

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

THALITA PEREIRA DELDUQUE

**REMOÇÃO DA AMÔNIA POR *AIR STRIPPING* EM CANAIS
CORRUGADOS HELICOIDAIS**

DISSERTAÇÃO

LONDRINA

2017

THALITA PEREIRA DELDUQUE

**REMOÇÃO DA AMÔNIA POR *AIR STRIPPING* EM CANAIS
CORRUGADOS HELICOIDAIS**

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.

Orientador: Prof. Dr. Ajadir Fazolo

LONDRINA

2017

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



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

D345r Delduque, Thalita Pereira
Remoção da amônia por *air stripping* em canais corrugados helicoidais /
Thalita Pereira Delduque - Londrina: [s.n.], 2017.
68 f. ; il. ; 30 cm

Orientador: Prof. Dr. Ajadir Fazolo
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2017.
Bibliografia: f. 63-68

1. Águas Residuais - Purificação. 2. Amônia. 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

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO

por

Thalita Pereira Delduque

Dissertação de mestrado apresentada no dia vinte e três de fevereiro de 2017, 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^(a)- Ajadir Fazolo
(UTFPR- Londrina)

Prof. Dr^(a)- Eudes José Arates
(UTFPR- Campo Mourão)

Prof. Dr^(a)- Ana Maria Ferrari Lima
(UTFPR- Apucarana)

Prof. Dr Edson Fontes de Oliveira
Coordenador 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

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, o qual me guia com discernimento em todos os passos da minha vida, por ter me concedido o privilégio de ingressar no Mestrado e por ter me abençoado durante todo este tempo com novas oportunidades.

Agradeço aos meus pais Hugues Delduque e Maria Inez Pereira Delduque pela educação e amor que me deram durante toda esta etapa e a toda a minha família, que me apoiaram e acreditaram em mim para que eu pudesse chegar até aqui.

Ao meu orientador Ajadir Fazolo pela orientação, ensinamentos, paciência e amizade que me proporcionou durante o tempo que trabalhamos juntos, sempre disponível a compartilhar experiências comigo.

À banca examinadora Prof.^a Dr.^a Ana Maria Ferrari Lima e Prof. Dr. Eudes Jose Arantes, pelas novas ideias, sugestões e contribuições.

Ao companheiro de laboratório Carlos Henrique Gianjacom, pela colaboração e toda paciência durante o experimento.

As minhas amigas Vanessa Helena de Andrade, Maria Theresa Bettin, Aline Hanny e Ana Paula Cosso pela convivência diária, tornando essa jornada mais divertida, sobretudo nos momentos difíceis. Obrigada pelo companheirismo e colaboração, principalmente nos últimos períodos do mestrado sempre com palavras de incentivo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo suporte financeiro.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina, que forneceu estrutura física para que este trabalho fosse realizado.

A todos, muito obrigada!

RESUMO

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

O presente trabalho propõe verificar o desempenho de um canal corrugado helicoidal aplicado na remoção de amônia, por meio do processo *air stripping*. O sistema possui diâmetro interno de 4" (≈ 100 mm) e 10m de comprimento disposto de forma helicoidal. Avaliou-se a influência das condições operacionais como: vazão de ar (1000 L min^{-1} a 3000 L min^{-1}), vazão do líquido ($0,2 \text{ L min}^{-1}$ a $1,0 \text{ L min}^{-1}$), concentração de nitrogênio, pH (9,0 a 12,0) e declividade do canal (5% a 20%) na remoção da amônia. Foram realizados ensaios de caracterização hidrodinâmica do sistema com ajuste dos modelos uni-paramétricos: de N-reatores de mistura completa em série, dispersão de grande intensidade e pequena intensidade, visando a determinação dos coeficientes globais de transferência de massa ($K_L a$). Entre os principais resultados, a massa de alcalinizante necessária para elevar o pH em média de 5 para 11,5, foi de 2,875g de NaOH por g de N presente na água residuária. Posteriormente, ensaios hidrodinâmicos indicaram que o escoamento do sistema tende a ser pistonado em função do seu alto número de reatores de mistura completa em série (49 a 69). Foram realizados 30 ensaios utilizando o planejamento estatístico, Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) com coeficiente de transferência de massa ($K_L a$) de $19,7 \text{ h}^{-1}$ nas condições otimizadas de pH 10,5, $Q_{ar}=2000 \text{ L min}^{-1}$, $Q_{liq}=0,2 \text{ L min}^{-1}$ na concentração de $0,6 \text{ mgL}^{-1}$ N-NH₃ atingindo a eficiência de remoção de N-NH₃ de 70%. Com os valores experimentais foi possível obter o modelo reparametrizado das variáveis codificadas, que representa a remoção de N-NH₃(%) em função do pH, da vazão de ar, da vazão do líquido e da concentração de N-NH₃. Ao se comparar com torres convencionais de *air stripping*, o canal corrugado proporcionou maior tempo de contato ar com o líquido, para injeção do ar e menor altura manométrica de elevação da água residuária, reduzindo gastos construtivos e com energia elétrica.

Palavras-chave: Tubo corrugado, remoção de amônia, *air stripping*, DCCR.

ABSTRACT

DELDUQUE, Thalita Pereira. **Removal of ammonia by *air stripping* in helicoidais corrugated channels.** 2017. Thesis (Master's Degree in Environmental Engineering) – Federal Technological University of Paraná Londrina, 2017.

The present work intent to verify the performance of a helical corrugated channel applied in the ammonia removal, through the air stripping process. The system has internal diameter of 4" (≈ 100 mm) and 10m long, helically arranged. The influence of the operating conditions was evaluated as: air flow (1000 L min^{-1} at 3000 L min^{-1}), liquid flow (0.2 L min^{-1} at 1.0 L min^{-1}), nitrogen concentration, pH (9.0 to 12.0) and channel slope (5% to 20%) in the ammonia removal. It was performed hydrodynamic characterization of the system with adjustment of the uni-parametric models: complete mix N-reactors in series, big intensity and small intensity dispersal, aiming the determination of the global coefficients of mass transfer (K_{La}). Among the main results, the alkaline mass required to raise the pH from 5 to 11.5 on average was 2.875 g of NaOH per g of N present in the wastewater. Subsequently, hydrodynamic tests indicated that the drain of the system tends to be pistoned due to its high number of complete mix reactors in grade (49 to 69). A total of 30 experiments were performed using the statistic design, Design Central Composit Rotational (DCCR) with mass transfer coefficient (K_{La}) of 19.7 h^{-1} under optimized conditions of pH 10.5, $Q_{ar}=2000 \text{ L min}^{-1}$, $Q_{liq}=0.2 \text{ L min}^{-1}$ in the concentration of 0.6 mg L^{-1} N-NH₃ achieving the efficiency of removal of N-NH₃ of 70%. With the experimental values it was possible to obtain the reparametrized model of the coded variables, which represents the removal of N-NH₃ (%) as a function of pH, air flow, liquid flow and N-NH₃ concentration. When compared to conventional air stripping towers, the corrugated channel provided longer air-to-liquid contact time for air injection and lower manometric height of wastewater elevation, reducing constructive and electricity expenditures.

