado pode ser mais complexo, pois, antes da década de 70, a disposição dos resíduos sólidos era feita em solo não impermeabilizado e o lixiviado podia contaminar o subsolo e as águas subterrâneas (POVINELLI; SOBRINHO, 2009).

Conforme sugerido por Souto (2009) o aterro sanitário deve ser visualizado como um reator biológico de grandes dimensões, possuindo paredes impermeabilizadas, sistemas de drenagem dos líquidos que percolam pelas células e são constantemente preenchidos por massas de resíduos. Nas células ocorre o processo de decomposição da fração orgânica dos resíduos nelas depositados. Quando a massa de resíduos contém oxigênio, a degradação é realizada por meio de

microrganismos aeróbios e, quando a concentração de oxigênio se torna escassa com o tempo, tem-se a transição da fase aeróbia para a fase anaeróbia de decomposição (Figura 1).

Figura 1: Representação esquemática dos principais processos de conversão na digestão anaeróbia

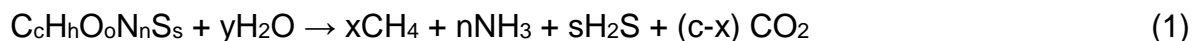


Fonte: adaptado AMAYA et al. (2013)

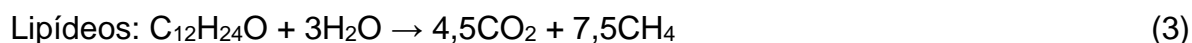
Na etapa da hidrólise, a matéria orgânica complexa é convertida em moléculas solúveis orgânicas. As proteínas são degradadas via (poli) peptídeos para aminoácidos, os carboidratos são transformados em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina. Os compostos gerados são absorvidos nas células de bactérias fermentativas e após a acidogênese são excretados como compostos orgânicos simples como ácidos graxos voláteis, álcoois e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , entre outros. Os produtos da acidogênese são convertidos nos precursores finais da geração de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Enfim, na metanogênese, o metano é gerado a partir do acetato ou da redução do dióxido de

carbono pelo hidrogênio usando bactérias acetotróficas e hidrogenotróficas, respectivamente (AMAYA et al., 2013).

As formações do biogás a partir da matéria orgânica, bem como seus produtos, são dadas pelas equações químicas abaixo (HENK, 2009; MIEL, 2008):



Os produtos incluem:



Relacionando as atividades dos microrganismos decompositores com a umidade presente na massa de resíduos acondicionados nas células, tem-se a geração do chorume, resíduo líquido que possui como característica marcante a coloração escura e forte odor. Mesmo que os aterros sanitários possuam impermeabilização de superfície e sistemas de drenagem das águas pluviais, chuvas mais intensas podem infiltrar nas células, e quando essas águas se misturam com o chorume, é gerado o lixiviado (BIDONE; POVINELLI, 1999).

O lixiviado, além das características citadas anteriormente, pode apresentar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica, cloretos, substâncias húmicas (difícil degradação) e a presença de metais. Basicamente suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com o tipo de resíduo presente no aterro, estágio de decomposição, do clima da região, idade do aterro, entre outros (LANGE; AMARAL, 2009).

Quando o lixiviado é considerado “novo”, a fase acidogênica é predominante e, por isso, tem-se a presença de metais em sua forma solúvel e a ocorrência de alta concentração de matéria orgânica biodegradável, produzindo ácidos orgânicos voláteis. O pH, nesta fase, decresce, fazendo com que ocorra a hidrólise do N-orgânico e, conseqüentemente, a concentração de N-amoniacal passa a aumentar. Já para os lixiviados mais “velhos”, predomina a fase metanogênica e observa-se a ocorrência da fração orgânica de menor biodegradabilidade pelo fato de grande parte dos compostos biodegradáveis já terem sido degradados. Quanto mais “velho” o

lixiviado, maior é a taxa de amonificação do N-orgânico, com isso, aumenta a concentração de N-amoniacal (LANGE; AMARAL, 2009).

A Tabela 1 apresenta a variação da composição do lixiviado dos principais aterros brasileiros, onde fica evidente uma grande amplitude nas faixas de valores em relação as variáveis apresentadas.

Tabela 1: Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mgL ⁻¹ de CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
DBO (mgL ⁻¹ de O ₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mgL ⁻¹ de O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
NTK (mgL ⁻¹ de N)	80 - 3.100	-	-
N-amoniacal (mgL ⁻¹ de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mgL ⁻¹ de N)	5 - 1200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mgL ⁻¹ de N)	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato (mgL ⁻¹ de N)	0 - 11	0 - 3,5	69

*FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: adaptado SOUTO e POVINELLI (2007)

Com a impermeabilização do solo nos aterros sanitários, a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas é minimizada, porém, o lixiviado, ao ser coletado, necessita de tratamento antes de ser lançado num corpo receptor devido as suas características físico-químicas que lhe confere elevado potencial poluidor. Encontrado em elevadas concentrações tanto no lixiviado “novo” quanto no “velho”, o N-amoniacal é uma substância com grande potencial poluidor presente nesta água residuária e pode ser tóxica para os organismos (POVINELLI; SOBRINHO, 2009).

3.2 AMÔNIA

A amônia é uma substância química que, em temperatura ambiente, é caracterizada como gás incolor com odor pungente e irritante, possuindo a fórmula molecular NH₃, registrada no *Chemical Abstracts Service Registry Numbers* (CASRN) sob o número 7664-41-7 (CAS, 2018). Devido ao arranjo assimétrico de seus átomos, a amônia é classificada como polar, possuindo grande solubilidade em água. A Tabela 2 apresenta um resumo das propriedades da amônia.

Tabela 2: Propriedades gerais da amônia

Fórmula molecular	NH ₃
Massa molecular	17,03 g mol ⁻¹
Característica	Gás incolor com forte odor
Densidade e fase	0,694 g L ⁻¹ na fase gasosa
Solubilidade em água	89,9 g 100mL ⁻¹ a T=0°C
Ponto de fusão	-77,73°C
Ponto de ebulição	-33,34°C
Acidez (pKa)	9,25
Basicidade (pKb)	4,75

Fonte: adaptado RODRIGUEZ (2007)

Esta substância é amplamente encontrada no meio ambiente e sua emissão é realizada tanto por processos biológicos quanto por ações antropogênicas. A amônia é encontrada na forma ionizada (NH₄⁺) e livre (NH₃). Sua forma livre, quando presente em grandes concentrações nos recursos hídricos pode ser tóxica aos diversos organismos do sistema. O N-amoniacoal exerce importante função nutricional, porém, em excesso, pode atuar junto com o fósforo no processo de eutrofização, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos.

Segundo a Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, a concentração máxima de nitrogênio amoniacoal total para efluentes lançados diretamente no corpo receptor é de 20,0 mg L⁻¹ N. Já pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), para que um corpo de água doce seja enquadrado como classe 1 e 2, um dos requisitos é que os valores máximos de N-NAT em função do pH sejam respeitados, conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3: Valores máximos de N-NAT previstos pela Resolução Conama n° 357/2005

pH	N-NAT (mgNL ⁻¹)
≤ 7,5	3,7
7,5 < pH ≤ 8,0	2,0
8,0 < pH ≤ 8,5	1,0
pH > 8,5	0,5

Fonte: BRASIL (2005)

A amônia é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia, mas também acaba atuando como inibidor em altas

concentrações (KOSTER; LETTINGA, 1984). A fermentação de materiais contendo nitrogênio, tais como uréia e proteínas, libera nitrogênio amoniacal que pode estar na forma ionizada (NH_4^+), em meio ácido ou na forma tóxica (NH_3) em pH básico. A digestão anaeróbia de dejetos de gado libera altos níveis de amônia, elevando o pH e formando níveis mais elevados de amônia livre, que é amplamente conhecida por inibir microrganismos metanogênicos reduzindo a produção de metano (JIN et al., 2012).

Zhou e Qiu (2006) demonstraram que as concentrações de nitrogênio amoniacal a 2,48 e 2,89 g L^{-1} podem inibir, respectivamente, 50% da atividade metanogênica específica nos reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e nos reatores anaeróbios de leito granular expandido (EGSB). Para uma redução de 50% na produção de metano, uma ampla gama de concentrações de amônia tem sido documentada, com a concentração inibitória de nitrogênio amoniacal total variando de 1,7 a 14 $\text{g N-NH}_3\text{L}^{-1}$ (CHEN et al., 2008).

A amônia livre é mais tóxica para as metanogênicas do que a amônia ionizada, porque se difunde mais rapidamente através da membrana celular, causando desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio (K^+), enquanto a amônia ionizada pode simplesmente inibir a enzima sintetizadora de metano (GERARDI, 2006; KAYHANIAN, 1999).

O uso de processos de tratamento biológico, aeróbio, anaeróbio ou anaeróbio/aeróbio, para o lixiviado, geralmente resulta em baixos valores de remoção de DQO e DBO, principalmente devido à alta concentração de N-amoniacal e à presença de compostos orgânicos refratários. Para melhorar a eficiência do tratamento biológico, o pré-tratamento para reduzir a concentração desses dois componentes pode ser considerado (EL-GOHARY; KAMEL, 2016).

3.3 AIR STRIPPING

Air stripping é um processo pelo qual um líquido, geralmente água ou águas residuárias, é posto em contato direto com um gás, geralmente ar, de modo que algumas substâncias indesejáveis presentes na fase líquida possam ser transferidas e arrastadas pelo gás (HUANG; SHANG, 2007).

Existem três padrões de escoamento relacionados com o contato entre as fases, sendo eles: paralelo; contracorrente; e cruzado. O padrão mais utilizado é o em contracorrente, onde o líquido a ser tratado é introduzido no topo da torre de extração e, deste modo, distribuído uniformemente dentro da torre, percorrendo a superfície do material suporte (enchimento). Já o ar é introduzido pela base da torre, logo, em contracorrente, com o auxílio de sopradores ou aspersores (HUANG; SHANG, 2007).

Este procedimento permite que o líquido entre em contato com uma grande área superficial e fique exposto a uma corrente de ar, o que promove a transferência do contaminante da fase líquida para a fase gasosa. Isso ocorre porque, em condições normais, a concentração do contaminante no ar ambiente é muito menor do que a concentração de equilíbrio na água contaminada. A função do material suporte, em um sistema de *air stripping*, é fornecer uma grande área superficial de contato líquido-gás, facilitando a transferência de massa de contaminantes para a fase gasosa ou ar ambiente (HUANG; SHANG, 2007).

Várias formas e tamanhos de material suporte estão disponíveis, como anéis e esferas, por exemplo, sendo fabricado em polipropileno, policloreto de vinila (PVC) ou cerâmica. Esses materiais além de possuírem uma grande área superficial de contato líquido-gás, devem possuir como características principais: facilidade de escoamento de ar devido sua baixa perda de carga, composição quimicamente inerte, ser resistente, possuir elevado número de vazios e baixo custo (HUANG; SHANG, 2007).

3.3.1 Remoção de Amônia por *Air Stripping*

O processo de remoção da amônia, pelo método de *air stripping*, ocorre por meio da transferência de massa de amônia livre (NH₃) na fase líquida (água residuária a ser tratada) para uma fase gasosa, geralmente ar. Em soluções aquosas, existe um equilíbrio químico (eq. 5) entre amônia ionizada (NH₄⁺) e amônia livre (NH₃):



Segundo proposto por Emerson et al. (1975), pode-se estimar a fração de NH_3 presente na água pela equação (6) em função do pH e temperatura.

$$\frac{\text{NH}_3}{\text{NH}_4 + \text{NH}_3} (\%) = \frac{100}{1 + 10^{[0,09018 + \left(\frac{2729,92}{T+273,20}\right) - \text{pH}]}} \quad (6)$$

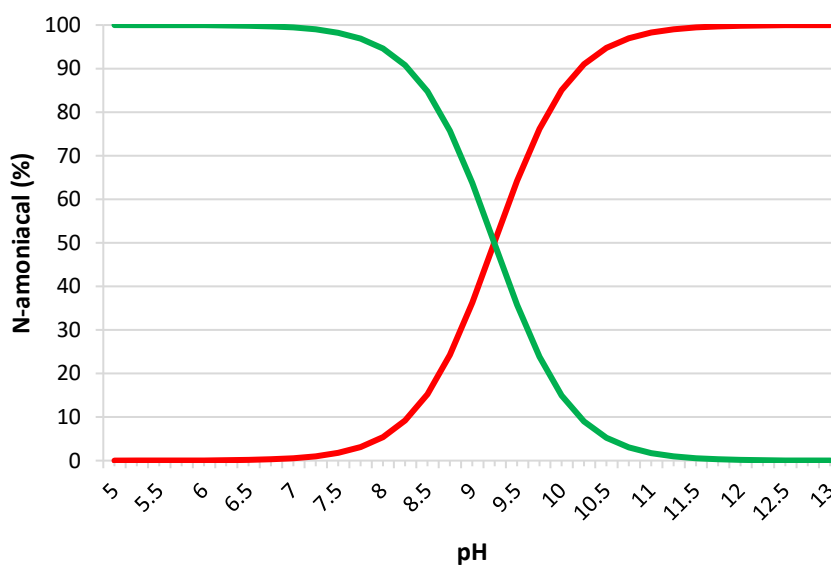
Sendo:

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

pH = Potencial hidrogeniônico.

Por meio desta equação foi gerada a Figura 2, demonstrando a proporção entre amônia livre e ionizada em diferentes faixas de pH e temperatura fixada em 25°C .

Figura 2: Proporção entre amônia livre, NH_3 (—) e amônia ionizada, NH_4^+ (—) em função do pH na temperatura de 25°C



Fonte: Autoria própria

Observa-se que o pH afeta o equilíbrio de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, e pH elevado é propício à formação de amônia livre (MOSQUERA-CORRAL et al., 2005). A lei de Henry (eq. 7), traz a relação de equilíbrio entre as frações molares do gás no meio líquido e no gás de arraste (METCALF E EDDY, 2016).

$$P_g = \frac{H}{P_t} X_g \quad (7)$$

Onde:

P_g = fração molar do gás no ar

H = constante de Henry (atm)

P_t = pressão total, normalmente 1 atm

X_g = fração molar do gás no líquido

Nota-se que quanto maior o valor da constante de Henry (H), maior é a fração molar do gás no ar devido à queda da solubilidade do composto no líquido, favorecendo o seu arraste. Metcalf e Eddy (2003), descrevem a variação da constante H (eq. 8), para o $N-NH_3$, em função da temperatura (pressão de 1 atm).

$$\text{Log}_{10}H = \frac{-1887,12}{T + 273,15} + 6,315 \quad (8)$$

Sendo:

H = Constante de Henry (atm)

T = Temperatura ($^{\circ}C$)

3.3.2 Estudos sobre *Air Stripping* em Lixiviados de Aterros Sanitários

A técnica de *air stripping* vem sendo aplicada em diversos estudos com o objetivo de remover o NAT de águas residuárias como por exemplo, lixiviados de aterros sanitários. A seguir foram descritos alguns estudos que fizeram o uso desta técnica utilizando lixiviados.

Ferraz (2010) utilizou uma torre de PVC com 2,24 m de altura e 150 mm de diâmetro, anéis do tipo Raschig de polietileno corrugados como material suporte. As vazões de ar aplicadas foram 1200, 1600 e 3600 Lh^{-1} e as vazões de lixiviado de 18 e 30 Lh^{-1} , operando em contracorrente. Para os ajustes de pH do lixiviado antes do processo de *air stripping*, foram utilizados hidróxido de cálcio e cal comercial. A

recuperação da amônia era realizada em frascos de 6 L, com 4 L de solução de ácido sulfúrico $0,4 \text{ molL}^{-1}$ ou água. Como resultados, a remoção da amônia foi praticamente total e a eficiência média de recuperação foi próxima a 80%.

A pesquisa de Santos (2011) foi realizada com uma torre de PVC com 150 mm de diâmetros e 1,95 m de altura útil do material suporte preenchido com anéis tipo Raschig. Foram aplicadas vazões de ar de 1800 e 3600 Lh^{-1} e vazões de lixiviado de 9, 18, 20 e 40 Lh^{-1} . Para a alcalinização do lixiviado foram utilizados hidróxido de cálcio padrão analítico, cal hidratada tipo CHIII e hidróxido de sódio padrão analítico. Utilizou-se 3 frascos lavadores contendo 2,5 L de solução de ácido fosfórico a 0,12 e 0,24 molL^{-1} . Os resultados demonstraram que foram necessários de 9 a 21 m^3 de ar para cada grama de NAT removido, e até 92% da amônia pode ser recuperada na forma de fosfato de amônio.

Leite et al. (2013) realizaram seus experimentos por meio da técnica de *air stripping* em 4 torres de extração com capacidade de 35,3 L cada, operando em contracorrente. Foram utilizados os hidróxidos de sódio e de cálcio para os ajustes do pH do lixiviado tratado. A concentração inicial de NAT no lixiviado foi de aproximadamente 2200 mgN L^{-1} , e sua eficiência de remoção foi superior a 90% para todos os tratamentos realizados, com tempos de aeração variando de 3,0 a 5,5 horas. Foi constatado que um dos parâmetros que mais influenciou na eficiência de remoção da amônia foi o pH do lixiviado, pois atua na conversão da forma ionizada (NH_4^+) para a forma livre (NH_3).

Ferraz et al. (2013) aplicaram seus experimentos em uma torre de PVC com 2,24 m de altura e 150 mm de diâmetro, anéis do tipo Raschig de polietileno corrugados como material suporte. A vazão de ar aplicada foi 4500 Lh^{-1} e vazão de lixiviado de 90 Lh^{-1} , operando em contracorrente. Para a recuperação da amônia removida foram instaladas duas torres de absorção de 31 L preenchidas com 20 L de água de torneira (pH 6,5), e quando seus conteúdos saturavam, as torres eram descarregadas e reabastecidas com o mesmo volume de água (20 L). Para a alcalinização do lixiviado foi utilizada cal hidratada. No tratamento de 100 L de lixiviado, houve a remoção de 88% de NAT após 72 h de aeração, e 87% da amônia removida foi recuperada.

4 METODOLOGIA

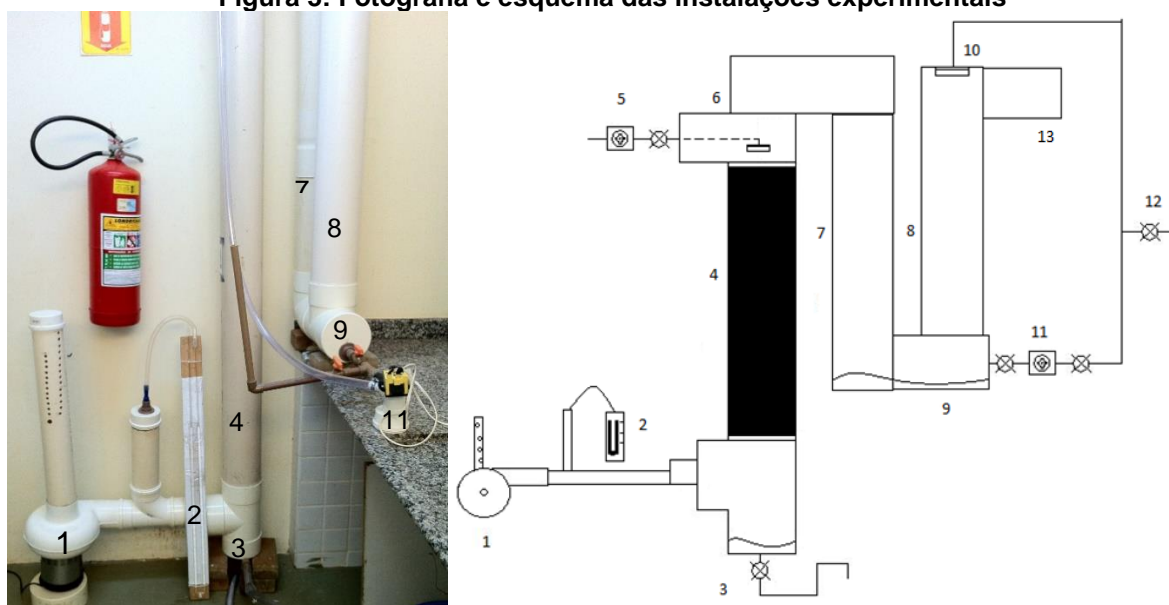
4.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi desenvolvido nos Laboratórios de Hidráulica e de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina.

4.2 INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS

A Figura 3 apresenta fotografia e esquema das unidades utilizadas para a remoção e recuperação de amônia, construídas em PVC, com diâmetro de 150 mm, similar as utilizadas por Rios (2015). O sistema foi operado de modo contínuo sem recirculação. As conexões foram feitas de modo a não ocorrer o vazamento de ar e do líquido em tratamento, porém, possibilitando seu desencaixe a fim de inspecionar o interior da unidade para observar a distribuição da água residuária, possíveis incrustações e entupimentos, que podem afetar negativamente o processo de *air stripping*.

Figura 3: Fotografia e esquema das instalações experimentais



Fotografia e esquema das instalações: (1) soprador de ar; (2) manômetro; (3) saída (4) torre de arraste da amônia com recheio; (5) bomba dosadora; (6) distribuidor da água residuária; (7) conexão; (8) torre de lavagem dos gases; (9) reservatório de solução ácida; (10) distribuidor de solução ácida; (11) bomba de circulação da solução ácida; (12) coleta de amostras da solução ácida; (13) tubo de saída de gases.

Fonte: adaptado RIOS (2015)

As dimensões da torre de arraste e da torre de lavagem de gases são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Características e dimensões das instalações experimentais

Instalação	Dimensões
Torre de arraste	
Diâmetro interno	150 mm
Altura total	4,0 m
Altura do recheio	3,0 m
Volume do recheio	0,0547 m ³
Lavador de gases	
Diâmetro interno	150 mm
Altura total	1,6 m
Volume da solução (H ₂ SO ₄ 0,1 M)	4 L

Fonte: Autoria própria

4.2.1 Material Recheio da Torre de Arraste

Como material de recheio da torre de arraste (Figura 4) foi utilizada grade de enchimento, em polipropileno, utilizado em torres de resfriamento de água, por combinar elevada área superficial ($63,2 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$) e volume de vazios (96%), propiciando grande área de contato do líquido com o ar e baixa perda de carga para injetar o ar, reduzindo o consumo de energia.

Figura 4: Material de recheio da torre de arraste



Fonte: Autoria própria

4.3 ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZADAS

Foram testados três tipos de águas residuárias: sintética e lixiviados de dois aterros sanitários. As amostras coletadas foram mantidas em refrigeração a 4°C até o momento da utilização.

4.3.1 Água Residuária Sintética

O objetivo de testar água residuária sintética foi verificar o efeito da concentração inicial de nitrogênio e comparar o comportamento do sistema de *air stripping* com os lixiviados coletados em aterros sanitários (possível efeito de outras substâncias).

A água residuária sintética foi preparada por meio da dissolução de sulfato de amônia $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ em água do sistema de abastecimento público. Inicialmente foi preparada uma solução de 80 L, com concentração de $3000 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$ pela adição de 1131,4 g de sulfato de amônia. As concentrações de nitrogênio testadas, entre 1000 a $3000 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$, foram obtidas pela diluição da solução inicial. Os valores de pH foram ajustados entre 9 e 12 (METCALF; EDDY, 2003), por meio da adição de hidróxido de sódio (NaOH), soda cáustica comercial.

4.3.2 Lixiviado de Aterro Sanitário

Os lixiviados (1 e 2) foram coletados em dois aterros sanitários, ambos localizados na região de Londrina. O lixiviado 1 apresentou pH inicial igual a 7,85 e concentração de $2874 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$. Já o lixiviado 2 apresentava pH inicial igual a 8,29 e concentração de $2415 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$. Em cada aterro sanitário foram coletados 100 L de lixiviado, armazenados em bombonas de 50 L sob refrigeração em freezer a 4°C até o momento dos ensaios. Os valores de pH foram ajustados entre 9 e 12, por meio da adição de hidróxido de sódio (NaOH).

4.4 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Os procedimentos experimentais referentes a esta pesquisa foram divididos em três etapas, sendo eles:

- ✓ Etapa 1: avaliação do comportamento hidrodinâmico da torre de *air stripping*;
- ✓ Etapa 2: efeito das variáveis (Qar, Qlíquido, pH e concentração de nitrogênio) nas eficiências de remoção e recuperação de amônia tratando efluente sintético;
- ✓ Etapa 3: influência das variáveis (Qar, Qlixiv., pH) nas eficiências de remoção e recuperação de amônia tratando lixiviados de 2 aterros sanitários.

4.4.1 Comportamento Hidrodinâmico

Os ensaios hidrodinâmicos do escoamento foram realizados na torre de *air stripping*, baseados na técnica de estímulo-resposta em degrau. O procedimento consistiu em preparar soluções, ácida (pH próximo de 4) pela adição de ácido sulfúrico (H₂SO₄, 95-98%) em água, e básica (pH em torno de 9,8) introduzindo hidróxido de sódio (NaOH, 99%).

Inicialmente, para cada ensaio, bombeava-se a solução ácida, até a leitura no medidor de pH, instalado na saída da torre (Figura 3, ponto 3), se estabilizar (pH 4). Em seguida, a mangueira que levava o traçador era transferida para o recipiente contendo a solução com pH 9,8. A mudança dos valores de pH, na saída da torre era registrada pelo medidor de pH, conectado a um computador, registrando os valores a cada 5 (cinco) segundos.

Os valores de pH foram convertidos em concentrações de íons OH⁻, gerando curvas F. Conforme metodologia descrita por Levenspiel (2000), por meio das derivadas das curvas F (dF/dt) foram obtidas as curvas E (do inglês, “exit”), que representam as distribuições das idades de saída do fluído. Em seguida, foram determinados os tempos médios de residência (tm) e as respectivas variâncias (σ_{θ}^2).

Os dados experimentais foram ajustados segundo os modelos uniparamétricos de dispersão de pequena intensidade (DPI) e número de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) descritos por Levenspiel (2000).

Tabela 5: Modelos uniparamétricos de dispersão de pequena intensidade (DPI) e tanques de mistura completa em série (N-CSTR)

Modelo	Parâmetro	Equação
Dispersão de pequena intensidade (PD)	$\sigma_{\theta}^2 = 2 \left(\frac{D}{v \cdot L} \right)$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi(D/v \cdot L)}} \exp \left[-\frac{(1-\theta)^2}{4(D/v \cdot L)} \right]$
Tanques de mistura completa em série (N-CSTR)	$N = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2}$	$E_{\theta} = \frac{N(N \cdot \theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N \cdot \theta}$

Fonte: LEVENSPIEL, 2000

Sendo:

σ_{θ}^2 = variância normalizada;

D = coeficiente de difusão;

v = velocidade de escoamento na torre (m s^{-1});

L = comprimento da torre (m);

E_{θ} = concentração adimensional;

Θ = tempo adimensional;

N = número de reatores de mistura completa em série.

Os valores dos coeficientes globais de transferência de N-NH₃ ($K_L a$) foram determinados apenas por meio da equação do modelo de N-CSTR (eq. 9), por ter apresentado melhor ajuste aos dados experimentais.

$$C = \frac{C_0}{\left(1 + K_L a \frac{t_m}{N}\right)^N} \quad (9)$$

Sendo:

N = Número de células, todas com mesmo volume;

C = Concentração de saída ($\text{mg N-NH}_3\text{L}^{-1}$);

C_0 = Concentração de entrada ($\text{mg N-NH}_3\text{L}^{-1}$);

$K_L a$ = Coeficiente global de transferência de massa (t^{-1});

t_m = Tempo de detenção hidráulica médio (s).

Foram realizados nove ensaios, variando-se a vazão de ar e a vazão de líquido, conforme a Tabela 6. Considerou-se que a concentração do nitrogênio não interfere no comportamento hidrodinâmico da torre de *air stripping*.

Tabela 6: Ensaio para a definição do comportamento hidrodinâmico

Ensaio	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlíquido (Lmin ⁻¹)
1	2000	0,2
2	2000	0,6
3	2000	1,0
4	3000	0,2
5	3000	0,6
6	3000	1,0
7	4000	0,2
8	4000	0,6
9	4000	1,0

Fonte: Autoria própria

Os tempos necessários para o traçador percorrer a mangueira entre o recipiente com a solução básica até o topo da torre de arraste foram estimados e desconsiderados, a fim de observar apenas o comportamento hidrodinâmico na torre.

4.4.2 Air Stripping Tratando Água Residuária Sintética

A fim de determinar a influência das variáveis independentes vazão de ar (Qar), vazão de líquido (Qlíq), pH e concentração de nitrogênio, na variável resposta, eficiências de remoção de N-NH₃ (%), utilizou-se o planejamento estatístico delineamento composto central rotacional (DCCR). A codificação descrita pelo método DCCR e os valores reais para cada variável em estudo estão representados na Tabela 7.

Tabela 7: Valores codificados e reais para as variáveis estudadas - Água residuária sintética

Variáveis independentes	Codificação				
	-2	-1	0	1	2
Qar (Lmin ⁻¹)	2000	2500	3000	3500	4000
Qlíq. (Lmin ⁻¹)	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
pH	9,00	9,75	10,50	11,25	12,00
Concentração (mgN-NH ₃ L ⁻¹)	1000	1500	2000	2500	3000

Fonte: Autoria própria

O método DCCR, para este experimento (quatro variáveis), fornece 24 combinações (ensaio), além de 6 (seis) repetições adotadas no ponto central,

totalizando 30 ensaios. Em cada ensaio realizado foram utilizados 3 L de água residuária sintética. A temperatura da água residuária sintética, durante os experimentos, ficou em torno de 20,5°C.

4.4.3 Torre de *Air Stripping* Tratando Lixiviado

Para determinar a influência das variáveis independentes (Qar, Qlix. e pH) sobre as eficiências de remoção de N-NH₃ (%), também foi utilizado o método DCCR. A codificação descrita pelo método DCCR bem como os valores reais para cada variável em estudo estão representados na Tabela 8. Neste experimento a concentração de N-NH₃ do lixiviado é constante.

Tabela 8: Valores codificados e reais para as variáveis estudadas – Lixiviado

Variáveis independentes	Codificação				
	-1,68	-1	0	1	1,68
Qar (Lmin ⁻¹)	2000	2400	3000	3600	4000
Qlixiv. (Lmin ⁻¹)	0,20	0,36	0,60	0,84	1,00
pH	9,0	9,6	10,5	11,4	12,0

Fonte: Autoria própria

O método DCCR para este experimento (três variáveis) fornece 14 ensaios aleatórios e mais 6 (seis) com repetições no ponto central, totalizando 20 ensaios, com a utilização de 3 L de lixiviado para cada. A temperatura dos lixiviados, durante os experimentos, ficou em torno de 21°C.

4.4.4 Custo Total do Processo

Para as etapas de remoção e recuperação de amônia, para os lixiviados, foram estimados os custos: da energia para o bombeamento dos lixiviados, aeração do sistema e recirculação da solução ácida; do hidróxido de sódio (NaOH); e do ácido sulfúrico (H₂SO₄) utilizado na recuperação da amônia. Com os dados obtidos foram

determinados os custos totais para tratar 1 (um) m³ de água residuária, levando em consideração o pH, vazão de ar (Qar) e vazão do lixiviado (Qlixiv.).

Estimou-se a quantidade de NaOH, para a elevação do pH inicial até os valores de ensaio, por meio do processo de titulação. Para os ensaios com a água residuária sintética, as faixas de pH foram associadas com a concentração de 3000 mgN-NH₃L⁻¹.

4.5 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS

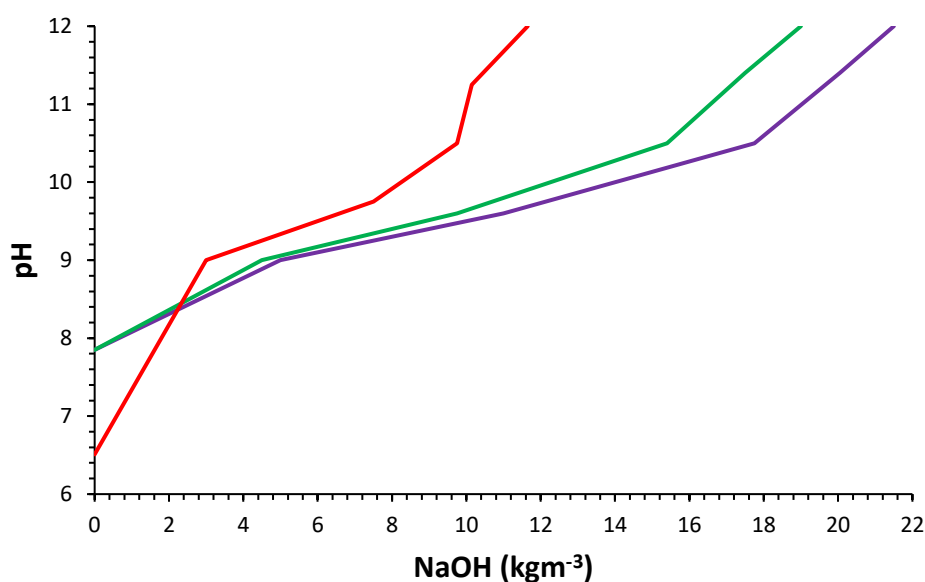
Foram monitorados o pH e nitrogênio amoniacal, conforme as metodologias 4500 H⁺ - B e 4500-NH₃ C, respectivamente, descritos pelo *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CONSUMO DE ALCALINIZANTE PARA AJUSTE DO pH

A Figura 5 apresenta a variação dos valores do pH em função da massa de NaOH (kgm^{-3}) adicionada, para as três águas residuárias utilizadas.

Figura 5: Correções do pH em função da adição de NaOH para as seguintes águas residuárias: sintética – $3,00 \text{ kg N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (—), lixiviado 1 – $2,87 \text{ kg N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (—) e lixiviado 2 – $2,42 \text{ kg N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (—)



Fonte: Autoria própria

A água residuária sintética foi a que obteve os melhores resultados, ou seja, necessitando de massas de NaOH menores do que dos dois lixiviados em estudo. Delduque (2017) calculou a quantidade de NaOH necessária para a elevação do pH de águas residuárias sintéticas, com concentrações variando de $1,0$ a $5,0 \text{ kg N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$ produzidas pela dissolução de sulfato de amônia em água do sistema público de abastecimento. Em seu estudo, para a concentração de $3,0 \text{ kg N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$, foram necessários $7,20 \text{ kgm}^{-3}$ de NaOH para a elevação do pH de $9,00$ a $11,25$, valor muito próximo aos $7,15 \text{ kgm}^{-3}$ de NaOH obtido nesta pesquisa. Já para a mesma elevação de pH para os lixiviados 1 e 2, foram necessários $16,50$ e $14,50 \text{ kgm}^{-3}$ de NaOH, respectivamente. Santos (2011) estudou três alcalinizantes (Ca(OH)_2 P.A., cal

comercial e NaOH P.A.) para a aplicação em lixiviados de aterro sanitário, concluindo que a cal comercial possui vantagem por apresentar menor custo, remover maiores quantidades de turbidez e cor comparada com os demais alcalinizantes. Constatou também a necessidade de $13,00 \text{ kgm}^{-3}$ de NaOH P.A. para elevar o pH inicial em torno de 8,5 para 12.

Nota-se que a adição de NaOH até atingir pH 9 é praticamente linear, e, após esse valor, são necessárias maiores quantidades do alcalinizante para elevação do pH. Este fenômeno pode ser explicado pelo processo de dessorção do gás amônia, formado a partir da dissociação dos íons NH_4^+ (eq. 10 e Figura 2), liberando íons H^+ , que é o responsável por consumir a hidroxila OH^- presente no alcalinizante empregado.



A água residuária sintética necessitar de menores massas de NaOH pode ser explicada pelo fato de que a mesma possui composição simples (dissolução de sulfato de amônia $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ em água do sistema de abastecimento público) comparada com os lixiviados, que possuem ácidos orgânicos e uma grande variedade de compostos dissolvidos os quais podem reagir liberando íons H^+ e consumindo o OH^- do alcalinizante, fazendo com que o gasto seja maior.

5.2 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Com o estudo hidrodinâmico, foram realizados os ajustes dos resultados às curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos de CSTR em série e dispersão de pequena intensidade (Tabela 9). Estes parâmetros descreveram o comportamento do escoamento na torre de *air stripping*.