Keywords: Corrugated tube, ammonia removal, *air stripping*, DCCR.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Proporção entre a amônia gasosa, NH_3 (---) e o íon amônio, NH_4^+ (---) em função do pH com temperatura de 25°C	22
Figura 2 - Classificação dos sistemas de arraste com base nas características dos escoamentos das fases líquida e gasosa: (a) em contracorrente; (b) co-corrente; (c) cruzado.	24
Figura 3 - Rugosidade do tipo “d” (a) e “K” (b) para escoamento da esquerda para a direita.	26
Figura 4 - Visualização do movimento de fluido no interior de uma cavidade do tipo <i>d</i> através da introdução de um filamento de corante, com iluminação a laser.	27
Figura 5 - Turbulência causada pelas cavidades no canal corrugado de <i>air stripping</i>	27
Figura 6 - Fotografia do sistema de remoção de nitrogênio com 20% de declividade: (1) reservatório de alimentação; (2) bomba dosadora eletromagnética; (3) entrada da água residuária; (4) tubo corrugado helicoidal 4” (<i>air stripping</i>); (5) soprador de ar; (6) saída da água residuária.	29
Figura 7 - Fotografia do canal corrugado 4”	30
Figura 8 - Fotografia do sistema para controle de vazão.	31
Figura 9 - Fluxograma das etapas experimentais	32
Figura 10 - Variação do pH do efluente sintético (N-NH ₃) em função da adição de NaOH para a correção de pH nas concentrações: 1,0 g N-NH ₃ L ⁻¹ (---); 2,0 g N-NH ₃ L ⁻¹ (---); 3,0 g N-NH ₃ L ⁻¹ (---); 4,0 g N-NH ₃ L ⁻¹ (---); 5,0 g N-NH ₃ L ⁻¹ (---). ...	37
Figura 11 – Valores experimentais (●) curva de ajuste (...) da variação entre a concentração de nitrogênio e a massa de NaOH gasta para elevar o valor do pH até 11,5.....	38

Figura 12 – Variação da remoção de N-NH ₃ com as declividades de 5%, 10%, 15% e 20% do canal corrugado para o pH de 11,5; Vazão de ar de 3000Lmin ⁻¹ ; Vazão do líquido de 0,5 Lmin ⁻¹ e concentração de 1,0 g N-NH ₃ .L ⁻¹	39
Figura 13 - Variação da remoção de N-NH ₃ com o pH nas faixas de 9,00; 10,21; 11,26 e 12,06; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000Lmin ⁻¹ ; Vazão do líquido de 0,5 Lmin ⁻¹ e concentração de 1,0 g N-NH ₃ .L ⁻¹	41
Figura 14 - Variação da remoção de N-NH ₃ nas concentrações de 1gL ⁻¹ ; 2 gL ⁻¹ ; 3 gL ⁻¹ ; 4 gL ⁻¹ e 5gL ⁻¹ de N-NH ₃ ; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000Lmin ⁻¹ e Vazão do líquido de 0,5 Lmin ⁻¹	42
Figura 15 - Variação da remoção de N-NH ₃ nas vazões de líquido de 0,20Lmin ⁻¹ , 0,40Lmin ⁻¹ , 0,60Lmin ⁻¹ , 0,80Lmin ⁻¹ e 1,00Lmin ⁻¹ ; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000 Lmin ⁻¹ e Vazão do líquido de 0,5 Lmin ⁻¹	43
Figura 16 - Variação da remoção de N-NH ₃ nas vazões de ar de 1000Lmin ⁻¹ , 1500 Lmin ⁻¹ , 2000 Lmin ⁻¹ , 2500 Lmin ⁻¹ e 3000Lmin ⁻¹ ; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão do líquido de 0,5 Lmin ⁻¹ e concentração de 1,0 g N-NH ₃ .L ⁻¹	44
Figura 17 - Distribuição dos tempos de residência (◇) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para declividade de 5%, Qar 3000Lmin ⁻¹ e Q liquido 0,5 Lmin ⁻¹	45
Figura 18 - Distribuição dos tempos de residência (◇) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para l 10%, Qar 3000Lmin ⁻¹ e Q liquido 0,5 Lmin ⁻¹	45
Figura 19 - Distribuição dos tempos de residência (◇) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para l 15%, Qar 3000Lmin ⁻¹ e Q liquido 0,5 Lmin ⁻¹	46

Figura 20 - Distribuição dos tempos de residência (\diamond) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para I 20%, Q_{ar} 3000Lmin ⁻¹ e Q líquido 0,5 Lmin ⁻¹	46
Figura 21 – Curvas de DTR para modelos de tanques em série.....	48
Figura 22 - Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da vazão do ar e pH.	51
Figura 23 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da vazão do líquido e pH.....	53
Figura 24 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da concentração de N-NH ₃ e pH.....	54
Figura 25 - Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da vazão do líquido e vazão do ar.....	55
Figura 26- Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da concentração de N-NH ₃ e vazão do ar.....	57
Figura 27 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH ₃ (%) em função da concentração de N-NH ₃ e vazão do líquido.....	58
Figura 28 - Valores observados e valores previstos pelo modelo.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos uni paramétricos utilizados na caracterização hidrodinâmica do escoamento.....	34
Tabela 2 - Valores codificados e reais utilizados no planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR).....	35
Tabela 3 - Valores adicionados de NaOH para elevação do pH até 11,5 em função da concentração de N-NH ₃ por litro de solução.....	38
Tabela 4 - Resultados ajustados às curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos, de acordo com Levenspiel (2000). Condições operacionais T=21°C.....	47
Tabela 5 - Valores codificados e reais das variáveis independentes e resultados obtidos no estudo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR).....	49
Tabela 6 - Coeficientes de regressão para a resposta remoção de N-NH ₃ (%).	50
Tabela 7 - Análise de variância para a resposta remoção de N-NH ₃ (%).	50

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Etapas experimentais.....	33
Quadro 2 - Parâmetros analisados e métodos utilizados	36

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E ACRÔNIMOS

APHA	American Public Health Association
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DGI	Dispersão de grande intensidade
DPI	Dispersão de pequena intensidade
DTR	Distribuição do tempo de residência
EPA	United States Environmental Protection Agency
ETE	Estação de tratamento de efluentes
$K_L a$	Coefficiente global de transferência de massa
N	Nitrogênio
N-CSTR	Número de reatores de mistura completa em série
NAT	Nitrogênio Amoniaco Total
N-NH ₃	Nitrogênio na forma de amônia livre (não ionizada)
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de amônia ionizada (Íon amônio)
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
NO _x	Dióxido de nitrogênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P. A.	Padrão Analítico
PVC	Policloreto de Vinila
pH	Potencial hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q _{ar}	Vazão de ar
Q _{líq.}	Vazão de líquido
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WEF	Water Environment Federation

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivos específicos	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Amônia no ambiente	18
3.2 Amônia em ambientes aquáticos	19
3.3 Padrões ambientais para amônia na água	20
3.4 Inibição em sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias	20
3.5 Remoção físico-química	20
3.6 Remoção da amônia por <i>air stripping</i>	21
3.7 Torres de <i>air stripping</i>	23
3.8 Vantagens e desvantagens da tecnologia <i>air stripping</i>	24
3.9 Sistemas alternativos do <i>air stripping</i> da amônia	25
3.10 Escoamento em canal corrugado	25
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Descrição das instalações experimentais.....	29
4.2 Funcionamento da unidade experimental.....	31
4.3 Água residuária utilizada	31
4.4 Etapas experimentais	31
4.4.1 Consumo de alcalinizante para elevação do pH.....	32
4.4.2 Comportamento do pH, da vazão de ar, vazão do líquido, da concentração e da declividade do canal corrugado.....	33
4.4.3 Ensaio hidrodinâmico	34
4.4.4 Efeito da vazão de ar, vazão do líquido, pH e concentração de nitrogênio.....	35
4.5 Parâmetros monitorados	35
4.6 Parâmetros estimados.....	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 Estimativa do consumo de alcalinizante para elevar o pH	37
5.2 Comportamento do pH, da vazão de ar, vazão do líquido, da concentração e da declividade do canal corrugado.....	39

5.3 Comportamento hidrodinâmico	44
5.4 Efeito da vazão de ar, vazão do líquido, pH e concentração de nitrogênio na remoção do nitrogênio.....	48
6 CONCLUSÕES	60
SUGESTÕES.....	62
REFERÊNCIAS.....	63

1 INTRODUÇÃO

O ciclo do nitrogênio tem recebido atenção por causa do seu significado ambiental no efeito estufa, na chuva ácida e na toxicidade e eutrofização das águas. O processo pelo qual o nitrogênio circunda por meio das plantas e do solo, interfere diretamente na existência de todos os seres vivos, pois é responsável pela produção de moléculas como aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos.

Águas residuárias industriais (petróleo, curtume, galvanoplastia, entre outras), agroindustriais (abatedouros), resíduos agropecuários (dejeito de suínos, esterco bovino) e lixiviado de aterro sanitário, contêm elevadas cargas de compostos nitrogenados, com potencial de poluição do solo, ar e água.

O nitrogênio é um dos contaminantes com maior impacto sobre a saúde e meio ambiente, ocorrendo em uma multiplicidade de formas e estados de oxidação (HULTH *et al.* 2005). Grande parte deste nitrogênio chega a diferentes corpos d'água na forma de amônia, nitrito e nitrato, ocasionando impactos ambientais de toxicidade à flora e fauna aquática, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido (OD), eutrofização entre outros agravantes a saúde humana (WANG *et al.* 2012).

As alternativas tecnológicas usuais para a remoção do nitrogênio amoniacal total (NAT), em geral, são realizadas por processo biológico e físico-químico. Entretanto, a presença de amônia gasosa (NH_3) pode ser tóxica e inibidora para os organismos nos sistemas naturais e em unidades biológicas de tratamento dos efluentes.

Nessas circunstâncias, uma alternativa é a remoção prévia do nitrogênio amoniacal por processo físico-químico.

Entre as diversas alternativas destaca-se a tecnologia de *air stripping* da amônia, que consiste na transferência da amônia gasosa (NH_3) do líquido para um gás de arraste, geralmente utilizando o ar. A estratégia para conversão do NAT em NH_3 tem sido a elevação do pH e/ou da temperatura. Em seguida, o sucesso da remoção do nitrogênio está relacionado com o contato da fase líquida, contendo NH_3 , com o gás de arraste. Torres recheadas

operadas em contracorrente possibilitam elevada área de interface líquido - ar, favorecendo a transferência e arraste da amônia.

Entretanto, dentre as possíveis desvantagens da utilização de torres estão às incrustações no recheio, em função do hidróxido de cálcio, o barulho excessivo e perda de carga do ar, sendo necessários sopradores potentes para alcançar a vazão de ar necessária.

Recentemente, vários pesquisadores propuseram unidades alternativas que aumentam a transferência de NH_3 da água residuária para o ar, medida pelo coeficiente global de transferência (K_La).

O emprego de tubos corrugados tem sido utilizado em trocadores de calor e no transporte de fluídos, como o petróleo cru, porém, a literatura não reporta a seu uso na área de tratamento de águas residuárias.

Este trabalho tem como objetivo avaliar as potencialidades da aplicação de canal corrugado com configuração helicoidal na transferência da amônia da água residuária para o ar.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi verificar o desempenho de um canal corrugado helicoidal aplicado na remoção de amônia por *air stripping*.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar os efeitos da vazão de ar, da vazão do líquido, da concentração de N-NH_3 , do pH e da inclinação do tubo corrugado na remoção da amônia;
- Determinar o comportamento hidrodinâmico do sistema;
- Estimar os coeficientes globais de transferência de massa do líquido para o ar (K_{La}).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Amônia no ambiente

Nos últimos anos, as fontes, o transporte e o destino da amônia (NH_3) presente na atmosfera têm sido amplamente estudados devido ao seu papel nas alterações climáticas, na saúde pública e em ecossistemas sensíveis (BEHERA *et al.*, 2013).

Estima-se que 80% das emissões globais atuais de NH_3 provêm de fontes antrópicas, com destaque para as atividades agrícolas, como fertilizantes nitrogenados, e na pecuária com dejetos de suínos e esterco bovino, a queima de combustíveis fósseis e biomassa, incluindo as queimadas florestais, excreções humanas e os catalisadores de veículos. Assim, a amônia aplicada em excesso na fertilização de plantas, as descargas de resíduos da criação de animais, as emissões industriais e humanas podem acrescentar muito nitrogênio reativo ao sistema natural, com impacto no ar, água e qualidade do solo (FELIX E CARDOSO, 2004; BEHERA *et al.* 2013).

FELIX E CARDOSO (2004) e BEHERA *et al.* (2013) destacam que a amônia é capaz de tamponar, em determinada extensão, a acidez provocada por gases e partículas. Uma parte substancial dos ácidos atmosféricos gerados pela oxidação do SO_2 e NO_x é neutralizada pela amônia e os produtos finais são os sais de amônio, na forma de material particulado. Reações de neutralização parecem ser, juntamente com as deposições seca e úmida, os meios de remoção mais comuns dos compostos ácidos na atmosfera.

Deste modo, como a amônia é muito solúvel em água, dissolve-se facilmente nas gotículas formadoras das nuvens e, além de aumentar seu pH, promove a conversão de espécies ácidas gasosas em aerossóis de sulfato e nitrato, os quais formam a fração de menor tamanho do material particulado atmosférico total e de maior tempo de residência na atmosfera, quando comparado com a espécie gasosa. Por isso, as partículas constituem um dos principais mecanismos de transporte desses materiais a longas distâncias e, dependendo da concentração, podem afetar o equilíbrio do ecossistema atingido. Como as partículas formadas são menores que $2,5 \mu\text{m}$, não são retidas nos mecanismos naturais existentes no trato superior respiratório e

chegam até os pulmões, provocando danos à saúde do homem. Desta forma, o aumento da amônia gasosa na atmosfera pode, por um lado, atenuar a acidez atmosférica e, por outro, favorecer o aumento na concentração de partículas inaláveis e assim agravar o risco à saúde humana (FELIX E CARDOSO, 2004).

3.2 Amônia em ambientes aquáticos

Em ambientes aquáticos, CAMARGO E ALONSO (2006) relatam que o nitrogênio inorgânico está presente nas formas de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) ou nitrogênio amoniacal total (NAT) como amônia (NH_3) ou íon amônio (NH_4^+). A essas substâncias, de acordo com os autores, estão relacionados três problemas ambientais principais: (1) a poluição por nitrogênio inorgânico pode aumentar a concentração de íons H^+ em ecossistemas sem muita capacidade de neutralização, resultando na acidificação do sistema aquático; (2) pode estimular ou aumentar o desenvolvimento, manutenção e proliferação de produtores primários, levando à eutrofização da água doce, estuários e ecossistemas marinhos costeiros, inclusive com possível ocorrência de algas tóxicas, e (3) pode ser tóxico, prejudicando a capacidade dos animais aquáticos para sobreviver, crescer e se reproduzir. Deste modo, o NH_4^+ é a forma preferencial de nitrogênio inorgânico para manter as atividades de organismos presentes na água.

Testes de toxicidade da amônia (NH_3) em organismos aquáticos são os mais frequentes, e alguns resultados experimentais são compilados por CAMARGO E ALONSO (2006), ENVIRONMENT CANADÁ (2010) e EPA (2013), entre outros.

No Brasil, MARTINEZ, AZEVEDO E WINKALER (2006) concluíram que concentrações na ordem de $0,16 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ podem afetar o estado de saúde geral e interferir no crescimento e reprodução de três espécies de peixes: *Piaractus mesopotamicus* (pacu), *Prochilodus lineatus* (curimba) e *Astyanax altiparanae* (lambari do rabo amarelo). Os testes de toxicidade aguda durante 24hs, foram conduzidos em $\text{pH} = 8,5$ e temperatura de 22°C .

3.3 Padrões ambientais para amônia na água

A EPA (2013), com base nos dados de toxicidade aguda e crônica, estabeleceu concentrações máximas padronizadas com pH de 7 e T de 20°C em 17 mg NATL⁻¹ com exposição de 1h e 1,9 mg NATL⁻¹ com exposição de 30 dias.

No Canadá (ENVIRONMENT CANADÁ, 2010), as diretrizes de qualidade da água para a proteção da vida aquática estabelecem valores máximos de 0,019 mg N-NH₃L⁻¹ e 4,82 mg NATL⁻¹, válidos para pH igual a 7 e temperatura de 20°C.

A Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) limita os valores máximos de NAT em função do pH nas classes 1 e 2, com valores de até 3,7 mg N-NAT L⁻¹ (0,046 mg N-NH₃ L⁻¹) para pH inferior a 7,5 e 0,5 mg N-NAT L⁻¹ (0,142 mg N-NH₃ L⁻¹) em pH acima de 8,5 para temperatura de 20°C. Além disso, a Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011) estabelece a concentração de lançamento em 20,0 mgNAT.L⁻¹.

3.4 Inibição em sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias

A amônia é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos nos processos biológicos de tratamento, mas também pode atuar como inibidor em elevadas concentrações.