Tabela 9: Condições experimentais e valores calculados do tempo médio de residência e ajustados aos uniparamétricos para os modelos de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) e dispersão de pequena intensidade (DPI)

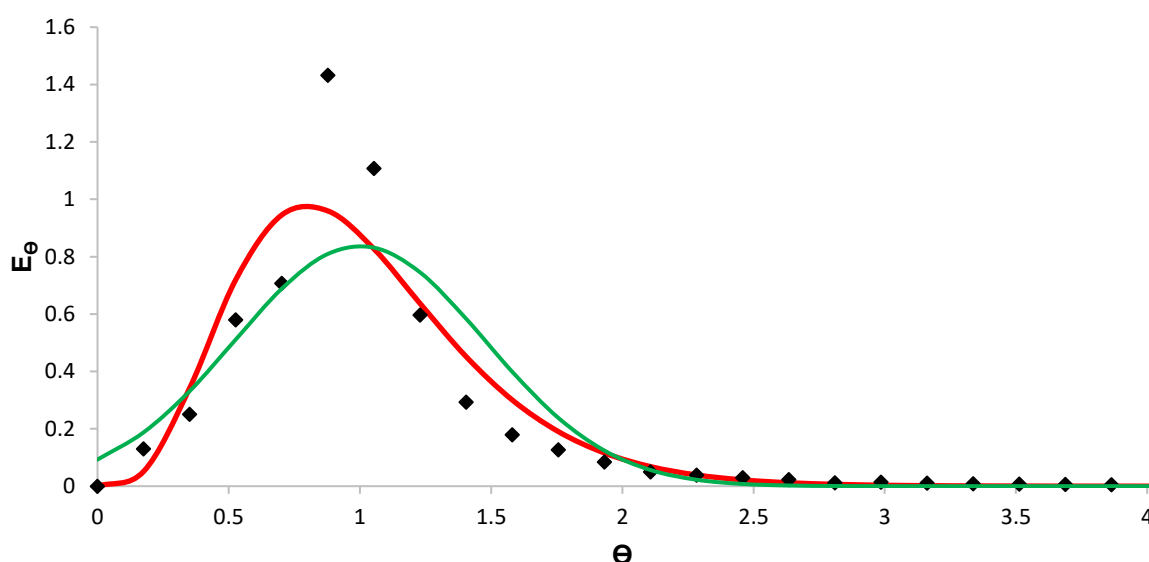
Ensaio	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlíquido (Lmin ⁻¹)	t _m (s)	N-CSTR	DPI
1	2000	0,2	28,5	4	0,114
2	2000	0,6	22,0	13	0,038
3	2000	1,0	16,4	18	0,028
4	3000	0,2	24,7	3	0,177
5	3000	0,6	19,4	12	0,042
6	3000	1,0	10,9	9	0,055
7	4000	0,2	24,6	3	0,151
8	4000	0,6	11,3	5	0,105
9	4000	1,0	10,4	8	0,062

Fonte: Autoria própria

Nos 9 ensaios realizados, todos apresentaram melhor ajuste com o modelo CSTR em série, portanto, pela similaridade das Figuras apenas duas foram apresentadas neste tópico, sendo o restante incluídas no Apêndice A.

Os comportamentos hidrodinâmicos para os ensaios 1 e 7, por meio da disposição dos tempos de residência e das curvas ajustadas aos modelos de dispersão, são apresentados nas Figuras 6 e 7.

Figura 6: Distribuição dos tempos de residência (♦) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin⁻¹

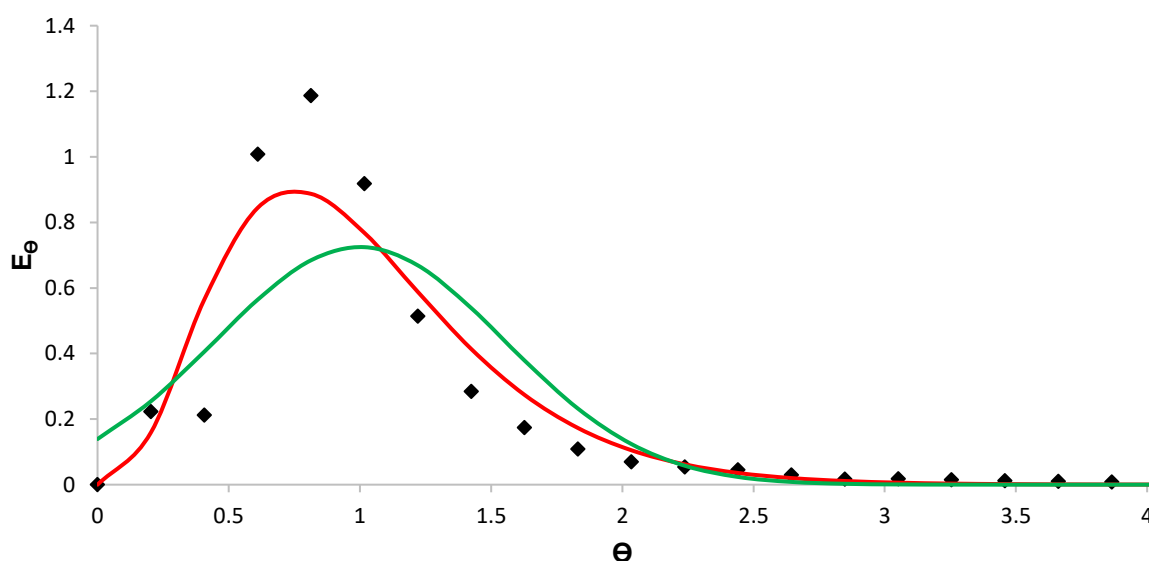


Fonte: Autoria própria

Segundo Levenspiel (2000), para os modelos de tanques em série, determina-se o número (N) de unidades de mesmo volume, igualmente agitados, por meio do

comportamento do escoamento do fluido. Quanto maior o número de tanques em série mais baixo é o seu grau de mistura. Pela análise da Tabela 9, o aumento da vazão do líquido (com exceção dos ensaios 5 e 6) aumenta o número de tanques em série, diminuindo o grau de mistura na torre. Já o aumento da vazão de ar tende a diminuir o número de tanques em série, ou seja, aumentando o grau de mistura do sistema.

Figura 7: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 4000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin⁻¹



Fonte: Autoria própria

5.3 INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS NAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA

A água residuária sintética foi preparada por meio da dissolução de sulfato de amônia [(NH₄)₂SO₄] em água do sistema de abastecimento público. As concentrações de nitrogênio variaram de 1000 a 3000 mgN-NH₃L⁻¹ e os valores de pH ajustados entre 9 e 12, por meio da adição de hidróxido de sódio (NaOH). A Tabela 10 sumariza os ensaios realizados, conforme o método DCCR, e os valores de eficiência de remoção de N-NH₃.

Tabela 10: Ensaios realizados e seus respectivos valores de eficiência de remoção – água residuária sintética

Ensaio	Valor codificado / (Valor real)				Eficiência de Remoção (%)
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlíq. (Lmin ⁻¹)	pH	Concentração (mgN-NH ₃ L ⁻¹)	
1	-1 / (2500)	-1 / (0,4)	-1 / (9,75)	-1 / (1500)	44,67
2	1 / (3500)	-1 / (0,4)	-1 / (9,75)	-1 / (1500)	50,63
3	-1 / (2500)	1 / (0,8)	-1 / (9,75)	-1 / (1500)	41,23
4	1 / (3500)	1 / (0,8)	-1 / (9,75)	-1 / (1500)	37,79
5	-1 / (2500)	-1 / (0,4)	1 / (11,25)	-1 / (1500)	78,65
6	1 / (3500)	-1 / (0,4)	1 / (11,25)	-1 / (1500)	82,12
7	-1 / (2500)	1 / (0,8)	1 / (11,25)	-1 / (1500)	56,92
8	1 / (3500)	1 / (0,8)	1 / (11,25)	-1 / (1500)	62,50
9	-1 / (2500)	-1 / (0,4)	-1 / (9,75)	1 / (2500)	56,01
10	1 / (3500)	-1 / (0,4)	-1 / (9,75)	1 / (2500)	58,06
11	-1 / (2500)	1 / (0,8)	-1 / (9,75)	1 / (2500)	45,53
12	1 / (3500)	1 / (0,8)	-1 / (9,75)	1 / (2500)	48,26
13	-1 / (2500)	-1 / (0,4)	1 / (11,25)	1 / (2500)	82,11
14	1 / (3500)	-1 / (0,4)	1 / (11,25)	1 / (2500)	80,15
15	-1 / (2500)	1 / (0,8)	1 / (11,25)	1 / (2500)	67,17
16	1 / (3500)	1 / (0,8)	1 / (11,25)	1 / (2500)	69,13
17	-2 / (2000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	64,20
18	2 / (4000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	72,59
19	0 / (3000)	-2 / (0,2)	0 / (10,50)	0 / (2000)	87,69
20	0 / (3000)	2 / (1,0)	0 / (10,50)	0 / (2000)	64,76
21	0 / (3000)	0 / (0,6)	-2 / (9,00)	0 / (2000)	21,57
22	0 / (3000)	0 / (0,6)	2 / (12,00)	0 / (2000)	74,06
23	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	-2 / (1000)	58,71
24	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	2 / (3000)	71,50
25	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	67,27
26	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	69,37
27	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	67,27
28	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	63,92
29	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	68,53
30	0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,50)	0 / (2000)	67,83

Fonte: Autoria própria

Pode-se observar que o melhor resultado (remoção de 87,69%) foi obtido para a vazão de lixiviado igual a 0,2 Lmin⁻¹ e a menor eficiência (21,57%) com pH igual a 9, evidenciando o efeito destas variáveis no desempenho do sistema. Delduque

(2017) analisou o desempenho de um canal corrugado helicoidal tratando água residuária sintética, aplicando o processo de *air stripping* para a remoção de N-NH₃, obtendo eficiência mínima de 19,47% e máxima de 63,30%.

Com os resultados obtidos nos 30 ensaios, foram calculados os coeficientes de regressão, e após simplificação, com a exclusão dos parâmetros não significativos (Tabela 11), foi obtida a equação (11) que representa o modelo reparametrizado das variáveis codificadas.

Tabela 11: Coeficientes de regressão – água residuária sintética

Fatores	Coeficientes de regressão	Erro padrão	t(16)	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	65,62	1,06	62,14	<0,0001	63,43	67,80
pH (L)	12,56	0,75	16,83	<0,0001	11,02	14,11
pH (Q)	-5,39	0,69	-7,86	<0,0001	-6,81	-3,97
Qlíq. (L)	-6,24	0,75	-8,36	<0,0001	-7,78	-4,70
Qlíq. (Q)	1,71	0,69	2,50	0,0202	0,29	3,13
Conc. (L)	3,23	0,75	4,32	0,0003	1,68	4,77
Qlíq. x pH	-1,92	0,91	-2,10	0,0467	-3,81	-0,03

Fonte: Autoria própria

$$\text{Remoção (\% N-NH}_3\text{)} = 65,62 + 12,56 \cdot \text{pH} - 5,39 \cdot \text{pH}^2 - 6,24 \cdot \text{Qlíq.} + 1,71 \cdot \text{Qlíq.}^2 + 3,23 \cdot \text{C} - 1,92 \cdot \text{pH} \cdot \text{Qlíq.} \quad (11)$$

Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA), utilizando-se o *software* Statistica 10 (Statsoft®), ao nível de significância adotado de 5% ($p < 0,05$), conforme Tabela 12, que valida o modelo reparametrizado das variáveis codificadas, podendo-se gerar superfícies de respostas.

Tabela 12: Resultados da análise de variância (ANOVA) – água residuária sintética

Fonte de variação	Soma de quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Fcalculado
Regressão	5941,9	6	990,3	74,0
Resíduos	307,8	23	13,4	
Total	6249,7			

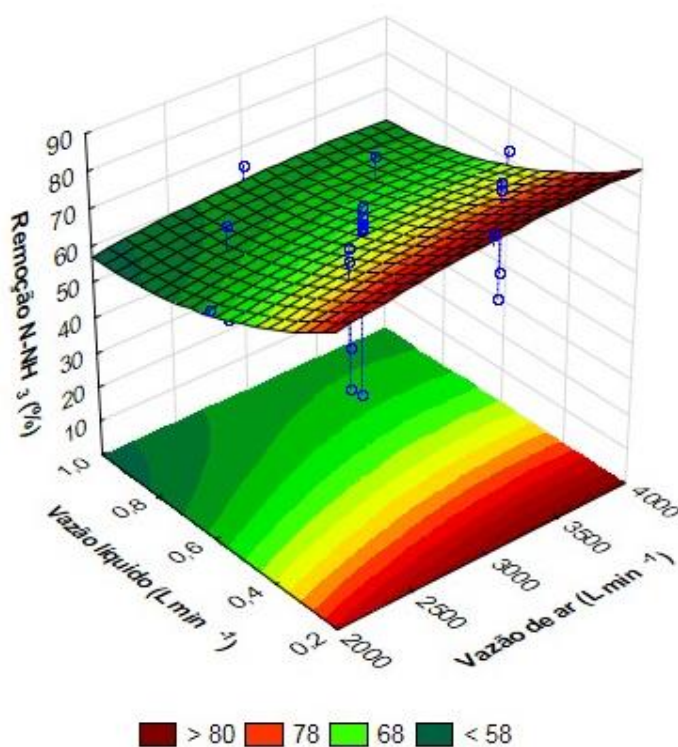
$$(R^2) = 95,1\% \quad F_{\text{tabelado}(6; 23; 0,05)} = 2,53$$

Observa-se que o valor de Fcalculado foi significativo (em torno de 29 vezes superior ao de Ftabelado). Além disso, a porcentagem de variação explicada, de

95,1 %, permite inferir que o modelo gerado pela equação (11) se ajusta bem aos dados experimentais.

A partir dos dados obtidos foram geradas superfícies de resposta (Figuras 8 a 13), demonstrando as influências das variáveis (Qar, Qlíq., pH e concentração inicial de N-NH₃) nas eficiências de remoção de N-NH₃ (%).

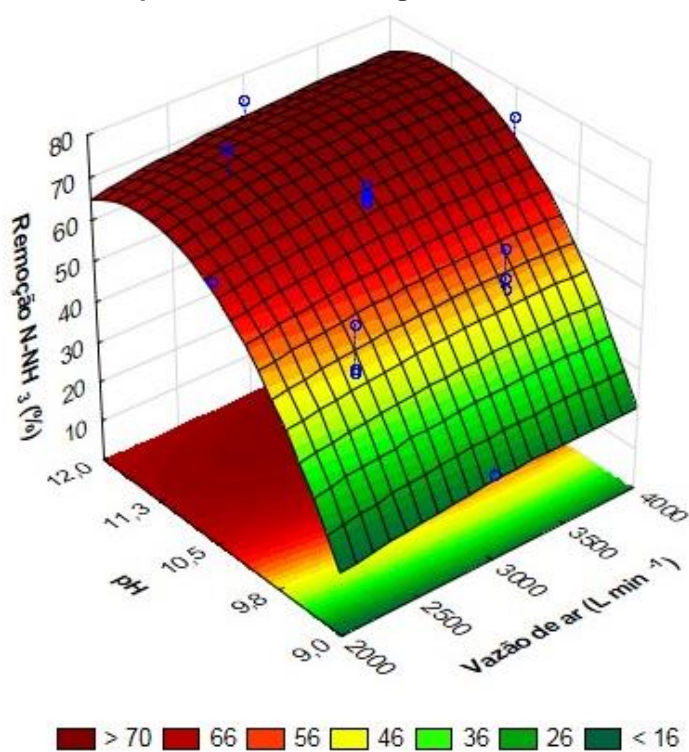
Figura 8: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão do líquido e vazão de ar – água residuária sintética



Fonte: Autoria própria

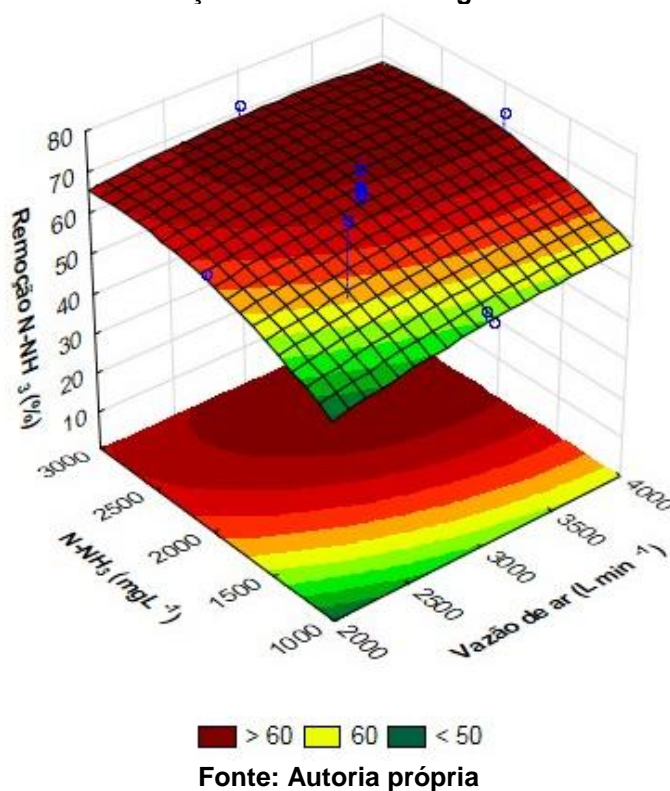
Nas Figuras 8, 9 e 10, pode-se constatar que o aumento da vazão de ar, resultou em um pequeno incremento da remoção de N-NH₃, não sendo considerado estatisticamente significativo ao nível de confiança de 95%. Isto significa que, o sistema pode ser operado a vazões mais baixas que as adotadas neste estudo, efeito que também foi constatado por Rios (2015) utilizando a mesma faixa de variação da vazão de ar aplicada (2000 a 4000 Lmin⁻¹).