Diversos autores descrevem os efeitos da amônia nos sistemas biológicos de tratamento, entre eles CHEN *et al.* (2014), ANTHONISEN *et al.* (1976), LI E ZHAO, (1999), CALLI *et al.*(2005), ZHOU *et al.* (2011), JIN *et al.* (2012) e RAJINIKANTH *et al.* (2013).

De acordo com ANTHONISEN *et al.* (1976) a inibição da oxidação de nitrito se inicia em concentrações de amônia livre na faixa de 0,1 a 1,0 mgN-NH₃ L⁻¹, enquanto que a inibição da oxidação do nitrogênio amoniaco total (NAT) ocorre em concentrações mais elevadas, de 10 a 150 mgN-NH₃ L⁻¹.

3.5 Remoção físico-química

Segundo METCALF E EDDY (2003), a remoção do nitrogênio amoniacal total (NAT) em águas residuárias pode ser realizada por processos físico-químicos, normalmente por troca iônica, cloração, osmose reversa e *air stripping*.

Também são utilizados métodos físicos ou químicos, tais como, precipitação com estruvita (ULUDAG-DEMIRER *et al.* 2005; JEONG *et al.* 2005, ULUDAG-DEMIRER E OTHMAN, 2009), separação por membrana (TAN *et al.* 2006, VANOTTI E SZOGI 2010, REZAKAZEMI *et al.* 2012), oxidação com ozônio (KHUNTIA, MAJUMDER E GHOSH, 2013).

3.6 Remoção da amônia por *air stripping*

A remoção de amônia por *air stripping* tem sido aplicada em lixiviado de aterro sanitário (FERRAZ *et al.* 2013, CAMPOS *et al.* 2013, EL-GOHARY *et al.* 2013), dejetos de suínos (BONMATI E FLOTATS, 2003; ZHANG E JAHNG, 2010; ZHANG *et al.* 2012) e bovinos (JIANG *et al.* 2014), indústria de fertilizantes (MINOCHA E RAO, 1988) e curtume (O'BRIEN *et al.* 1984). Em muitos casos, é aplicada como etapa anterior ao tratamento biológico, com o objetivo de minimizar os efeitos de inibição.

A remoção por *air stripping* ocorre pela transferência de massa da amônia (NH₃) dissolvida na fase líquida (água residuária) para o gás de arraste (ar atmosférico). O processo ocorre se o nitrogênio amoniacal total (NAT) em sua forma iônica for convertido em amônia gasosa (NH₃), conforme equação de equilíbrio (1).



A estimativa da fração de NH₃ presente na água pode ser obtida pela equação (2) proposta por EMERSON *et al.* (1975), sendo função do pH e da temperatura, Figura 1.

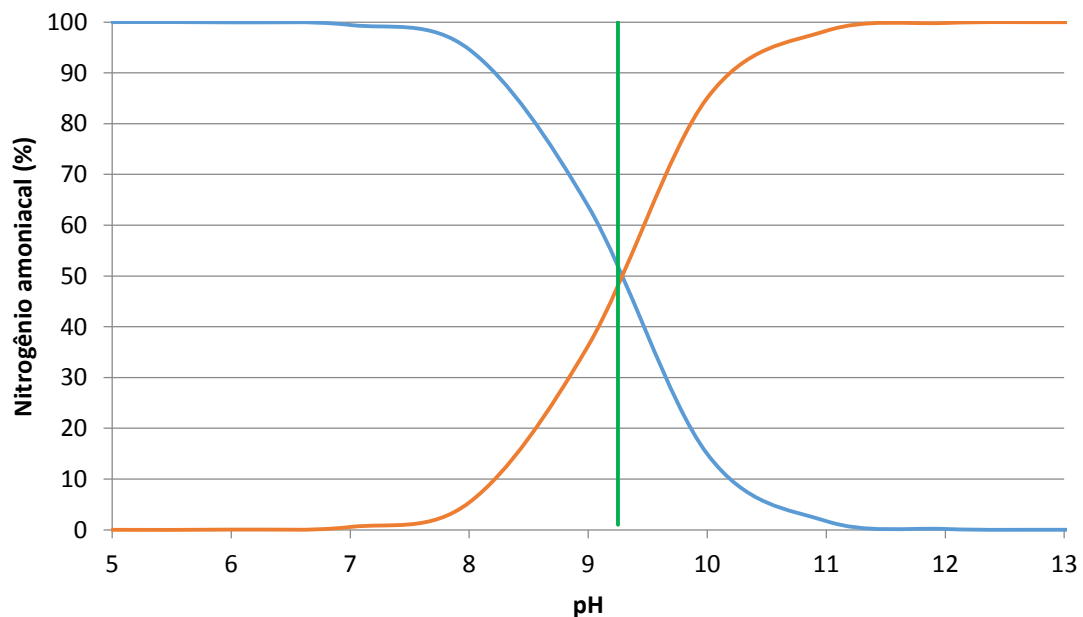
$$\frac{\text{NH}_3}{\text{NH}_4 + \text{NH}_3} (\%) = \frac{100}{1 + 10^{(0,09018 + (\frac{2729,92}{T+273,20}) - \text{pH})}} \quad (2)$$

Em que:

T = Temperatura (°C);

pH = Potencial hidrogeniônico.

Figura 1 - Proporção entre a amônia gasosa, NH_3 (---) e o íon amônio, NH_4^+ (---) em função do pH com temperatura de 25°C



Fonte: Autoria própria. Gráfico construído a partir da Equação 2.

As estratégias para o uso da tecnologia do *air stripping* tem sido o aumento do pH (deslocamento do equilíbrio Equação 1) e/ou a elevação da temperatura (redução da solubilidade da amônia expressa pela constante de Henry).

A lei de Henry para gases dissolvidos dispõe sobre a relação de equilíbrio existente entre a fração molar do gás (N-NH_3) no líquido e fração de N-NH_3 no gás de arraste (ar), Equação 3 (METCALF E EDDY, 2016). A dissolução da fração em mol do gás em um determinado volume de líquido em temperatura constante é diretamente proporcional á pressão que o gás exerce sobre o líquido.

$$P_g = \frac{H}{P_t} \cdot X_g \quad (3)$$

Em que:

P_g = Fração molar do gás no ar (mol);
 H = Constante de Henry (atm);
 P_t = Pressão total (atm);
 X_g = Fração molar do gás na água (mol).

A equação (4) relaciona a variação de H , para o $N-NH_3$, com a temperatura (pressão 1atm), descrita por METCALF E EDDY (2003).

$$\text{Log}_{10}H = \frac{-1887,12}{T+273,15} + 6,315 \quad (4)$$

Sendo:

H = Constante de Henry (atm);
 T = Temperatura ($^{\circ}C$).

De acordo com SEDLAK (1991), entre outros, para a remoção de $N-NH_3$ torna-se necessário ajustar o pH da água residuária entre 10,5 e 11,5 e propiciar contato do líquido contendo NH_3 com o ar (gás de arraste).

3.7 Torres de *air stripping*

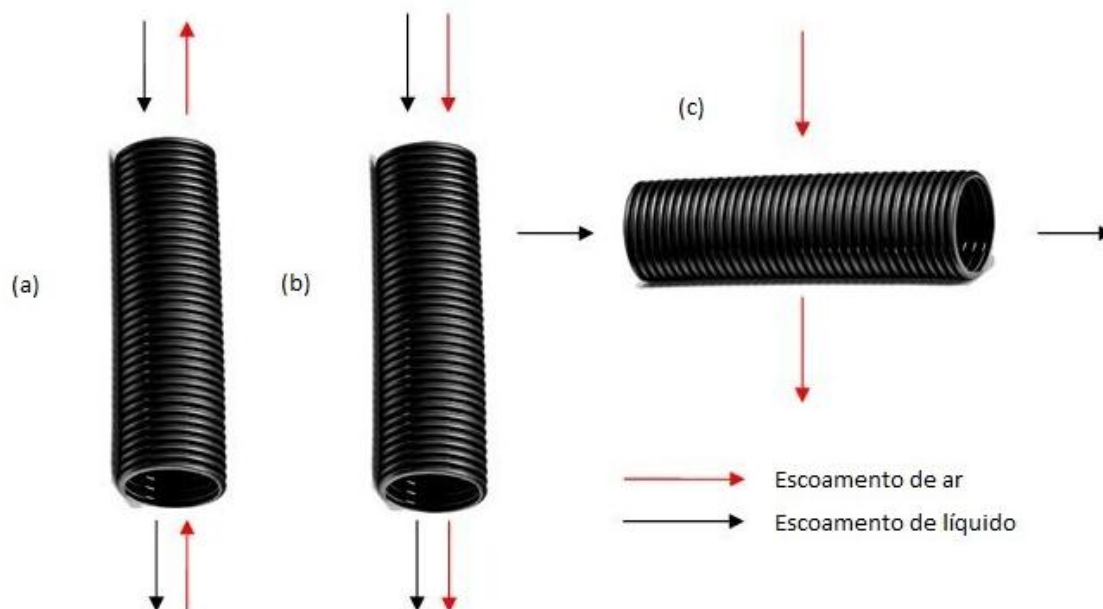
As torres de *air stripping* são utilizadas como unidades que promovem a remoção do NH_3 previamente formado, por meio do aumento da área de contato do líquido com o ar de arraste. Podem-se dividir os sistemas de arraste com ar em dois grupos: sistemas nos quais a fase líquida é contínua e possui dispersão da fase gasosa, e sistemas onde a fase gasosa é contínua com dispersão da fase líquida.

A literatura apresenta diferentes configurações internas das torres de *air stripping*, que podem ser classificadas em recheios e bandejas ou pratos perfurados, aplicados de acordo com suas características específicas a determinadas atividades (BRAVO, 1998).

Segundo TREYBAL (1980) o material de recheio deve possuir uma grande área para interface gás/líquido, exercer uma baixa perda de carga para o escoamento de ar, ser quimicamente inerte, ter suficiente resistência mecânica aliada à leveza e baixo custo.

Em sistemas de arraste, a direção e sentido dos escoamentos de ar e líquido podem ser divididos em três categorias: contracorrente, co-corrente e cruzado (Figura 2). A categoria mais usual na prática é o escoamento em contracorrente (HAND, HOKANSON E CRISTTENDEN, 1990).

Figura 2 - Classificação dos sistemas de arraste com base nas características dos escoamentos das fases líquida e gasosa: (a) em contracorrente; (b) co-corrente; (c) cruzado.



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Em torres de *air stripping* com recheio, o escoamento ocasiona o aumento da interface ar/líquido, proporcionando a formação de filme, deste modo aumenta a área de contato da fase líquida favorecendo a eficiência do sistema (LAGREGA *et al.* 2001).

3.8 Vantagens e desvantagens da tecnologia *air stripping*

Conforme METCALF E EDDY (2003) e EPA (2000) a tecnologia de *air stripping* possui como vantagens: remove cerca de 60 a 95% de nitrogênio amoniacal, não causa efeito sobre as outras formas de nitrogênio; é um processo controlado para a remoção do NAT; o método não é sensível a substâncias tóxicas (processo físico-químico), permite o controle da qualidade de amônia que se deseja remover e é capaz de fornecer um efluente que atenda os limites impostos pela legislação ambiental. Como desvantagens, o sistema possui alto custo de operação e manutenção; necessita de produtos

químicos para o ajuste do pH; o lançamento de N-NH₃ para a atmosfera é considerado um impacto ambiental para a qualidade do ar; o uso de carbonato de cálcio para a correção do pH pode acarretar problemas de manutenção pela formação de precipitados no interior da torre e não remove nitrito e nitrogênio orgânico.

3.9 Sistemas alternativos do *air stripping* da amônia

Novas alternativas de sistemas de *air stripping*, que visam acelerar a transferência da amônia da água residuária para o ar de arraste foram propostas por QUAN *et al.*, 2009; QUAN *et al.*, 2012 (reator aero ciclone água pulverizada – WSA), DEGIRMENCI *et al.* 2012 (reator jet loop -JLR) e YUAN *et al.* 2016 (reator rotativo de leito fixo – RPB) e LIN *et al.* (2009a), LIN *et al.* (2009b) REMYA E LIN (2011) com aplicação de irradiação de micro-ondas.

Em geral, a avaliação do sistema é feita por meio da eficiência de remoção de N-NH₃ e a determinação dos coeficientes globais de transferência de massa do N-NH₃ da água residuária para o ar (K_{La}).

Os valores do K_{La} dependem de variáveis tais como: concentração de N-NH₃, vazão de ar, vazão do líquido, área superficial de contato gás-líquido, altura da torre, temperatura, entre outras como material de recheio.

QUAN *et al.* (2009) obtiveram coeficientes globais entre 1,14 a 26 h⁻¹ e verificaram que a concentração da amônia apresentou pouco efeito na transferência de massa. O sistema foi composto por dois tubos verticais com uma entrada elevada. Foram realizados 160 furos em sua secção superior com 2 mm de diâmetro. O aero ciclone obteve sua eficiência de 97%, otimizada com 4 horas de funcionamento, com temperatura de 25°C, vazão de líquido de 1,40 L s⁻¹, vazão de ar 1,60 L s⁻¹ e pH ajustado na faixa de 11-12.

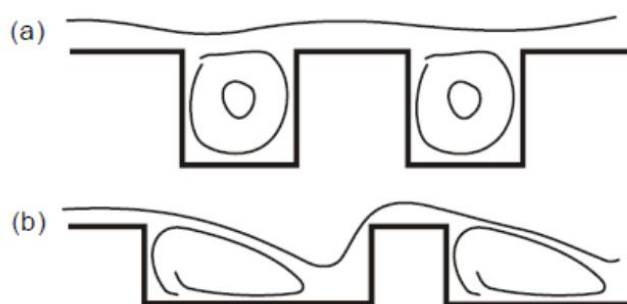
3.10 Escoamento em canal corrugado

Tubos corrugados podem ser caracterizados como dutos flexíveis, compostos por paredes formadas com cavidades ou sulcos dimensionalmente distribuídos. Podem apresentar rugosidade discreta, entendida como a distribuição regular de elementos macroscópicos na superfície exposta ao

escoamento, como aletas, corrugados anelares e helicoidais, entre outros. A introdução de rugosidades discretas tem diversos objetivos, como aumento de resistência mecânica e aumento do desempenho em trocadores de calor. Por outro lado, estão sujeitos a aumento da perda de carga, da turbulência e variações dos padrões de escoamento quando comparados ao escoamento normalmente observado em tubos de seção transversal constante (AZEVEDO, 2010 e ROSA, 2014).

Um dos primeiros estudos teóricos sobre o escoamento turbulento em paredes com rugosidade discreta foi realizado por PERRY *et al.* (1969) que, baseando-se na escala de comprimento da rugosidade da superfície exposta ao escoamento, propuseram denominações d e K para a geometria dos elementos discretos corrugados (Figura 3).

Figura 3 - Rugosidade do tipo “d” (a) e “K” (b) para escoamento da esquerda para a direita.



Fonte: Jiménez (2004).

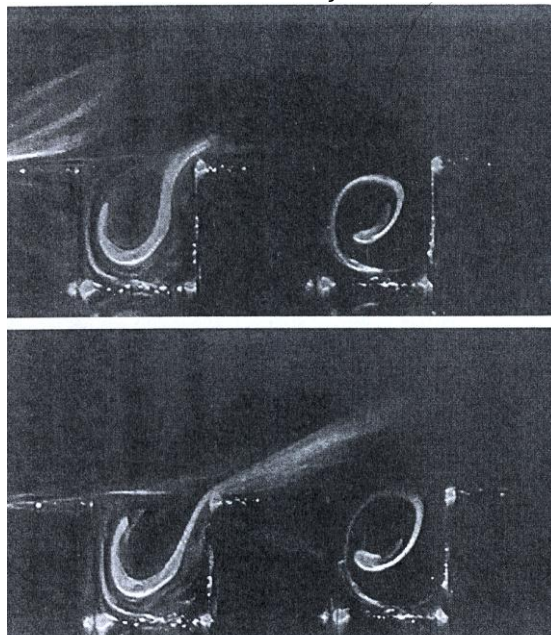
De acordo com PERRY *et al.* (1969), em cavidades aproximadamente quadradas, Figura 3 (a), os vórtices estáveis ficam confinados no interior destas cavidades, isolando o escoamento externo da rugosidade. Por outro lado, cavidades com grandes comprimentos em relação à altura, Figura 3 (b), não podem manter vórtices estáveis, e o escoamento externo tende a alcançar o fundo da cavidade.