Figura 9: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar – água residuária sintética



Fonte: Autoria própria

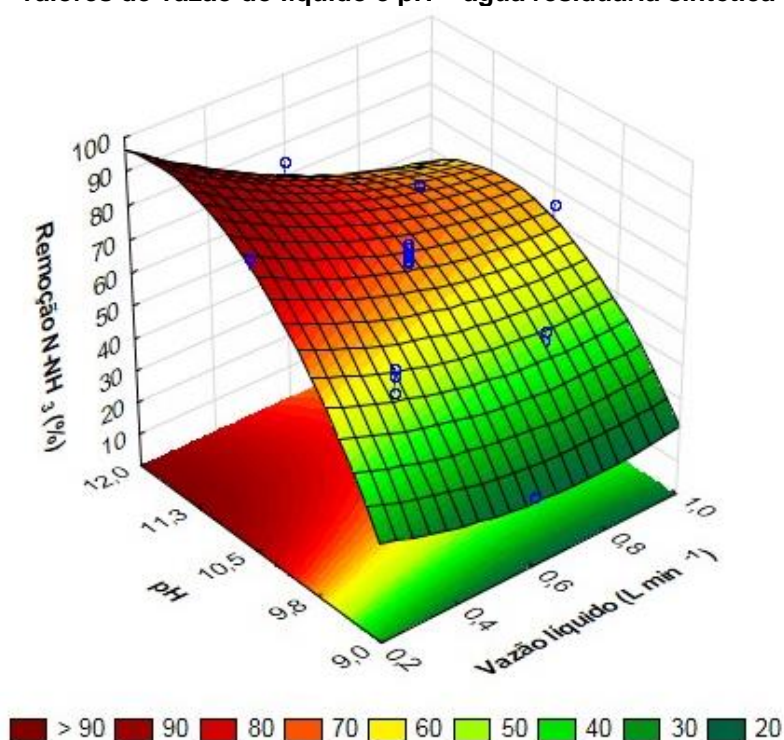
Figura 10: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e vazão de ar – água residuária sintética



Fonte: Autoria própria

Para a água residuária sintética em estudo, o aumento da vazão de líquido (Figuras 8, 11 e 12) acarreta a diminuição das eficiências de remoção de N-NH_3 (%), fato este, também constatado por Rios (2015) e Delduque (2017). A possível explicação, é que a redução da vazão de líquido reduz a espessura do filme líquido em contato com o material suporte (recheio), favorecendo a transferência da amônia do líquido para o ar, aumentando a eficiência do processo.

Figura 11: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão do líquido e pH – água residuária sintética



Fonte: Autoria própria

Conforme demonstrado pelo coeficiente de regressão (Tabela 11) e pelas superfícies de resposta (Figuras 9, 11 e 13) o pH foi a variável que apresentou maior influência na remoção de N-NH_3 (%) do sistema. Este fato está de acordo com a equação proposta por Emerson et al. (1975) (eq. 6), onde o aumento do pH favorece a formação de amônia livre, que é passível de remoção pelo processo de *air stripping*. O aumento nos valores da concentração inicial de N-NH_3 implicou no aumento das eficiências de remoção de N-NH_3 (%), conforme demonstrado nas Figuras 10, 12 e 13.

Figura 12: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e vazão do líquido – água residuária sintética

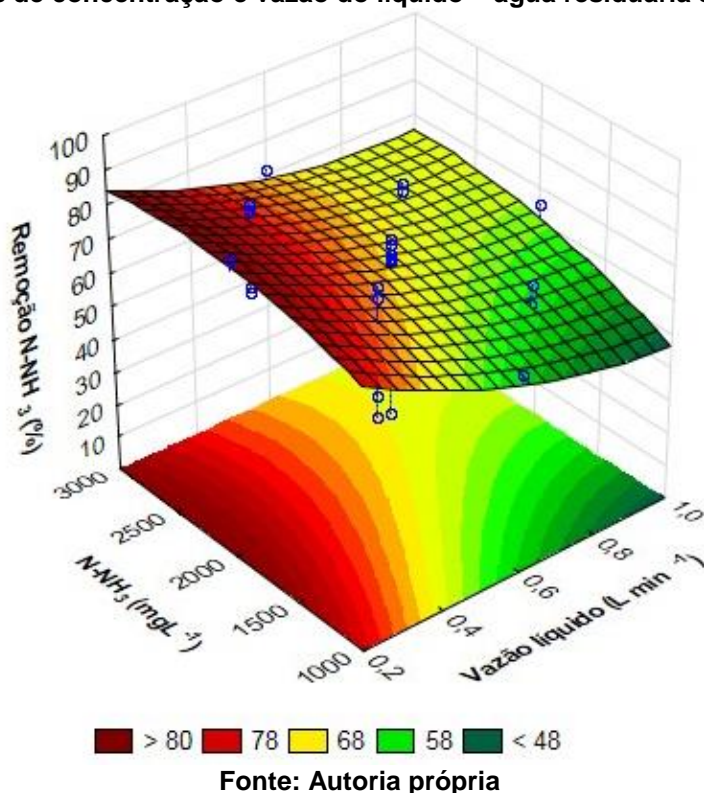
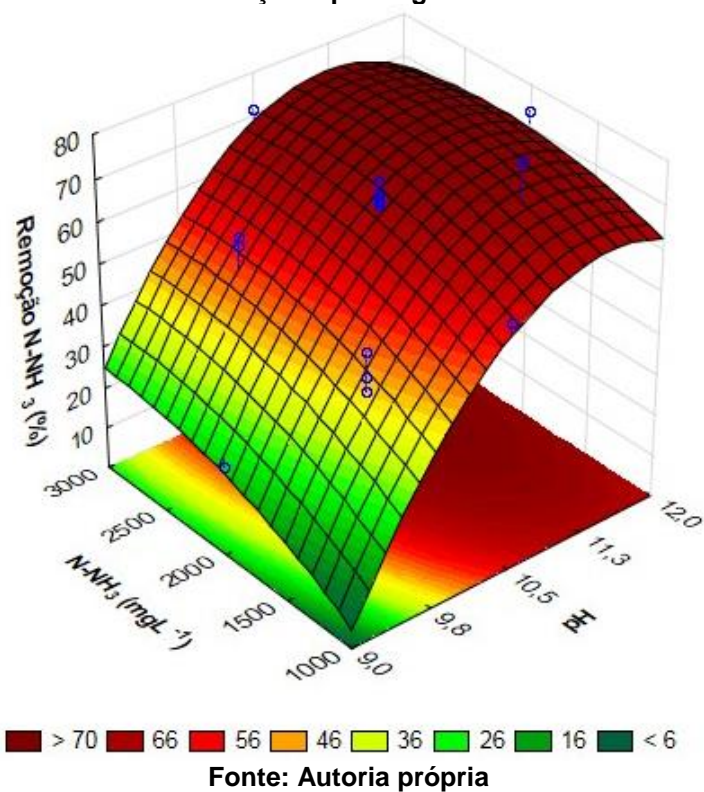
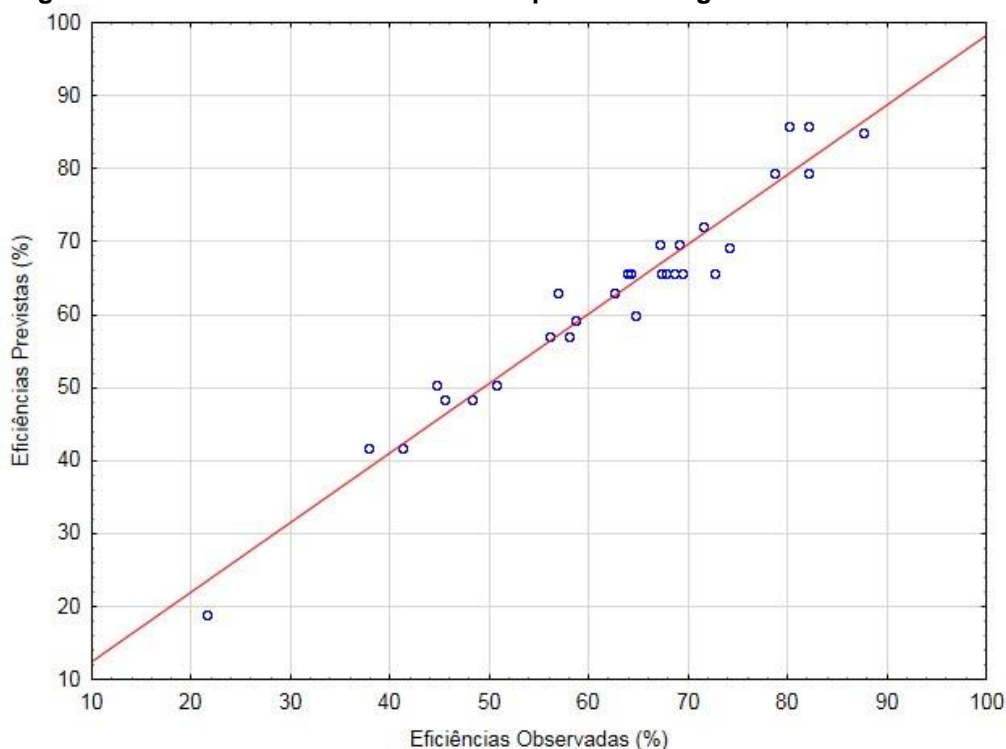


Figura 13: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de concentração e pH – água residuária sintética



Por meio da equação 11 e Tabela 10, foi gerada a Figura 14, onde observa-se a proximidade dos valores das eficiências observadas e previstas pelo modelo.

Figura 14: Valores observados e valores previstos – água residuária sintética



Fonte: Autoria própria

Na Tabela 13 são apresentados os resultados de validação do modelo matemático e a recuperação do nitrogênio removido. Para estes ensaios, foram fixados os valores de pH (11,25), vazão de ar (2500 L min^{-1}), concentração ($3000 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$) e variou-se as vazões de líquido na faixa de $0,2 \text{ Lmin}^{-1}$ a $1,0 \text{ Lmin}^{-1}$.

Observa-se que os valores experimentais foram inferiores aos previstos pelo modelo.

Tabela 13: Ensaios de validação do modelo matemático e de recuperação do nitrogênio – água residuária sintética

Ensaio	Valor codificado / (Valor real)				Remoção (%)		Recuperação (%)
	Qar (Lmin^{-1})	Qlíquido (Lmin^{-1})	Ph	Concentração ($\text{mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$)	Experimental	Prevista	
1	-1/(2500)	-2/(0,2)	1/(11,25)	2/(3000)	89,3	102,4	64,1
2	-1/(2500)	0/(0,6)	1/(11,25)	2/(3000)	67,7	79,3	68,3
3	-1/(2500)	2/(1,0)	1/(11,25)	2/(3000)	56,4	69,8	58,1

Fonte: Autoria própria

Pode-se verificar que a máxima eficiência alcançada foi 89,3% de remoção de amônia, tratando a vazão de lixiviado de $0,2 \text{ Lmin}^{-1}$, correspondendo a uma taxa de aplicação superficial na torre de $16,3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}$. As eficiências de recuperação da amônia removida alcançaram a máxima de 68,3% e mínima de 58,1%. Devido à elevada vazão de ar aplicada, a passagem da amônia removida pelo lavador de gás era rápida, impossibilitando assim maiores valores de recuperação.

Considerando a concentração inicial de amônia de $3000 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$ ($3,00 \text{ kgN-NH}_3\text{m}^{-3}$) pode-se estimar, um potencial máximo de remoção próximo a $2,68 \text{ kg N-NH}_3\text{m}^{-3}$, sendo recuperado em torno de $1,72 \text{ kg N m}^{-3}$, na forma de sulfato de amônio.

Bonmati e Flotats (2003), utilizaram frascos lavadores contendo solução de ácido sulfúrico, recuperando 84% de N-NH_3 . Laurení et al. (2013) realizaram a remoção e recuperação de N-NH_3 de dejetos suínos pelo processo de *air stripping* associado a um frasco com 0,5 L de solução ácida, alcançando eficiências de recuperação superiores a 80%.

Como apresentado anteriormente, o comportamento hidrodinâmico na torre de *air stripping* se aproxima do modelo de tanques de mistura completa em série (N-CSTR). Por meio da equação 9 e da Tabela 9, foram realizados os cálculos dos coeficientes globais de transferência de amônia da água residuária sintética para o ar de arraste (K_La), descritos na Tabela 14.

Tabela 14: Coeficientes globais de transferência de amônia – água residuária sintética

Valor codificado / (Valor real)						
Qar (Lmin^{-1})	Qlíq. (Lmin^{-1})	pH	Concentração ($\text{mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$)		Remoção (%)	K_La (h^{-1})
			Entrada	Saída		
-2 / (2000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	0 / (2000)	716	64,20	2,9
2 / (4000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	0 / (2000)	548	72,59	7,9
0 / (3000)	-2 / (0,2)	0 / (10,5)	0 / (2000)	246	87,69	7,4
0 / (3000)	2 / (1,0)	0 / (10,5)	0 / (2000)	705	64,76	6,1
0 / (3000)	0 / (0,6)	-2 / (9,0)	0 / (2000)	1569	21,57	0,8
0 / (3000)	0 / (0,6)	2 / (12,0)	0 / (2000)	519	74,06	4,4
0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	-2 / (1000)	413	58,71	2,8
0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	2 / (3000)	855	71,50	4,1
0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	0 / (2000)	653	67,37*	3,6

* Valor médio

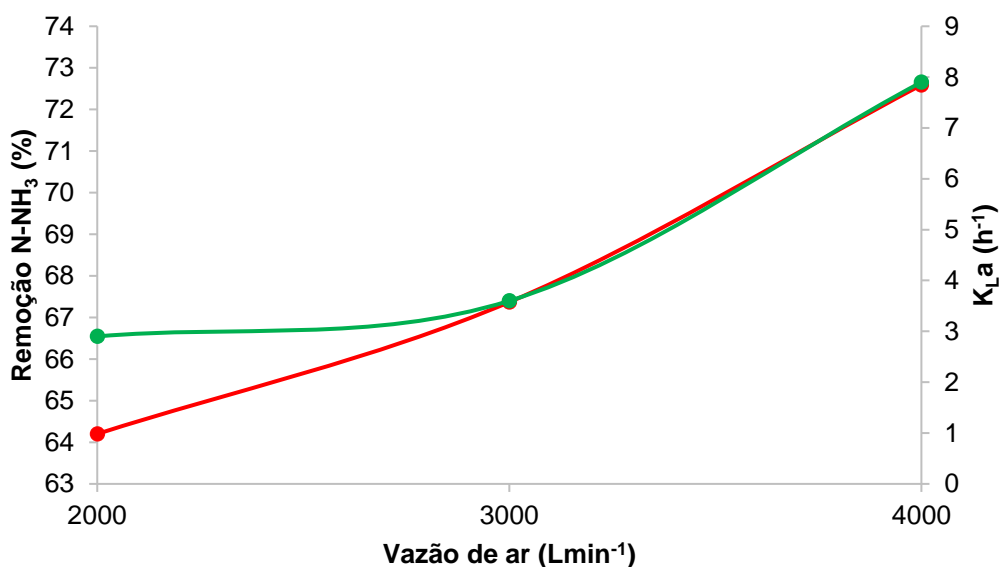
Fonte: Autoria própria

Pela análise dos dados, conclui-se que os maiores valores de K_{La} (7,4 e 7,9 h^{-1}) foram obtidos com a menor vazão de líquido (0,2 $Lmin^{-1}$) e maior vazão de ar (4000 $Lmin^{-1}$), respectivamente, associados com pH 10,5 e concentração inicial de 2000 $mgN-NH_3 L^{-1}$. Outra característica observada é a grande influência do pH nos valores de K_{La} , onde sua elevação de 9 para 12, e demais variáveis constantes, ocasionou no aumento de 0,8 para 4,4 h^{-1} .

No estudo realizado por Delduque (2017), o valor máximo de K_{La} (19,7 h^{-1}) também estava relacionado com a menor vazão de líquido aplicada (0,2 $Lmin^{-1}$), associada com pH 10,5, Q_{ar} 2000 $Lmin^{-1}$ e concentração 600 $mgN-NH_3L^{-1}$. Apenas com a mudança para pH 9 e $Q_{líq.}$ 0,6 $Lmin^{-1}$, o valor de K_{La} caiu para 6,3 h^{-1} , valor este, próximo ao mínimo (5,6 h^{-1}) encontrado nos ensaios.

De acordo com os dados descritos na Tabela 14, foram analisadas as influências de cada variável (Q_{ar} , concentração inicial de $N-NH_3L^{-1}$, pH e $Q_{líq.}$) nos valores de eficiência de remoção de $N-NH_3$ (%) e K_{La} (h^{-1}), portanto, para cada variável analisada, as demais permaneciam constantes. Nas Figuras 15 a 18 é apresentada a influência das variáveis sobre os parâmetros descritos anteriormente.

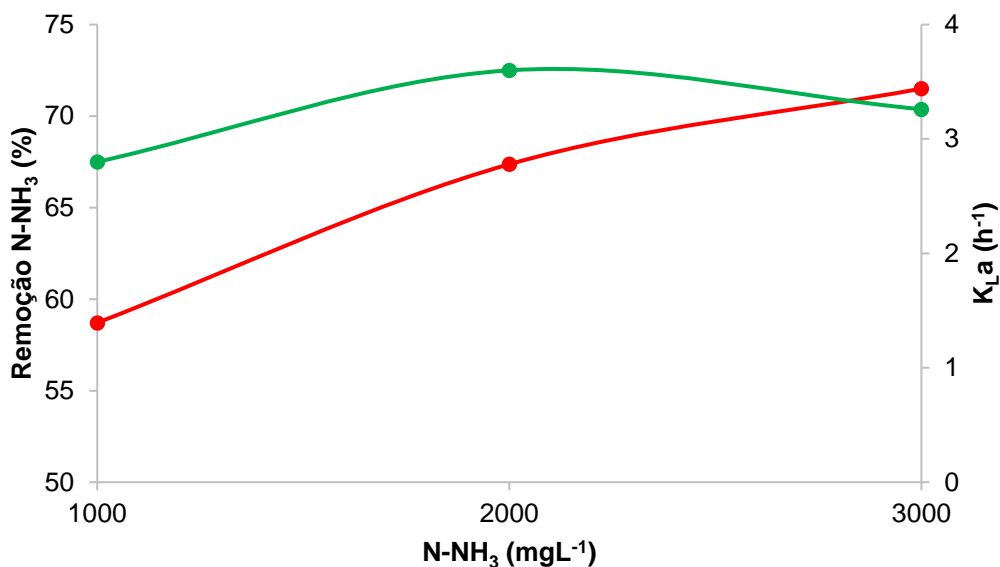
Figura 15: Valores de eficiência de remoção de $N-NH_3$ (%) (—) e K_{La} (h^{-1}) (—) em função da Q_{ar} , para $Q_{líq.}$ 0,6 $L min^{-1}$, pH 10,5 e concentração inicial de 2000 $mgN-NH_3L^{-1}$



Fonte: Autoria própria

Observa-se que o aumento da vazão de ar, gera um aumento nas eficiências de remoção de $N-NH_3$ (%) e K_{La} (h^{-1}). Entretanto, após dobrar a Q_{ar} (2000 para 4000 $Lmin^{-1}$), a eficiência de remoção passou apenas de 64,2 para 72,59%.