Diversos pesquisadores citados por AZEVEDO (2010) e ROSA (2014) apontam que mesmo em dutos com cavidade tipo d , observa-se perturbações que influenciam significativamente o escoamento sobre a superfície.

DJENIDI *et al.* (1994) realizaram estudos para descrever o escoamento turbulento sobre uma placa plana composta por cavidades do tipo d , utilizando Anemometria Laser-Doppler e concluíram que o fluido não se isola completamente, proporciona ejeções contra o escoamento externo (Figura 4),

deste modo a recirculação dentro da cavidade provoca o aumento da turbulência do fluido, representando uma troca de movimento.

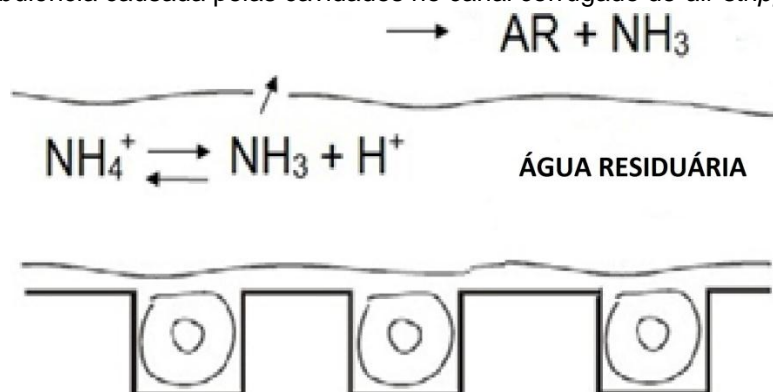
Figura 4 - Visualização do movimento de fluido no interior de uma cavidade do tipo *d* através da introdução de um filamento de corante, com iluminação a laser.



Fonte: Djenidi et al. (1994).

Assim, tem-se como hipótese, que tubos corrugados parcialmente cheios, podem favorecer a remoção de NH_3 pelo arraste com ar. A turbulência causada pelas cavidades, durante o escoamento do fluido, e o efeito do ar, sa passagem do ar, podem aumentar a transferência de massa da amônia da fase líquida (água) para a fase gasosa (ar) (Figura 5).

Figura 5 - Turbulência causada pelas cavidades no canal corrugado de *air stripping*.



Fonte: Autoria própria.

Além disso, comparando-se com as torres convencionais, possivelmente, pode-se esperar maior tempo de contato ar-líquido, menor altura manométrica para elevação da água residuária e menor perda de carga para insuflação de ar (sopradores menos potentes).

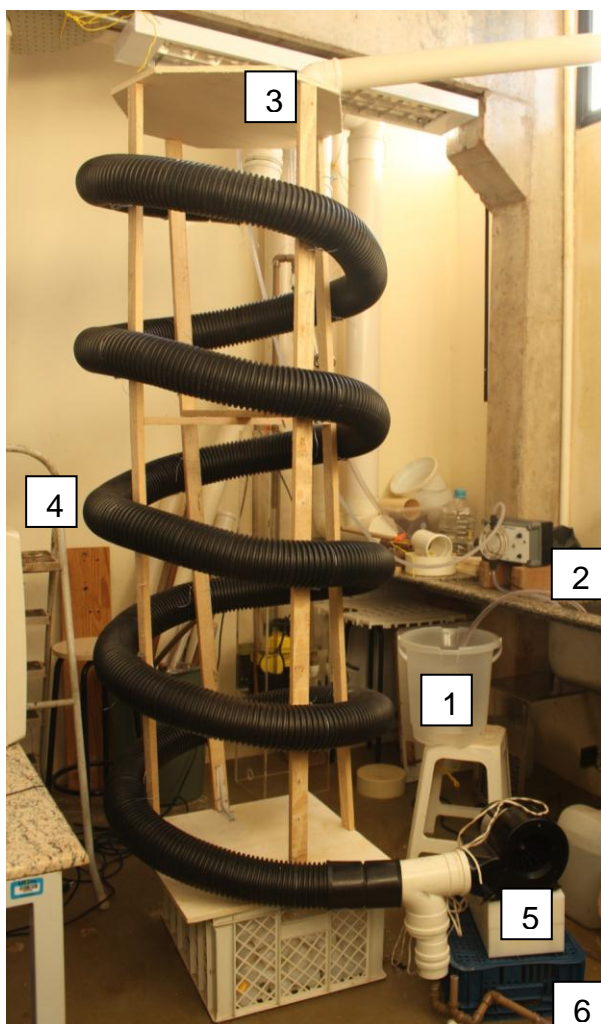
4 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido nas dependências do Laboratório de Hidráulica (S001) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento de Engenharia Ambiental, Câmpus Londrina.

4.1 Descrição das instalações experimentais

A Figura 6 apresenta as instalações experimentais.

Figura 6 - Fotografia do sistema de remoção de nitrogênio com 20% de declividade: (1) reservatório de alimentação; (2) bomba dosadora eletromagnética; (3) entrada da água residuária; (4) tubo corrugado helicoidal 4" (*air stripping*); (5) soprador de ar; (6) saída da água residuária.



Fonte: Autoria própria

A unidade de remoção da amônia foi construída com tubo corrugado, diâmetro interno de 4" ($\approx 100\text{mm}$), cavidade de 7mm de largura por 4mm de profundidade (Figura 7).

Figura 7 - Fotografia do canal corrugado 4".



Fonte: Autoria própria

O bombeamento da água residuária foi realizado por meio de uma bomba eletromagnética marca Hidrogerom, Modelo 303 com vazão de 0,2 a $1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$.

O ar foi fornecido por um soprador marca VENTISILVA Modelo Condor NY com vazão na faixa de $1000 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ a $3000 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. A vazão de ar foi medida por meio de anemômetro digital marca Kimo, modelo VT 110, resolução $1 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ($\pm 3\%$). Para o controle da vazão de ar, adaptou-se, na entrada do soprador, um tubo de PVC com diâmetro de 15 cm, perfurado em 150 pontos, qual permitiu o ajuste da vazão pela abertura/fechamento dos orifícios (Figura 8).

Figura 8 - Fotografia do sistema para controle de vazão.



Fonte: Autoria própria

4.2 Funcionamento da unidade experimental

A solução sintética de N-NH_3 foi acondicionada no reservatório de alimentação (1) (Figura 6), e corrigido o pH pela adição de NaOH 6M. Foram ajustadas as vazões da bomba (2) e do soprador (5) por meio de anemômetro digital. O efluente foi coletado na saída do sistema (6).