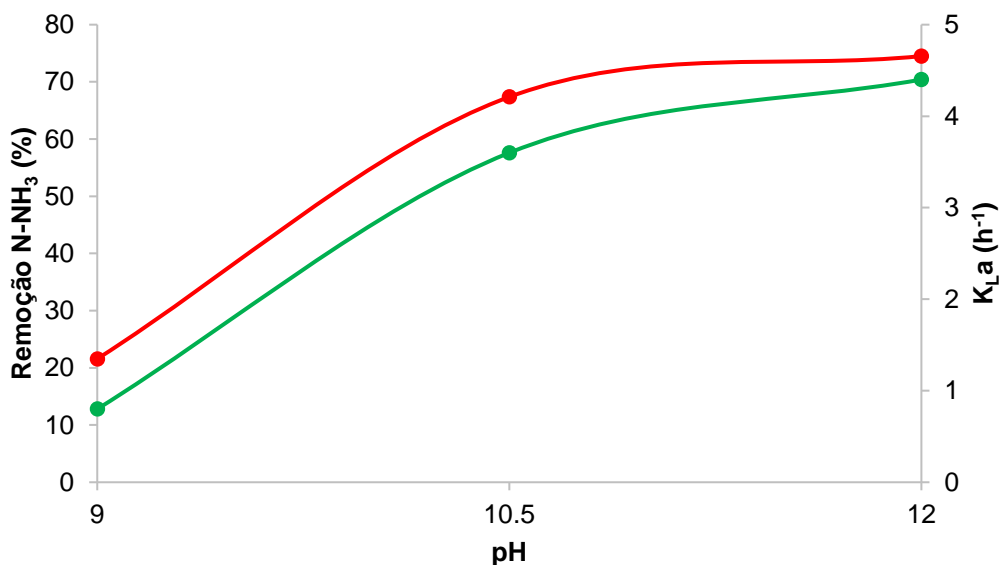
Figura 16: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) (—) e K_{La} (h⁻¹) (—) em função da concentração inicial de N-NH₃ (mgL⁻¹), para Qar 3000 Lmin⁻¹, Qlíq. 0,6 Lmin⁻¹ e pH 10,5



Fonte: Autoria própria

O aumento da concentração inicial de N-NH₃ (Figura 16), produz um pequeno aumento nas eficiências de remoção de N-NH₃ (%), porém, os valores de K_{La} (h⁻¹) não seguem a mesma tendência. Na Figura 17 fica evidente a forte influência do pH sobre o sistema, onde a variação de 9 para 12 resultou no aumento nos valores de eficiência de remoção de N-NH₃ de 21,57 para 74,50%, assim como seus valores de K_{La} que foram de 0,8 para 4,4 h⁻¹.

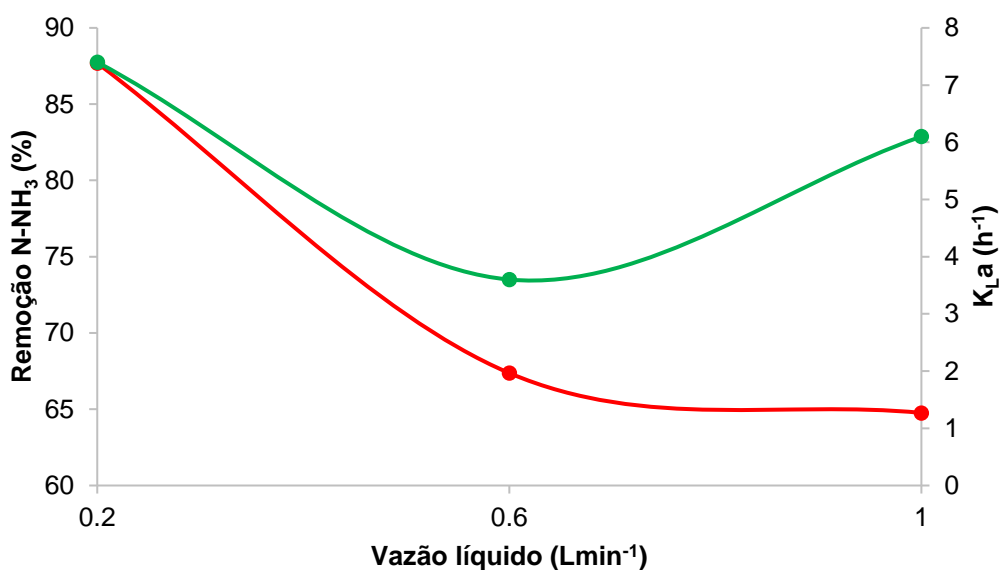
Figura 17: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) (—) e K_{La} (h⁻¹) (—) em função do pH, para a concentração inicial igual a 2000 mg N-NH₃L⁻¹, Qar 3000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin⁻¹



Fonte: Autoria própria

Com a análise da Figura 18, nota-se o aumento da vazão de líquido (0,2 para 1,0 Lmin⁻¹) ocasiona a diminuição nos valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (87,69 para 64,76%). Já os valores de K_{La} sofrem uma queda (7,4 para 3,6 h⁻¹), porém, com um novo aumento da Q_{líq.} (0,6 para 1,0 Lmin⁻¹) seu valor passa de 3,6 para 6,1 h⁻¹.

Figura 18: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) (—) e K_{La} (h⁻¹) (—) em função da Q_{líq.}, para a concentração inicial igual a 2000 mg N-NH₃L⁻¹, Q_{ar} 3000 Lmin⁻¹ e pH 10,5



Fonte: Autoria própria

5.4 INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS OPERACIONAIS NAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO TRATANDO DOIS LIXIVIADOS

A Tabela 15 sumariza os ensaios realizados, conforme o método DCCR, e os valores de eficiência de remoção de N-NH₃.

Tabela 15: Ensaios realizados e seus respectivos valores de eficiência de remoção – lixiviados

Ensaio	Valor codificado / (Valor real)			Lixiviado 1 Eficiência de Remoção (%)	Lixiviado 2 Eficiência de Remoção (%)
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv. (Lmin ⁻¹)	pH		
1	-1 / (2400)	-1 / (0,36)	-1 / (9,6)	49,7	45,8
2	1 / (3600)	-1 / (0,36)	-1 / (9,6)	50,0	47,7
3	-1 / (2400)	1 / (0,84)	-1 / (9,6)	38,9	35,5
4	1 / (3600)	1 / (0,84)	-1 / (9,6)	42,1	38,7
5	-1 / (2400)	-1 / (0,36)	1 / (11,4)	63,9	74,7
6	1 / (3600)	-1 / (0,36)	1 / (11,4)	74,5	72,1
7	-1 / (2400)	1 / (0,84)	1 / (11,4)	55,9	62,1
8	1 / (3600)	1 / (0,84)	1 / (11,4)	58,1	65,6
9	-1,68 / (2000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	55,4	60,7
10	1,68 / (4000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	56,7	62,4
11	0 / (3000)	-1,68 / (0,20)	0 / (10,5)	73,2	76,6
12	0 / (3000)	1,68 / (1,00)	0 / (10,5)	52,5	52,3
13	0 / (3000)	0 / (0,60)	-1,68 / (9,0)	22,2	19,8
14	0 / (3000)	0 / (0,60)	1,68 / (12,0)	77,7	70,6
15	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	58,7	57,1
16	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	60,9	61,0
17	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	58,5	60,1
18	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	59,1	59,0
19	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	60,4	62,4
20	0 / (3000)	0 / (0,60)	0 / (10,5)	60,0	57,6

Fonte: Autoria própria

Para o lixiviado 1 constata-se que o melhor resultado (remoção de 77,7%) foi obtido para pH igual a 12 e a menor eficiência (22,2%) com pH 9. Já o lixiviado 2 obteve o melhor resultado (remoção de 76,6%) para a vazão de lixiviado igual a 0,2 Lmin⁻¹ e a menor eficiência (19,8%) com pH igual a 9, mesmo efeito observado nos ensaios com a água residuária sintética. Com a análise dos dados apresentados fica evidenciado o efeito destas duas variáveis (pH e Qlixiv.) no desempenho do sistema.

No experimento realizado por Campos et al. (2013), o ar era borbulhado (96 Lh⁻¹ de ar por L de lixiviado) em um béquer com volume de lixiviado de aterro sanitário igual a 2,5 L, sendo removido apenas 16,8% de N-NH₃ sem a correção do pH (8,3). Com o aumento do pH para 9,5 pela adição de NaOH, a eficiência de remoção alcançou 21,4% com o decorrer de 7 h de experimento. Taki Filho (2015) realizou ensaios de remoção e recuperação de N-NH₃ em efluente gerado no processamento

de couro, atingindo eficiências de remoção de N-NH₃ mínimas e máximas de 3,7 e 83,7%, respectivamente, com duração de 12 h cada ensaio.

Com os resultados obtidos nos 20 ensaios de cada lixiviado, foram calculados os coeficientes de regressão, e após simplificação, com a exclusão dos parâmetros não significativos (Tabela 16 e 17), foram obtidas as equações (12) e (13) que representam os modelos reparametrizados das variáveis codificadas.

Tabela 16: Coeficientes de regressão – lixiviado 1

Fatores	Coeficientes de regressão	Erro padrão	t(16)	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	58,98	1,29	45,63	0,0000	56,24	61,72
pH (L)	12,08	1,22	9,88	0,0000	9,49	14,67
pH (Q)	-3,74	1,18	-3,17	0,0060	-6,25	-1,24
Qlixiv. (L)	-5,70	1,22	-4,66	0,0003	-8,30	-3,11

Fonte: Autoria própria

$$\text{Remoção (\% N-NH}_3) = 58,98 + 12,08 \text{ pH} - 3,74 \text{ pH}^2 - 5,70 \text{ Qlixiv.} \quad (12)$$

Tabela 17: Coeficientes de regressão – lixiviado 2

Fatores	Coeficientes de regressão	Erro padrão	t(16)	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	60,89	0,73	82,88	0,0000	59,34	62,45
pH (L)	14,07	0,70	20,24	0,0000	12,60	15,55
pH (Q)	-5,58	0,67	-8,30	0,0000	-7,00	-4,15
Qlixiv. (L)	-5,80	0,70	-8,35	0,0000	-7,28	-4,33

Fonte: Autoria própria

$$\text{Remoção (\% N-NH}_3) = 60,89 + 14,07 \text{ pH} - 5,58 \text{ pH}^2 - 5,80 \text{ Qlixiv.} \quad (13)$$

Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA), utilizando-se o *software* Statistica 10 (Statsoft®), ao nível de significância adotado de 5% ($p < 0,05$), conforme Tabelas 18 e 19, que valida os modelos reparametrizados das variáveis codificadas, podendo-se gerar superfícies de respostas.

Tabela 18: Resultados da análise de variância (ANOVA) – lixiviado 1

Fonte de variação	Soma de quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Fcalculado
Regressão	2639,2	3	879,7	43,1
Resíduos	326,6	16	20,4	
Total	2965,8			

$$(R^2) = 89,0\% \quad F_{\text{tabelado}(3; 16; 0,05)} = 3,24$$

Observa-se que o valor de Fcalculado para o lixiviado 1 foi significativo (em torno de 13 vezes superior ao de Ftabelado).

Tabela 19: Resultados da análise de variância (ANOVA) – lixiviado 2

Fonte de variação	Soma de quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Fcalculado
Regressão	3616,4	3	1205,5	182,7
Resíduos	105,6	16	6,6	
Total	3721,9			

$$(R^2) = 97,2\% \quad F_{\text{tabelado}(3; 16; 0,05)} = 3,24$$

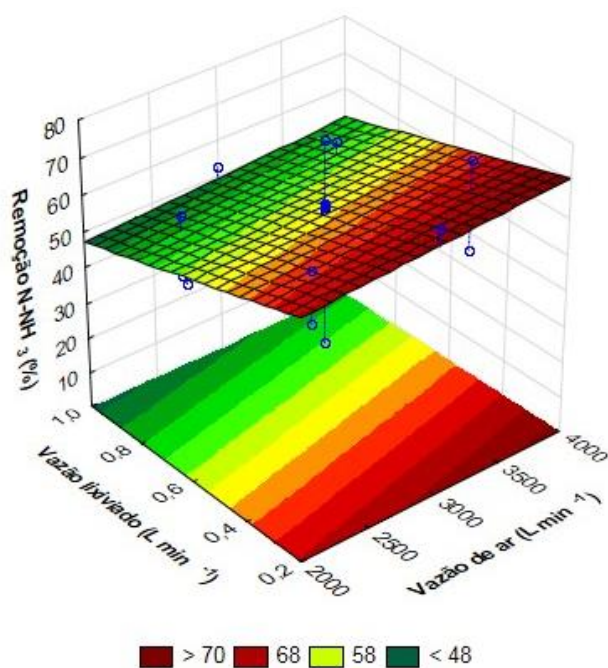
O valor de Fcalculado para o lixiviado 2 foi altamente significativo (em torno de 56 vezes superior ao de Ftabelado). Além disso, as porcentagens de variação explicada, de 89,0 e 97,2 %, para os lixiviados 1 e 2, respectivamente, permitem inferir que os modelos gerados pelas equações (12) e (13) se ajustam bem aos dados experimentais.

Santos (2011) realizou seus experimentos em uma torre de PVC com 150 mm de diâmetros e 1,95 m de altura (semelhante a torre utilizada nesta pesquisa) útil do material suporte preenchido com anéis tipo Raschig. Em um volume de 22 L por batelada, foram aplicadas vazões de ar de 1800 e 3600 Lh⁻¹ e vazões de lixiviado de 9, 18, 20 e 40 Lh⁻¹. Eficiências de remoção de N-NH₃ superiores a 98% foram constatadas com tempo de operação de 4 a 9 dias. O volume de ar consumido variou de 9,9 a 21,6 m³ para cada grama de N-NH₃ removido na torre.

Segundo Leite et al. (2013) seus experimentos foram realizados por meio da técnica de *air stripping* em 4 torres de extração operando em contracorrente. A concentração inicial de NAT no lixiviado foi de aproximadamente 2200 mgN L⁻¹, e sua eficiência de remoção foi superior a 90% para todos os tratamentos realizados, com tempos de aeração variando de 3,0 a 5,5 horas.

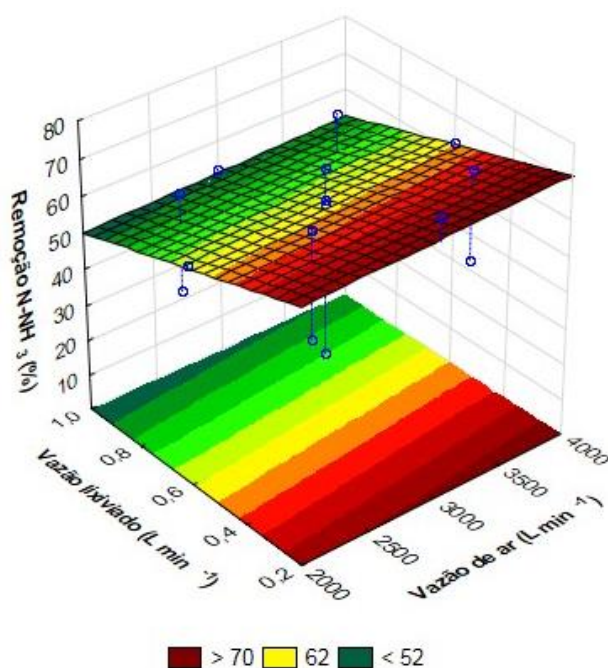
Nas superfícies de resposta a seguir (Figuras 19 e 20), observa-se a influência da vazão de ar e vazão do lixiviado sobre as eficiências de remoção de N-NH_3 (%), para os lixiviados 1 e 2, respectivamente.

Figura 19: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão de lixiviado e vazão de ar do lixiviado 1



Fonte: Autoria própria

Figura 20: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de vazão de lixiviado e vazão de ar do lixiviado 2

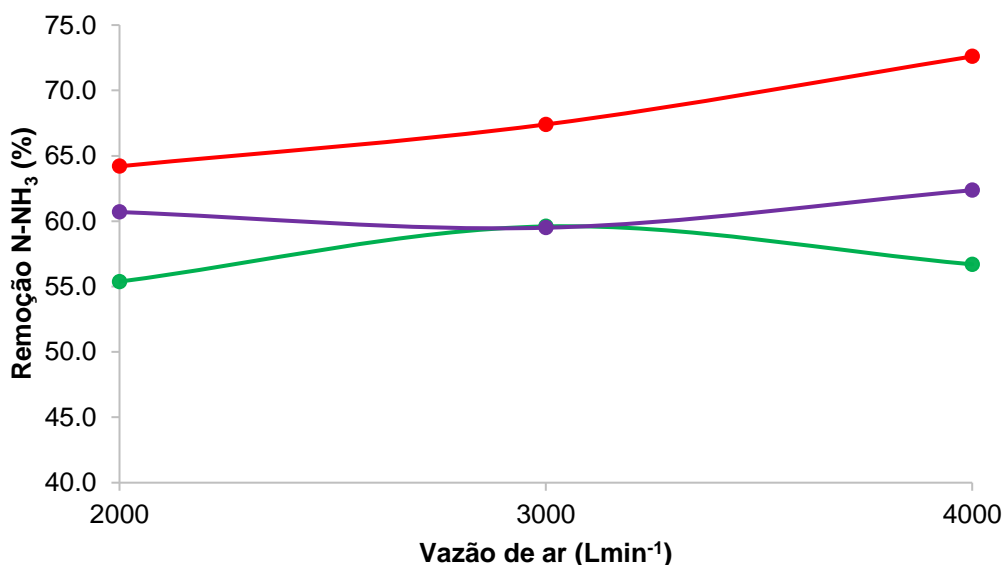


Fonte: Autoria própria

Teoricamente, a relação entre a vazão de ar pela vazão do líquido, de acordo com Metcalf & Eddy (2016), é de 1785 L de ar por L de água (a 25°C e 1 atm), adotando-se na prática um fator de segurança entre 1,5 a 3,0 vezes o valor mínimo de referência. Este valor é influenciado, principalmente, pela configuração da unidade (torre) utilizada para promover a transferência da amônia da água para o ar. Neste estudo, os valores mínimos adotados foram de 3000 L de ar por L de lixiviado tratado (fator de segurança igual a 1,68) indicando uma boa performance de transferência de massa.

Na Figura 21 observa-se os valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) em função da variação das vazões de ar para as três águas residuárias estudadas, com pH 10,5, vazão dos líquidos iguais a 0,6 Lmin⁻¹, e no caso da água residuária sintética, a concentração analisada de N-NH₃ foi de 3000 mgL⁻¹.