4.3 Água residuária utilizada

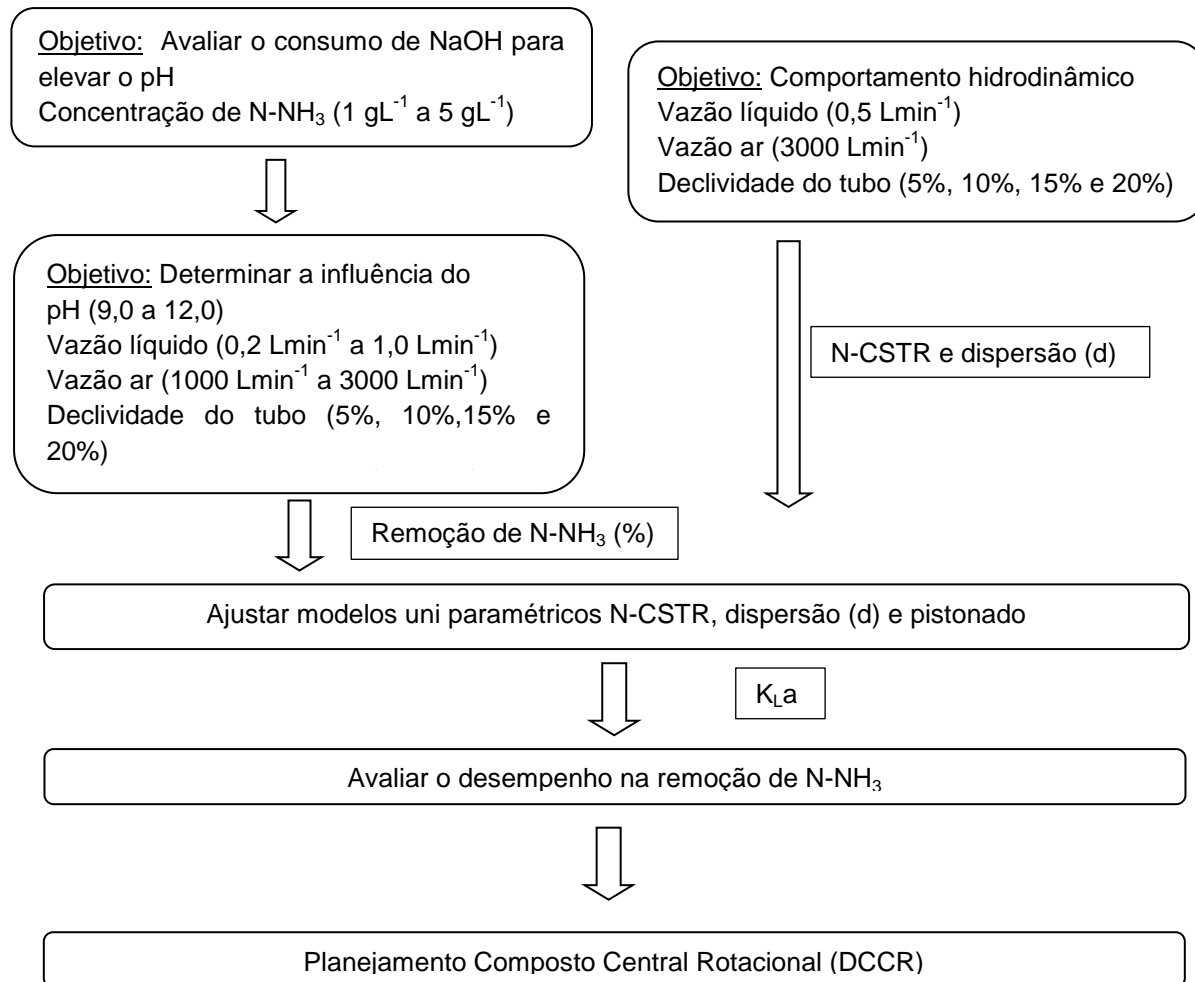
Foi utilizada água residuária sintética, preparada pela dissolução de sulfato de amônia - $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Foram preparados inicialmente, 80 Litros de solução com concentração de 5 gNL^{-1} (adição de 1888 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ completando-se o volume de 80 L com água do sistema público de abastecimento). As concentrações menores foram obtidas por meio de diluições.

O pH era corrigido pela adição de solução de NaOH 6M.

4.4 Etapas experimentais

Na Figura 9 é apresentado um fluxograma das etapas experimentais.

Figura 9 - Fluxograma das etapas experimentais



4.4.1 Consumo de alcalinizante para elevação do pH

A estimativa da massa de alcalinizante (NaOH) necessária para a elevação do pH foi determinada por meio de curvas de titulação, em soluções contendo concentrações de 1gN-NH₃L⁻¹ a 5gN-NH₃L⁻¹.

As curvas de titulação, para cada concentração de nitrogênio, foram obtidas pelas medidas do pH, após a adição sequencial de pequenos volumes (2 mL) de NaOH 6M equivalente a 240 mg por mL em 1 L de solução de sulfato de amônia.

O procedimento foi repetido para cada uma das 5 concentrações de nitrogênio.

4.4.2 Variáveis experimentais

Primeiramente foi realizado o teste para a melhor otimização do sistema seguindo as etapas dispostas no Quadro 1. Em cada ensaio, preparou-se 3 litros de solução sintética contendo sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, na concentração de 1 à 5 $\text{gN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$; pH na faixa de 9,0 a 12,0; vazão do líquido de 0,2 L.min^{-1} a 1,0 L.min^{-1} ; vazão ar de 1000 L.min^{-1} a 3000 L.min^{-1} e declividade do tubo em 5%, 10%, 15% e 20%.

O Quadro 1 sumariza as condições operacionais em cada etapa do experimento. Inicialmente foi realizado a Etapa 1, qual consistiu em avaliar a influência de declividade para a remoção de N-NH_3 . Ao indicar a declividade de 10%, como a que indicou mais remoção de N-NH_3 foram realizadas as escolhas das melhores eficiências, variando o pH, concentração de N-NH_3 , vazão do líquido, vazão do ar a fim de propor as melhores condições operacionais para se compor o planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) e comportamento hidrodinâmico.

Quadro 1 - Etapas experimentais.

Fase	Etapa	Variável	Condições operacionais
1	1	Declividade do tubo corrugado (I)	$C = 1,0 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$
			$Q_{ar} = 3000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			$Q_{liq} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			pH = 11,5
			I = 5%, 10%, 15% e 20%
	2	pH	$C = 1,0 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$
			$Q_{ar} = 3000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			$Q_{liq} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			pH = 9 a 12
			I (%) – de acordo com etapa 1
	3	Concentração N-NH_3	$C = 1,0 \text{ a } 5,0 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$
			$Q_{ar} = 3000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			$Q_{liq} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			pH - de acordo com etapa 2
			I (%) – de acordo com etapa 1
	4	Vazão do líquido (Q_{liq})	C - de acordo com etapa 3
			$Q_{ar} = 3000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			$Q_{liq} = 0,2 \text{ a } 1,0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$
			pH - de acordo com etapa 2
			I (%) – de acordo com etapa 1
5	Vazão do ar	C - de acordo com etapa 3	
		$Q_{ar} = 500 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1} \text{ a } 3000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$	
		$Q_{liq} = \text{melhor resultado obtido}$	
		pH - de acordo com etapa 2	
		I (%) – de acordo com etapa 1	
2	1	Comportamento Hidrodinâmico	I(%), Q_{ar} e Q_{liq} de acordo com a Fase 1
3	1	K_{La}	$C_{entrada}$ e $C_{saída}$ N-CSTR e dispersão (d)

Fonte: Autoria própria.

4.4.3 Ensaios hidrodinâmicos

A caracterização hidrodinâmica do escoamento foi realizada por meio da técnica de estímulo-resposta. Como traçador, foi injetado 1,0 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado (95-98%) no ponto de entrada da água residuária (ponto 3, Figura 6). Como detector da perturbação, foi utilizado um medidor de pH conectado a um computador, permitindo a leitura dos dados em tempo real, com intervalos de 5 (cinco) segundos. Os valores de pH foram convertidos em concentração de H⁺.

Os dados experimentais foram ajustados aos modelos uniparamétricos (Tabela 1) seguindo metodologia descrita em LEVENSPIEL (1999).

Tabela 1 – Modelos uni paramétricos utilizados na caracterização hidrodinâmica do escoamento.

Modelo	Parâmetro	Equação
Dispersão de pequena intensidade	$\sigma_{\theta}^2 = 2\left(\frac{D}{u.L}\right)$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{u.L}\right)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\left(\frac{D}{u.L}\right)}\right]$
Dispersão de grande intensidade	$\sigma_{\theta}^2.ta == 2\left(\frac{D}{u.L}\right)+8\left(\frac{D}{u.L}\right)^2$	$E_{\theta.ta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{u.L}\right)\theta}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta\left(\frac{D}{u.L}\right)}\right]$
Tanques de mistura completa em série (N-CSTR)	$N = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2}$	$E_{\theta} = \frac{N(N.\theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N\theta}$

Fonte: Levenspiel (1999).