Figura 21: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) em função da Q_{ar}, com Q_{líq.} e Q_{lixiv.} 0,6 Lmin⁻¹ e pH 10,5 para as seguintes águas residuárias: sintética (—), lixiviado 1 (—) e lixiviado 2 (—)

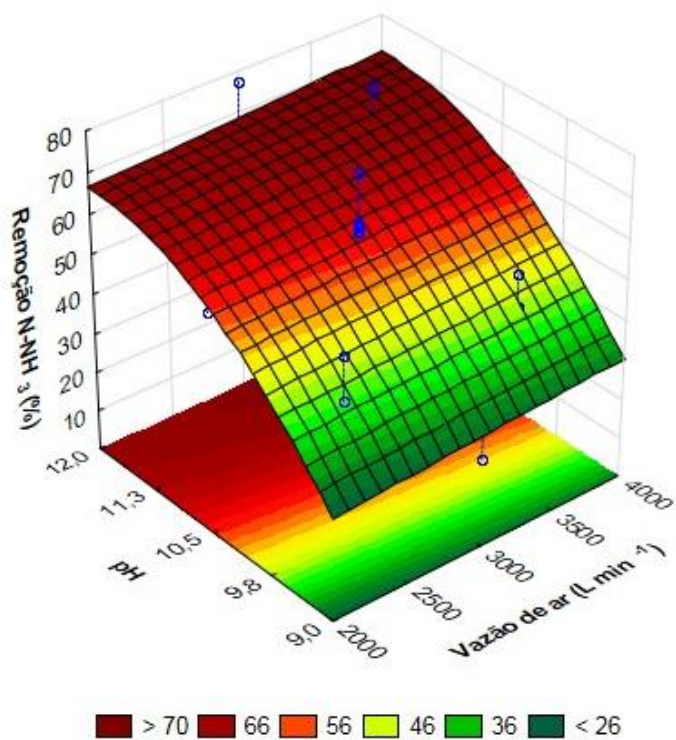


Fonte: Autoria própria

Constatou-se que a água residuária sintética, assim como os lixiviados, obteve pequena variação em suas eficiências de remoção de N-NH₃ (%) em função da variação das vazões de ar aplicadas, não sendo estatisticamente significativas.

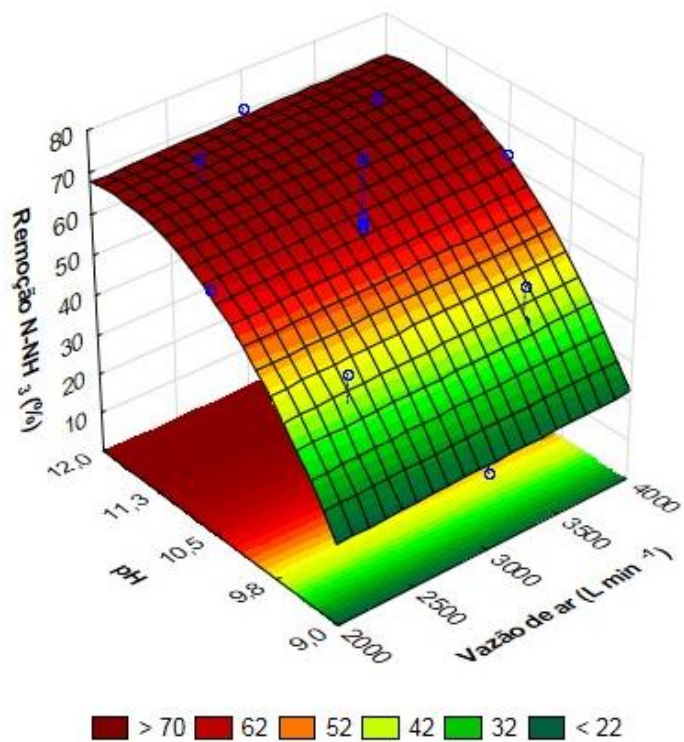
As Figuras 22 e 23, por meio de superfícies de resposta, demonstram a influência do pH e vazão de ar sobre as eficiências de remoção de N-NH₃ (%), para os lixiviados 1 e 2, respectivamente.

Figura 22: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar do lixiviado 1



Fonte: Autoria própria

Figura 23: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de ar do lixiviado 2

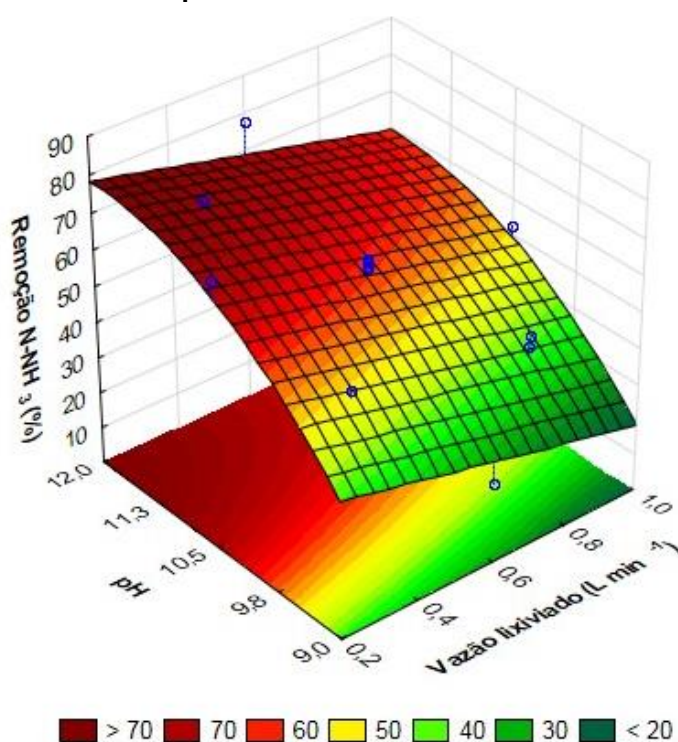


Fonte: Autoria própria

Assim como os estudos de Souto (2009), Ferraz (2010), Leite et al. (2013), Rios (2015), Taki Filho (2015) e Delduque (2017), a elevação do pH demonstrou ser o maior responsável pela obtenção de maiores eficiências de remoção de N-NH₃. Este comportamento pode ser explicado, uma vez que o aumento do pH leva à formação de amônia gasosa (NH₃), conforme equação (6) citada anteriormente, proposta por Emerson et al. (1975), a qual pode ser removida pelo arraste do ar.

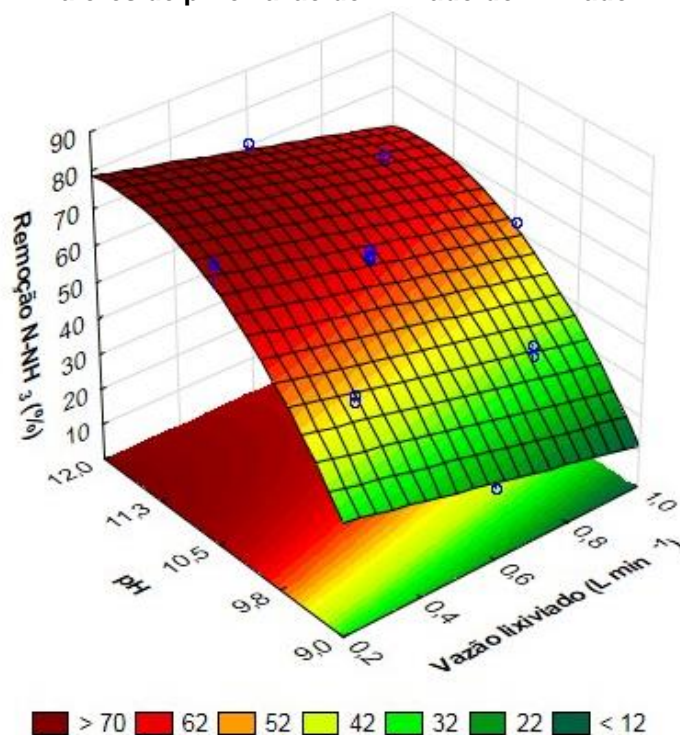
Pode-se constatar também que o aumento da vazão de ar, resultou em um pequeno incremento da remoção de N-NH₃, não sendo considerado estatisticamente significativo ao nível de confiança de 95%. Isto significa que, o sistema pode ser operado com vazões de ar mais baixas que as adotadas.

Figura 24: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de lixiviado do lixiviado 1



Fonte: Autoria própria

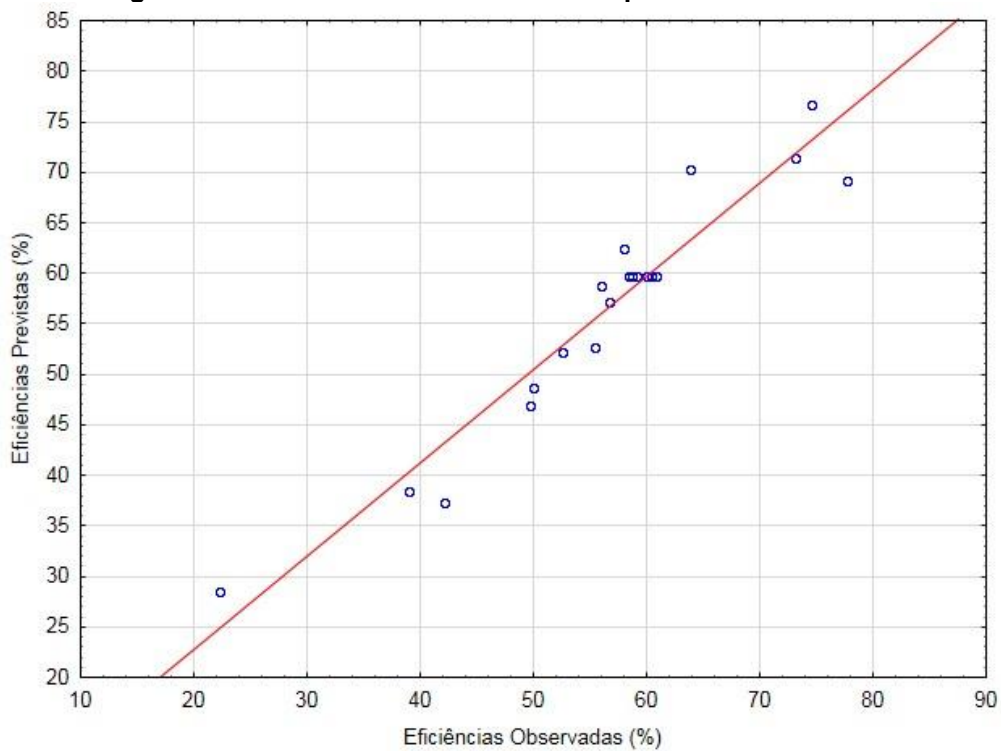
Figura 25: Superfície de resposta da remoção de nitrogênio amoniacal (%) em relação aos valores de pH e vazão de lixiviado do lixiviado 2



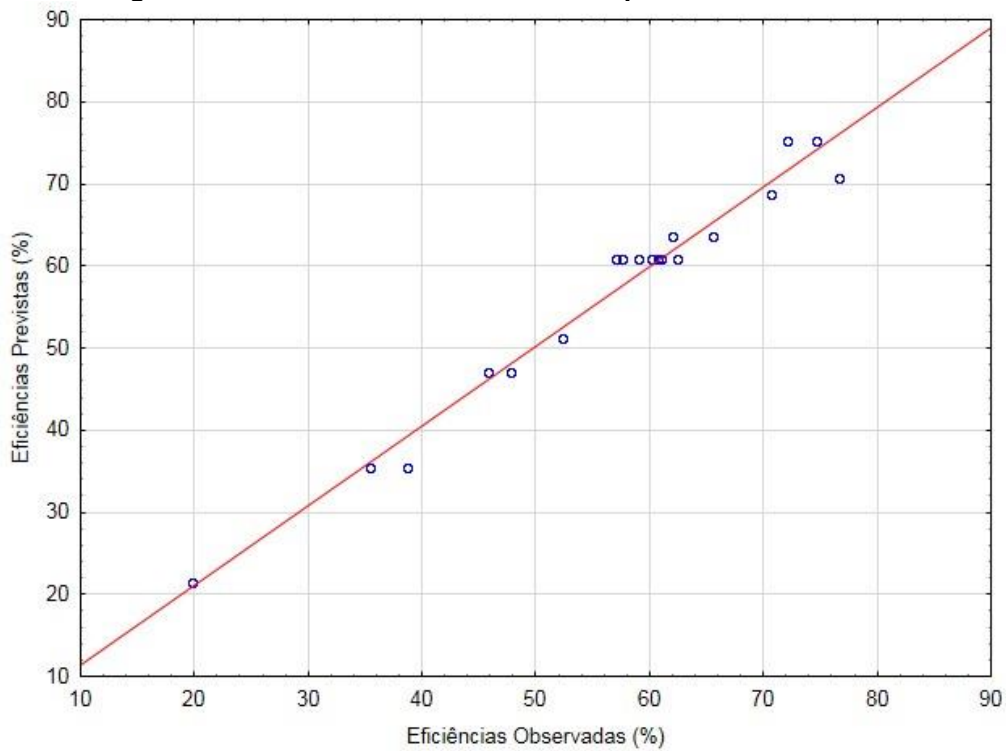
Fonte: Autoria própria

A redução da vazão de lixiviado aumenta a eficiência do processo, uma vez que reduz a espessura do filme líquido em contato com o material suporte (recheio), favorecendo a transferência da amônia do líquido para o ar.

Por meio da Tabela 15 e das equações (12) e (13) que representam os modelos reparametrizados das variáveis codificadas, foram geradas as Figuras 26 e 27, onde nota-se a proximidade dos valores das eficiências observadas e previstas pelo modelo, para os lixiviados 1 e 2, respectivamente.

Figura 26: Valores observados e valores previstos – lixiviado 1

Fonte: Autoria própria

Figura 27: Valores observados e valores previstos – lixiviado 2

Fonte: Autoria própria

Nas Tabelas 20 e 21, são apresentados os resultados de validação dos modelos matemáticos e a recuperação do nitrogênio removido, dos lixiviados 1 e 2, respectivamente. Para os ensaios, foram fixados os valores de pH (11,4), vazão de ar (2400 Lmin⁻¹) e variou-se as vazões de lixiviado na faixa de 0,2 Lmin⁻¹ a 1,0 Lmin⁻¹.

Observa-se que os valores experimentais foram ligeiramente superiores, com exceção do ensaio 3 do lixiviado 1, que foi igual ao previsto pelo modelo.

Tabela 20: Valores experimentais (codificados e reais) e previstos pelo modelo matemático para remoção de amônia e recuperação do nitrogênio – lixiviado 1

Ensaio	Valor codificado / (Valor real)			Remoção (%)		Recuperação (%)
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv. (Lmin ⁻¹)	pH	Experimental	Prevista	
1	-1 / (2400)	-1,68 / (0,2)	1 / (11,4)	83,4	76,9	52,3
2	-1 / (2400)	0,00 / (0,6)	1 / (11,4)	70,9	67,3	53,9
3	-1 / (2400)	1,68 / (1,0)	1 / (11,4)	57,7	57,7	55,0

Fonte: Autoria própria

Tabela 21: Valores experimentais (codificados e reais) e previstos pelo modelo matemático para remoção de amônia e recuperação do nitrogênio – lixiviado 2

Ensaio	Valor codificado / (Valor real)			Remoção (%)		Recuperação (%)
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv. (Lmin ⁻¹)	pH	Experimental	Prevista	
1	-1 / (2400)	-1,68 / (0,2)	1 / (11,4)	85,5	79,1	69,1
2	-1 / (2400)	0,00 / (0,6)	1 / (11,4)	70,3	69,4	76,0
3	-1 / (2400)	1,68 / (1,0)	1 / (11,4)	61,0	59,6	41,0

Fonte: Autoria própria

Pode-se verificar que as máximas eficiências alcançadas foram de 83,4 e 85,5% de remoção de amônia, para os lixiviados 1 e 2, respectivamente, ambos tratando a vazão de lixiviado de 0,2 Lmin⁻¹, correspondendo a uma taxa de aplicação superficial na torre de 16,3 m³m⁻²d.

As eficiências de recuperação de amônia do lixiviado 1 foram semelhantes nos três ensaios, alcançando valores pouco superiores a 50%. Já as eficiências de recuperação do lixiviado 2 foram distintas nos três ensaios, alcançando a máxima de 76% e mínima de 41% da amônia removida.

Considerando-se a concentração inicial de amônia do lixiviado 1 igual a 2874 mgN-NH₃L⁻¹ (2,87 kgN-NH₃m⁻³) pode-se estimar, um potencial máximo de remoção próximo a 2,40 kg N-NH₃m⁻³, sendo recuperado em torno de 1,25 kg N m⁻³, na forma de sulfato de amônio. Para o lixiviado 2, com concentração inicial de amônia de 2415

mgN-NH₃L⁻¹ (2,41 kgN-NH₃m⁻³) estima-se, um potencial máximo de remoção próximo a 2,06 kg N-NH₃m⁻³, sendo recuperado em torno de 1,43 kg N m⁻³, na forma de sulfato de amônio.

Ferraz et al. (2013), primeiramente utilizaram dois frascos lavadores contendo 4L cada, preenchidos com uma solução de ácido sulfúrico 0,4 molL⁻¹. Os frascos foram ligados em série e obtiveram 80% de eficiência de recuperação de N-NH₃. Com a aplicação de água deionizada para recuperação de N-NH₃, foi alcançada a eficiência de 75%, porém, sua saturação era mais rápida em comparação a solução de ácido sulfúrico, tendo que ser substituída diariamente. Posteriormente, foram utilizadas duas torres de absorção em escala piloto (31 L), preenchidas com 20 L de água de torneira, responsáveis por recuperar 87% do N-NH₃ removido no processo de *air stripping*.

Utilizando-se da equação 9 e a Tabela 9 (comportamento hidrodinâmico) foram realizados os cálculos dos coeficientes globais de transferência de amônia da água para o ar de arraste (K_{La}), descritos a seguir (Tabela 22).

Tabela 22: Coeficientes globais de transferência de amônia – lixiviados

Valor codificado / (Valor real)			Lixiviado 1		Lixiviado 2	
Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv. (Lmin ⁻¹)	pH	Eficiência de Remoção (%)	K _{La} (h ⁻¹)	Eficiência de Remoção (%)	K _{La} (h ⁻¹)
-1,68 / (2000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	55,4	2,3	60,7	2,7
1,68 / (4000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	56,7	4,8	62,4	5,7
0 / (3000)	-1,68 / (0,2)	0 / (10,5)	73,2	4,0	76,6	4,5
0 / (3000)	1,68 / (1,0)	0 / (10,5)	52,5	4,3	52,3	4,2
0 / (3000)	0 / (0,6)	-1,68 / (9,0)	22,2	0,8	19,8	0,7
0 / (3000)	0 / (0,6)	1,68 / (12,0)	77,7	4,9	70,6	4,0
0 / (3000)	0 / (0,6)	0 / (10,5)	59,6*	2,9	59,5*	2,9

* Valor médio

Fonte: Autoria própria

Os maiores valores de K_{La} foram 4,9 e 5,7 h⁻¹ para os lixiviados 1 e 2, respectivamente. Outra característica observada é a grande influência do pH nos valores de K_{La}, onde sua elevação de 9 para 12, e demais variáveis constantes, ocasionaram aumentos de 0,8 para 4,9 h⁻¹ (lixiviado 1) e 0,7 para 4,0 h⁻¹ (lixiviado 2). A Tabela 23 apresenta valores de eficiência de remoção de NAT e K_{La} obtidos neste estudo comparados com outras pesquisas que realizaram a remoção NAT em lixiviados de aterros sanitários. Observa-se que os lixiviados 1 e 2 possuem valores

de K_{La} muito superiores aos demais, juntamente com menores tempos de execução dos experimentos.

Tabela 23: Comparação dos valores de K_{La} relacionados a diversas pesquisas tratando lixiviados de aterros sanitários

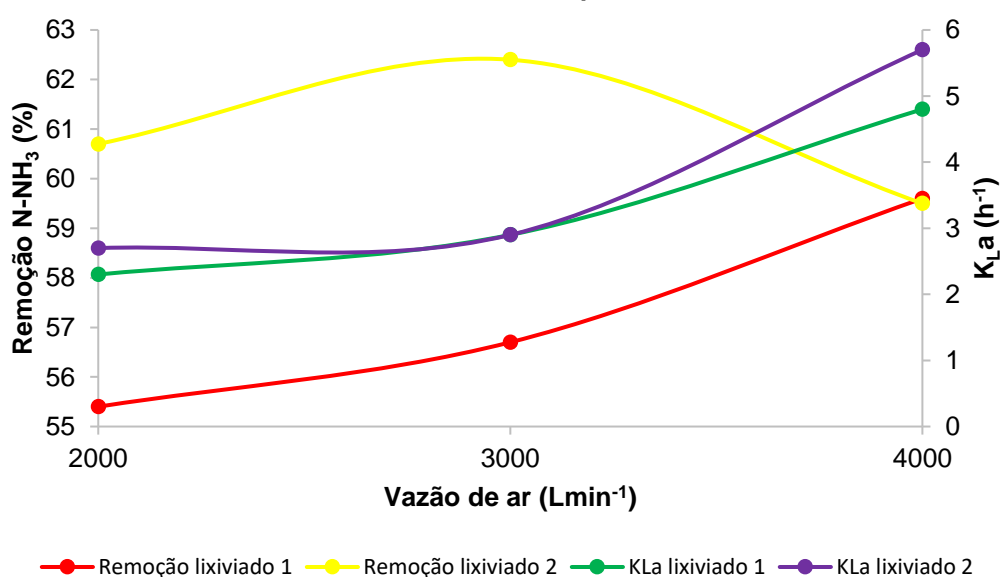
Referência	pH	LT* (L)	T (°C)	Qar (Lmin ⁻¹)	NAT ₀ (mgL ⁻¹)	NAT _f (mgL ⁻¹)	NAT _{REM} (%)	K_{La} (h ⁻¹)	Tempo (h)
Lixiviado 1	12,0	3	21	3000,0	2874	641	77,7	4,9	0,08
Lixiviado 2	10,5	3	21	3000,0	2415	565	76,6	4,5	0,25
Ferraz et al. (2013)	11,0	12	25	75,0	830	8	99,0	0,2	24,00
Cheung et al. (1997)	11,0	3	-	5,0	705	197	72,0	0,1	24,00
Ozturk et al. (2003)	12,0	1	-	7,6	1025	800	22,0	0,1	2,00
Pi et al. (2009)	11,0	10	50	1166,7	1243	137	89,0	0,1	24,00
Souto et al. (2008)	12,0	12	25	60,0	1900	0	100,0	0,1	144,00

*Lixiviado tratado

Fonte: adaptado FERRAZ et al. (2013)

De acordo com os dados descritos na Tabela 22, foram analisadas as influências de cada variável (Qar, pH e Qlixiv.) nos valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) e nos valores de K_{La} (h⁻¹), portanto para cada variável analisada, as demais permaneciam constantes. As Figuras 28, 29 e 30 apresentam a influência das variáveis sobre os parâmetros descritos anteriormente.

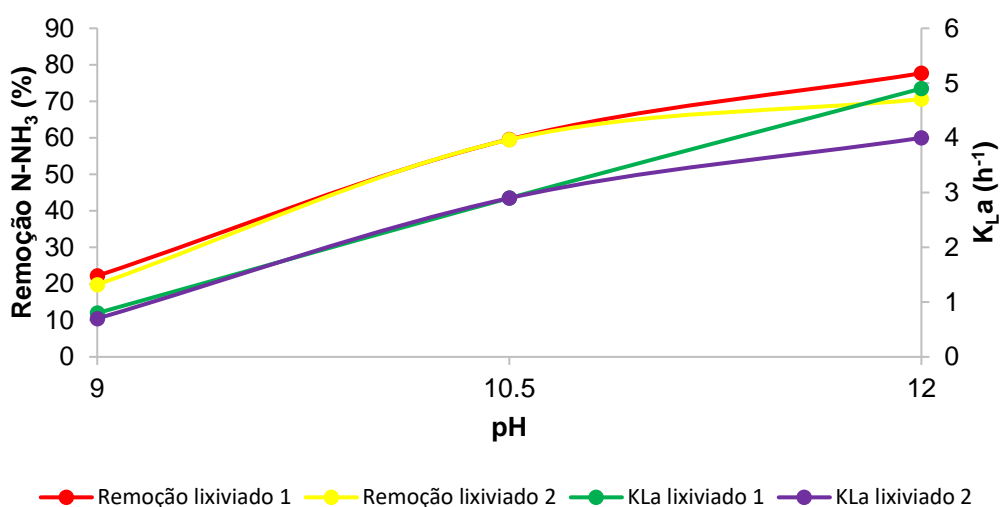
Figura 28: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) e K_{La} (h⁻¹) em função da Qar, para Qlixiv. 0,6 L min⁻¹ e pH 10,5



Fonte: Autoria própria

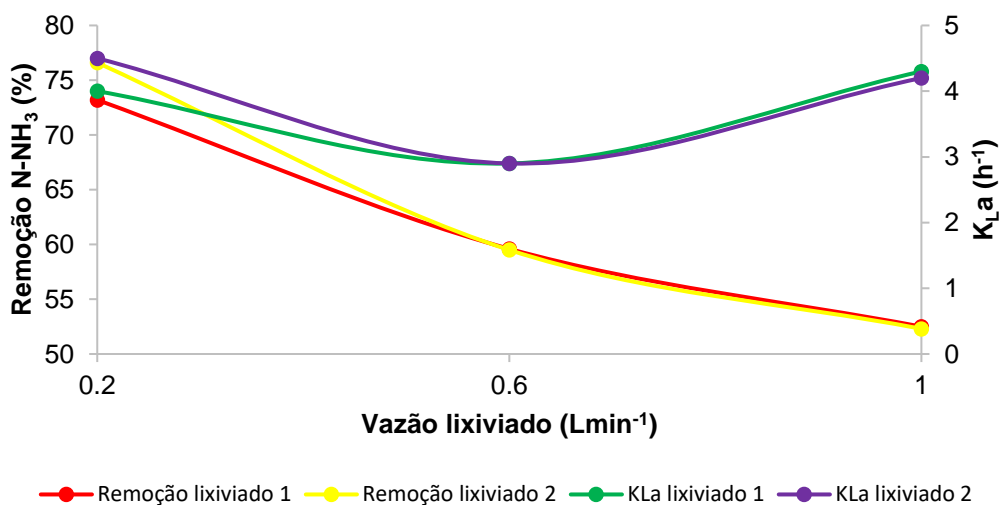
Observa-se que o aumento da vazão de ar não interfere significativamente nas eficiências de remoção de N-NH₃ (%), entretanto, o K_{La} (h⁻¹) mais que dobra com a alteração de Q_{ar} de 2000 para 4000 Lmin⁻¹, para os dois lixiviados. A Figura 29 evidencia novamente a forte influência do pH sobre o sistema, com sua variação de 9 para 12 resultando na diferença nos valores de eficiência de remoção de N-NH₃ de 55,5 e 50,8%, para os lixiviados 1 e 2, respectivamente. Seus valores de K_{La} também sofreram considerável aumento com a elevação do pH.

Figura 29: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) e K_{La} (h⁻¹) em função do pH, para Q_{ar} 3000 Lmin⁻¹ e Q_{lixiv.} 0,6 Lmin⁻¹



Fonte: Autoria própria

Figura 30: Valores de eficiência de remoção de N-NH₃ (%) e K_{La} (h⁻¹) em função da Q_{lixiv.}, para Q_{ar} 3000 Lmin⁻¹ e pH 10,5



Fonte: Autoria própria

Com a análise da Figura 30, pode-se notar que o aumento da vazão de lixiviado (0,2 para 1,0 Lmin⁻¹) ocasiona a diminuição nos valores de eficiência de remoção de N-NH₃, para os dois lixiviados. Os valores de K_{La} sofrem uma queda, porém, com um novo aumento da Q_{líq.} (0,6 para 1,0 Lmin⁻¹) seus valores ficam próximos aos comparados com a vazão de 0,2 Lmin⁻¹.

5.5 CUSTOS OPERACIONAIS

Na Tabela 24 são apresentados os custos relacionados ao processo de *air stripping*, para a remoção da amônia de dois lixiviados, com Q_{ar} 3000 Lmin⁻¹, Q_{lixiv.} 0,2 Lmin⁻¹ e pH 10,5. As eficiências de remoção para estas condições operacionais foram de 73,19 e 76,59%, para os lixiviados 1 e 2, respectivamente. Para o cálculo, foram considerados os custos de energia elétrica (soprador de ar e bomba para distribuição de lixiviado) e de hidróxido de sódio, para tratar 1 (um) m³ de lixiviado.

Tabela 24: Estimativa de custos da remoção de amônia para tratar 1 (um) m³ de lixiviado

	Condições Operacionais			Custos (R\$)			
	Q _{ar} (Lmin ⁻¹)	Q _{lixiv} (Lmin ⁻¹)	pH	Soprador	Bomba	NaOH	Total
Lixiviado 1	3000	0,2	10,5	1,23	0,02	177,50	178,75
Lixiviado 2	3000	0,2	10,5	1,23	0,02	154,00	155,25

Fonte: Autoria própria

Pode-se observar que os gastos com energia elétrica (soprador e bomba), para tratar 1 (um) m³ de lixiviado, é baixo, indicando que os materiais utilizados na torre de *air stripping* podem ser adotados em escala industrial, porém, o elevado custo de alcalinizante é o principal limitante deste sistema. Nas Tabelas 25 e 26 são representados os consumos e custos associados aos ensaios de remoção e recuperação (Tabelas 20 e 21) de amônia. No cálculo, foram considerados os custos de energia elétrica (soprador de ar, bomba para distribuição de lixiviado e bomba para recirculação da solução ácida) e reagentes químicos (hidróxido de sódio e ácido sulfúrico) para tratar 1 (um) m³ de lixiviado.

Tabela 25: Estimativa dos consumos da remoção e recuperação de amônia para tratar 1 (um) m³ de lixiviado

	Condições Operacionais			(hm ⁻³)	kWm ⁻³		kgm ⁻³	
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv (Lmin ⁻¹)	pH	Tempo*	Soprador	Bombas	NaOH	H ₂ SO ₄
Lixiviado 1	2400	0,2	11,4	83,3	1,03	1,22	20,05	3,60
	2400	0,6	11,4	27,8	0,34	0,42	20,05	3,17
	2400	1,0	11,4	16,7	0,21	0,26	20,05	2,62
Lixiviado 2	2400	0,2	11,4	83,3	1,03	1,22	17,50	4,12
	2400	0,6	11,4	27,8	0,34	0,42	17,50	3,72
	2400	1,0	11,4	16,7	0,21	0,26	17,50	1,73

* horas necessárias para tratar 1 (um) m³ de lixiviado

Fonte: Autoria própria

O maior consumo de energia elétrica (kWm⁻³) está associado a menores vazões de lixiviado, pois é necessário um tempo mais elevado para tratar a mesma quantidade de água residuária, ou seja, os equipamentos consomem energia por mais tempo.

Tabela 26: Estimativa de custos da remoção e recuperação de amônia para tratar 1 (um) m³ de lixiviado

	Condições Operacionais			Eficiências (%)	Custos (R\$)			
	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlixiv (Lmin ⁻¹)	pH	(Remoção) - Recuperação	Soprador + Bombas	NaOH	H ₂ SO ₄	Total
Lixiviado 1	2400	0,2	11,4	(83,4) - 52,3	1,89	200,50	28,80	231,19
	2400	0,6	11,4	(70,9) - 53,9	0,64	200,50	25,34	226,49
	2400	1,0	11,4	(57,7) - 55,0	0,39	200,50	20,97	221,86
Lixiviado 2	2400	0,2	11,4	(85,5) - 69,1	1,89	175,00	32,95	209,84
	2400	0,6	11,4	(70,3) - 76,0	0,64	175,00	29,72	205,37
	2400	1,0	11,4	(61,0) - 41,0	0,39	175,00	13,82	189,22

Fonte: Autoria própria

O lixiviado 2 obteve melhores custos operacionais para remoção e posterior recuperação de amônia, devido ao seu menor consumo de hidróxido de sódio (NaOH) para alcançar o pH de 11,4. Em média, 87,8% do custo total deve-se ao consumo de NaOH para o aumento do pH, portanto, visando melhorar a viabilidade desta tecnologia, faz-se necessário estudar outros alcalinizantes que forneçam menor custo para o processo.

6 CONCLUSÕES

O processo de *air stripping* associado com lavador de gás, foi eficaz na remoção e posterior recuperação do nitrogênio presente na água residuária sintética e nos dois lixiviados de aterros sanitários. Os resultados obtidos no tratamento das águas residuárias permite concluir que, para a água sintética, com concentração inicial de $3000 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$, foi possível remover até 89,3% da amônia. Os resultados com lixiviados, com concentrações iniciais de $2874 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$ e $2415 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$, foram próximos, 83,4 e 85,5% da amônia, respectivamente.

A quantidade de alcalinizante necessária foi maior nos lixiviados do que na água residuária sintética. Os maiores valores de K_{La} ($7,4$ e $7,9 \text{ h}^{-1}$) foram obtidos nos ensaios da água residuária sintética. Para os lixiviados 1 e 2, os maiores valores de K_{La} foram $4,9$ e $5,7 \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Potencialmente, pode-se recuperar até $1,72 \text{ kg N m}^{-3}$ (sintética), $1,25 \text{ kgN m}^{-3}$ (lixiviado 1) e $1,43 \text{ kg N m}^{-3}$ (lixiviado 2), na forma de sulfato de amônio.

REFERÊNCIAS

AMAYA, O. M.; BARRAGÁN, M. T. C.; TAPIA, F. J. A. **Microbial biomass in batch and continuous system, biomass now - sustainable growth and use**. In: DarkoMatovic Miodrag, editor, 2013.

APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington, DC: **American Public Health Association**, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, p. 1. 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, p. 1. 2004.

ASTALS, S. A; PECES M. B.; BATSTONE D. J. A.; JENSEN, P. D. A.; TAIT, S. Characterising and modelling free ammonia and ammonium inhibition in anaerobic systems. **Water Research**, v.143, p.127-135, out. 2018.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. 1 ed. São Carlos: EESC-USP, 1999.

BONMATI, A.; FLOTATS, X. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 23, n. 3, p. 261-272, 2003.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. D.O.U. n° 53, Brasília, de 18 de março de 2005.

BRASIL. **Lei nº 12.305** – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF, de 2 de agosto de 2010.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **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. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. D.O.U. n° 92, Brasília, p. 89, de 16 de maio de 2011.

CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C.; CARDILLO, L. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v.48, n. 9, p.1105-1113, jul. 2013.

CAS – CHEMICAL ABSTRACTS SERVICE. Disponível em: www.cas.org. Acesso em: 15/09/2018.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, jul. 2008.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 94, n. 1–2, p. 209–221, fev. 1997.

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

DELDUQUE, T. P. **Remoção da amônia por *air stripping* em canais corrugados helicoidais.** 2017. 68p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2017.

EL-GOHARY, F. A.; KAMEL, G. Characterization and Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 268–274, set. 2016.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, n. 12, p. 2379–2383, dez. 1975.

FERRAZ, F. M. **Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). 2010. 128 f. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Ammonia Removal from Landfill Leachate by Air Stripping and Absorption. **Environmental Technology**, v. 34, n. 15, p. 2317–2326, ago. 2013.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria: Gerardi/Wastewater Bacteria**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2006.

GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIU, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1–3, p. 699–705, jun. 2010.

HENK, L. **General Introduction to Process Digestion and Digester**. 2009.

HUANG, J.-C.; SHANG, C. Air stripping. In: WANG, L. K.; HUNG, Y.-T.; SHAMMAS, N. K. **Advanced physicochemical treatment processes**. 4 ed. Totowa, N.J: Humana Press, 2007. cap. 2, p. 47-55.

JIN, R.-C; YANG, G.-F.; YU, J.-J.; ZHENG, P. The Inhibition of the Anammox Process: A Review. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 67–79, jul. 2012.

KAYHANIAN, M. Ammonia Inhibition in High-Solids Biogasification: An Overview and Practical Solutions. **Environmental Technology**, v. 20, n. 4, p. 355–365, abr. 1999.

KOSTER, I. W.; LETTINGA, G. The Influence of Ammonium-Nitrogen on the Specific Activity of Pelletized Methanogenic Sludge. **Agricultural Wastes**, v. 9, n. 3, p. 205–216, jan. 1984.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 26-59.

LAURENI, M.; PALATSI, J.; LLOVERA, M.; BONMATÍ, A. Influence of pig slurry characteristics on ammonia stripping efficiencies and quality of the recovered ammonium-sulfate solution. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 88, n. 9, p. 1654–1662, set. 2013.

LEITE, V. D.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; BARROS, A. J. M. Study on Ammonia Stripping Process of Leachate from the Packed Towers. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 7, n. 2, p. 215–222, set. 2013.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2000.

LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A.; Di PINTO, A. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. **Chemosphere**, v. 54, n. 7, p. 1005–1010, fev. 2004.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 4. ed. p. 1234, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIEL, J.W. **Handbook for Handling Process Digester**. 2008.

MOSQUERA-CORRAL, A.; GONZÁLEZ, F.; CAMPOS, J. L.; MÉNDEZ, R. Partial Nitrification in a SHARON Reactor in the Presence of Salts and Organic Carbon Compounds. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 3109–3118, set. 2005.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates. **Waste Management**, v. 23, n. 5, p. 441–446, jan. 2003.

PI, K. W.; LI, Z.; WAN, D. J.; GAO, L. X. Pretreatment of Municipal Landfill Leachate by a Combined Process. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 87, n. 3, p. 191–196, maio 2009.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. **U.S. EPA Cooperative Agreement**, Atlanta, jan. 1985.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. **Introdução**. In: GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 19-25.

RIOS, C. A. S. **Recuperação de amônia por irradiação de microondas e air stripping em água residuária de curtume**. 2015. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

RODRIGUEZ, R. M. **Estudo Teórico e Experimental de Agregados Iônicos $(\text{NH}_3)_n\text{NH}_m^{\pm}$ Dessorvidos de Amônia Sólida Bombardeada por Íons de 65 MeV.** Tese (Doutorado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Pontifícia Universidade Católica. Rio de Janeiro, 2007.

SANTOS, H. A. P. **Recuperação da amônia removida por processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo em escala piloto.** 2011. 107 f. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: **24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, de 2 a 7 de setembro de 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, S. C. S.; POVINELLI, J. Ammonia stripping from landfill leachate using packed towers. Paper presented at: **8th International Symposium on Sanitary and Environmental**; 2008 June 24–27; Florence, Italy.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2009. 301 p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

TAKI FILHO, P. K. **Remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal de Efluente gerado no processamento do couro.** 2015. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

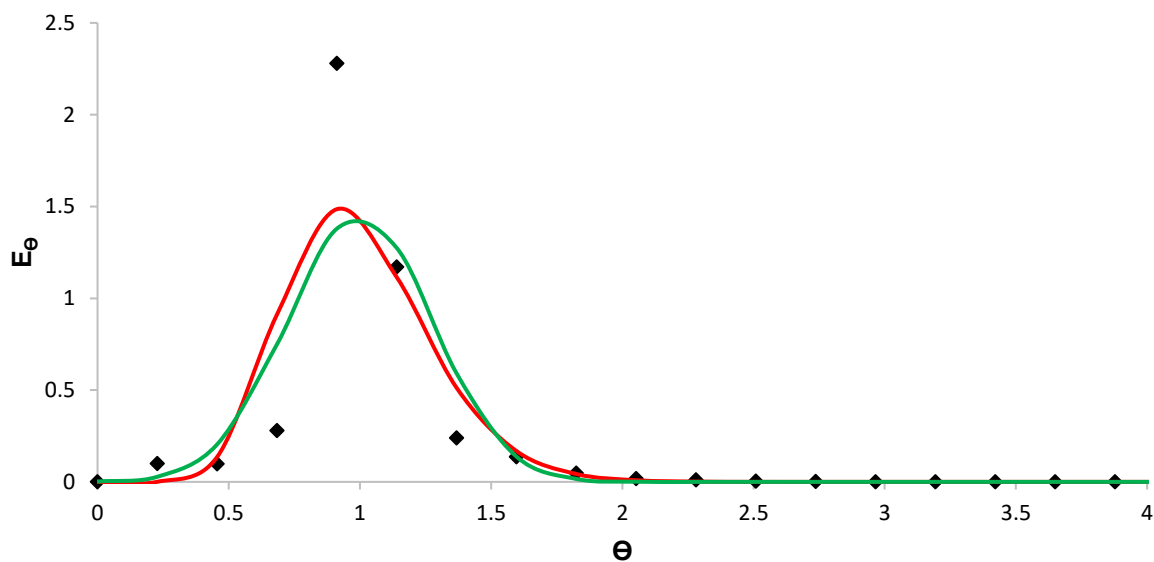
TORRETTA, V.; FERRONATO, N.; KATSOYIANNIS, I. A.; TOLKOU, A.K.; AIROLD, M. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. **Sustainability**. v.9, n.9, p. 2-40, jan. 2017.

ZHOU, H.; QIU, G. Inhibitory Effect of Ammonia Nitrogen on Specific Methanogenic Activity of Anaerobic Granular Sludge. **Journal of Central South University of Technology**, v. 13, n. 1, p. 63–67, fev. 2006.

APÊNDICES

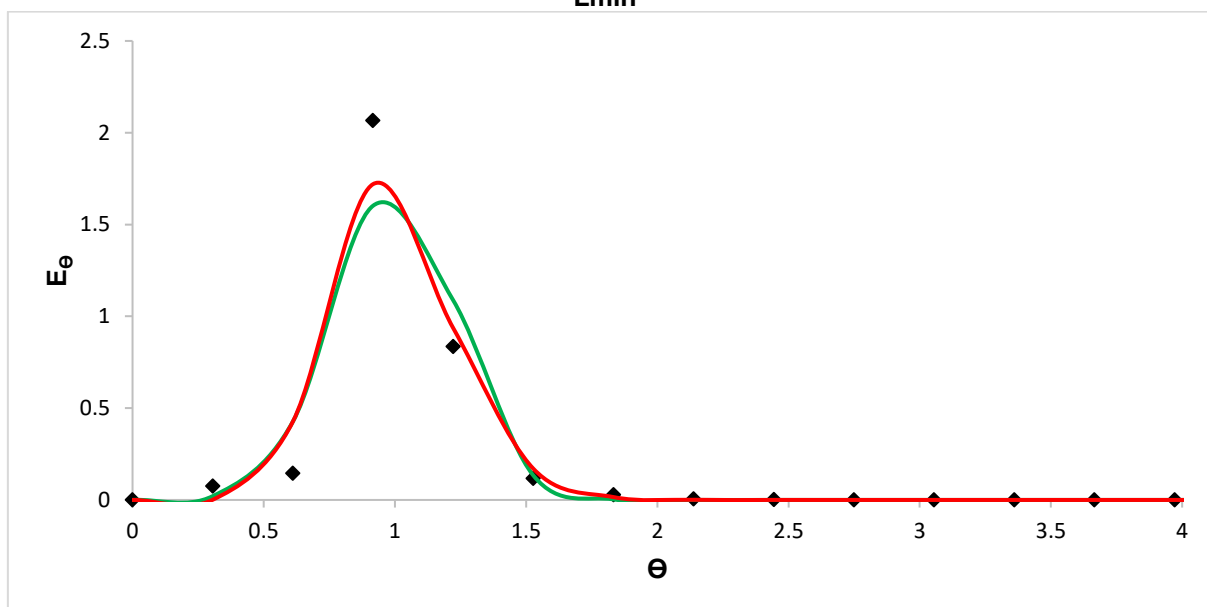
APÊNDICE A – GRÁFICOS COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

Figura 31: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin⁻¹



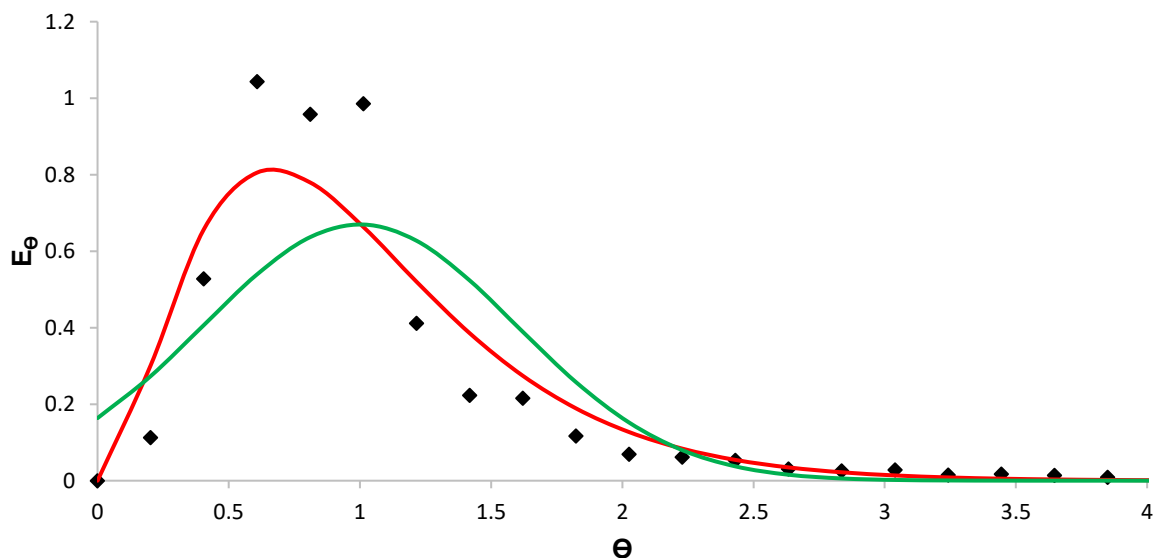
Fonte: Autoria própria

Figura 32: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 2000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 1,0 Lmin⁻¹



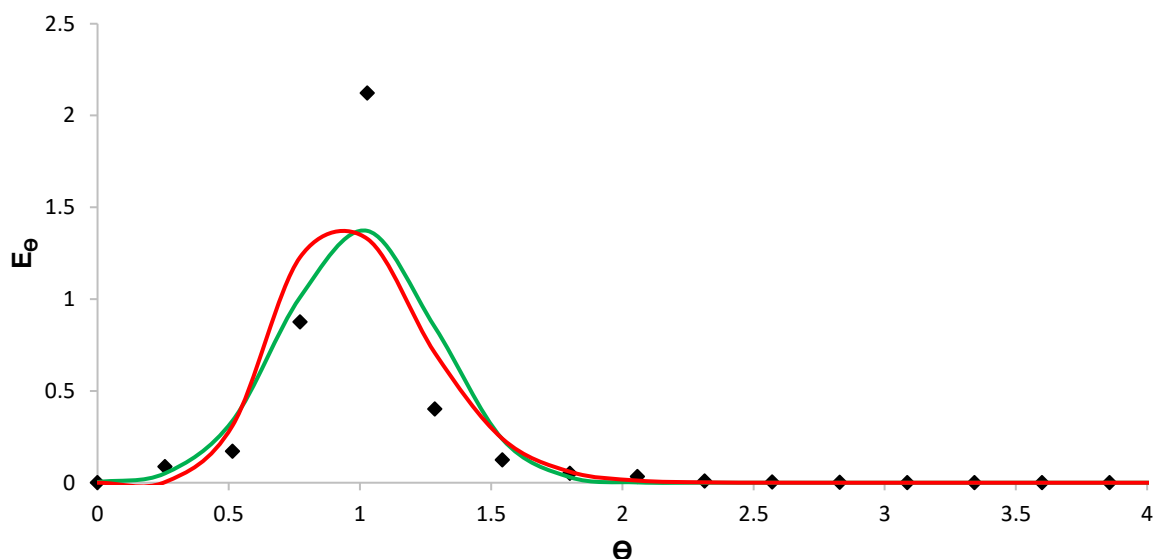
Fonte: Autoria própria

Figura 33: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,2 Lmin⁻¹



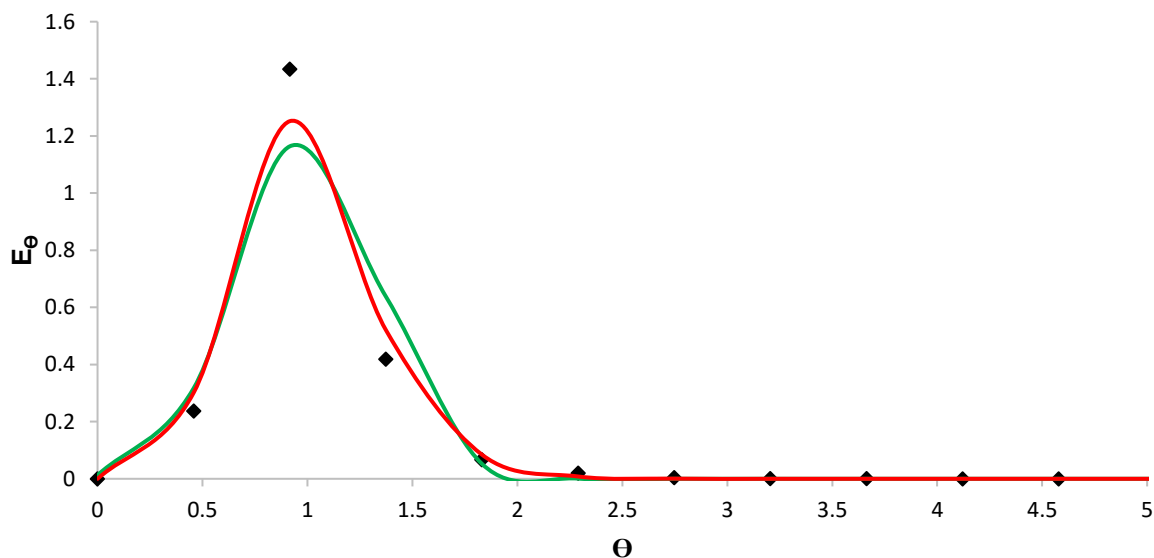
Fonte: Autoria própria

Figura 34: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin⁻¹



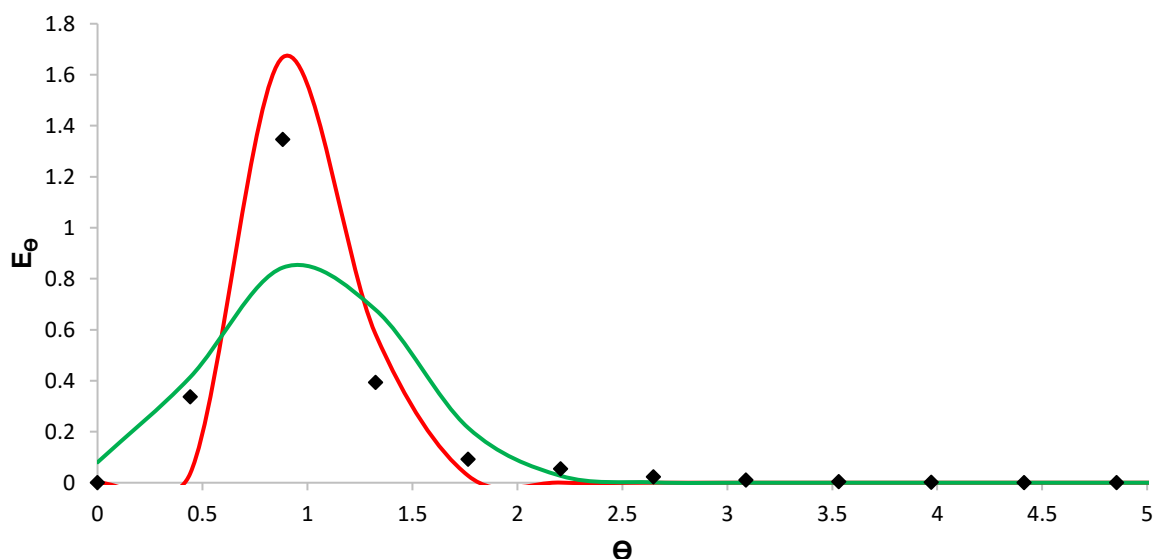
Fonte: Autoria própria

Figura 35: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 3000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 1,0 Lmin⁻¹



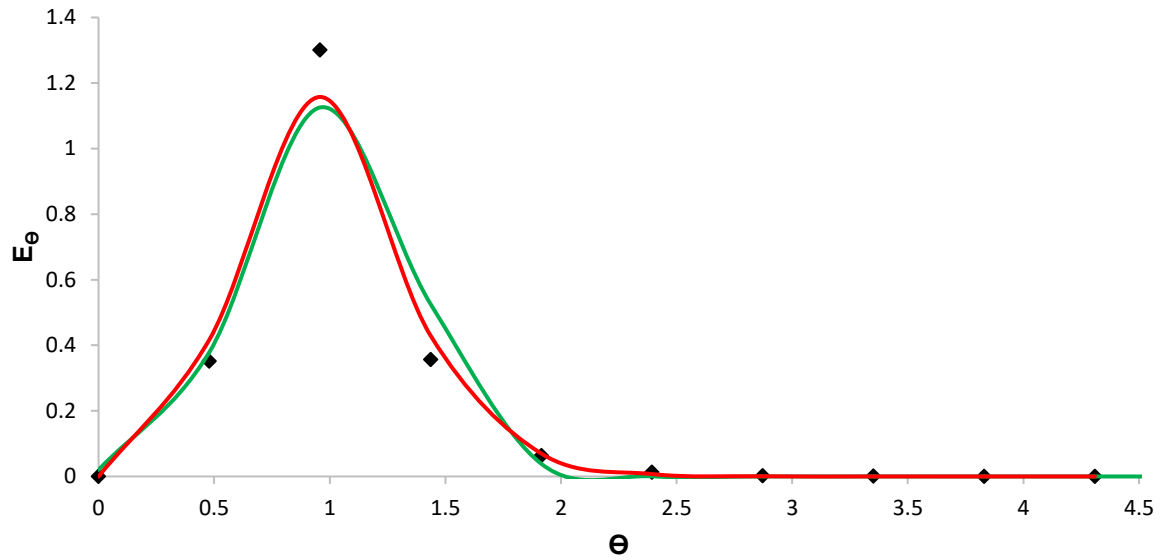
Fonte: Autoria própria

Figura 36: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Qar 4000 Lmin⁻¹ e Qlíq. 0,6 Lmin⁻¹



Fonte: Autoria própria

Figura 37: Distribuição dos tempos de residência (\blacklozenge) e curvas ajustadas para os modelos de CSTR em série (—) e dispersão de pequena intensidade (—) para Q_{ar} 4000 $Lmin^{-1}$ e $Q_{líq.}$ 1,0 $Lmin^{-1}$



Fonte: Autoria própria