Os coeficientes globais de transferência de N-NH₃ (K_La) foram estimados por meio dos modelos de tanques de mistura completa em série (N-CSTR), equação 5 e fluxo disperso (d), equações 6(a) e 6(b) e pistonado, equação 7.

$$C = \frac{C_0}{\left(1 + K_L a \frac{tm}{N}\right)^N} \quad (5)$$

$$C = C_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (6a)$$

$$a = \sqrt{1 + 4.K_L a. tm. d} \quad (6b)$$

$$C = C_0 e^{K_L a. tm} \quad (7)$$

Em que:

C_e = Concentração do efluente;

C_o = Concentração afluente;

K_{La} = Coeficiente global de transferência de massa (t^{-1});

t_1 = Tempo de detenção hidráulica em uma célula apenas (t);

t_m = tempo de detenção hidráulica medio (s);

N = número de células, todas elas de igual volume.

d = Número de dispersão = $D/uL = D.t/L^2$ (-);

D = coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/d);

U = velocidade média de percurso no reator (m/d);

L = extensão do percurso (m);

4.4.4 Efeito da vazão de ar, vazão do líquido, pH e concentração de nitrogênio

O efeito das variáveis dependentes, vazão de ar (Q_{ar}), vazão de Líquido (Q_{liq}), pH e concentração de nitrogênio na variável dependente, eficiência de remoção de $N-NH_3$ (%) foram avaliados por meio de planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), com seis repetições no ponto central, totalizando 30 ensaios. A Tabela 2 apresenta os valores codificados e reais utilizados. Os resultados foram analisados por meio do software Statistica 13.1 (Statsoft®).

Tabela 2 - Valores codificados e reais utilizados no planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR).

Valores codificados	Valores reais			
	pH	Q_{ar} ($Lmin^{-1}$)	Q_{liq} ($Lmin^{-1}$)	Concentração ($mgN-NH_3/L^{-1}$)
-2	9,00	1000	0,20	200
-1	9,75	1500	0,40	400
0	10,50	2000	0,60	600
1	11,25	2500	0,80	800
2	12,00	3000	1,00	1000

Fonte: Autoria própria.

4.5 Parâmetros monitorados

As análises foram forão realizadas de acordo com as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2005), conforme Quadro 2.

Quadro 2 - Parâmetros analisados e métodos utilizados

Parâmetro	Método
Temperatura	
pH	4500 H ⁺ B
N-amoniaco (mg NH ₃ L ⁻¹)	4500 NH ₃ D e Ammonia-Selective Electrode Method

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater AWWA/APHA/WEF (2005)

4.6 Parâmetros estimados

A eficiência de remoção de N-NH₃, E(%) foi estimada pela Equação 8:

$$E(\%) = \frac{C_{(N-NH_3)i} - C_{(N-NH_3)f}}{C_{(N-NH_3)i}} \times 100 \quad (8)$$

Em que:

E(%) = Eficiência de remoção (%);

C_{(N-NH₃)i} = Concentração inicial N-NH₃ (N-NH₃ L);

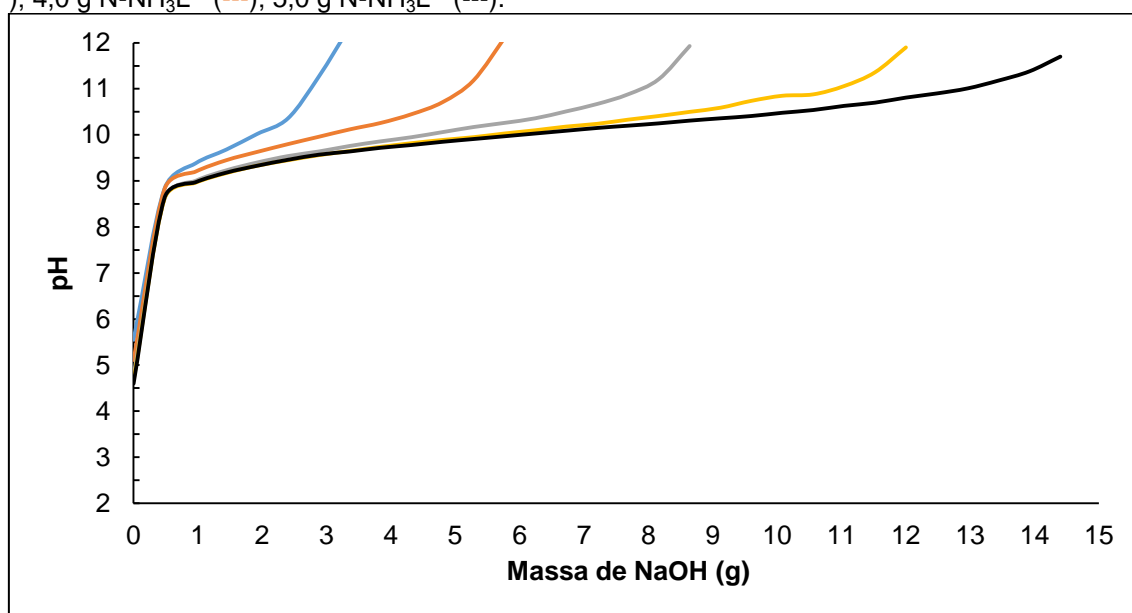
C_{(N-NH₃)f} = Concentração final N-NH₃ (N-NH₃ L).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estimativa do consumo de alcalinizante para elevar o pH

A Figura 10 é apresentada a variação do pH em função da massa de NaOH adicionado, para as diferentes concentrações de N-NH₃.

Figura 10 - Variação do pH do efluente sintético (N-NH₃) em função da adição de NaOH para a correção de pH nas concentrações: 1,0 g N-NH₃L⁻¹ (---); 2,0 g N-NH₃L⁻¹ (---); 3,0 g N-NH₃L⁻¹ (---); 4,0 g N-NH₃L⁻¹ (---); 5,0 g N-NH₃L⁻¹ (---).



Fonte: Autoria própria.

Os dados da Figura 10 permite indicar que até o pH em torno de 8,5 a variação do pH com a adição de NaOH é praticamente linear. Acima deste valor, maiores concentrações de nitrogênio demandam massas mais elevadas de NaOH. Este comportamento pode ser explicado pela formação concomitante de NH₃ (equação 2 e Figura 1) e liberação de íons H⁺, que consomem OH⁻ do alcalinizante.

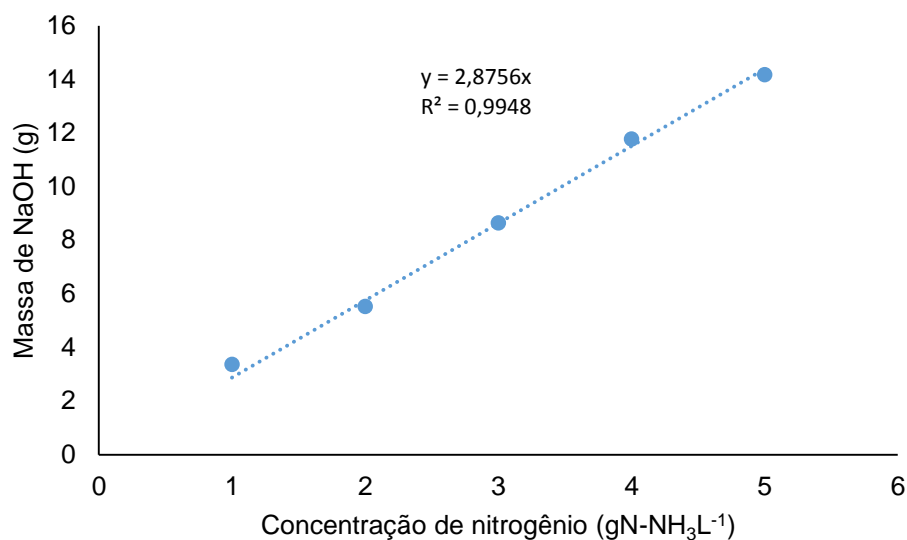
Considerando-se o valor do pH de 11,5, as massas de alcalinizante (hidróxido de sódio- NaOH) necessárias estão apresentadas na Tabela 3 e Figura 11.

Tabela 3 - Valores adicionados de NaOH para elevação do pH até 11,5 em função da concentração de N-NH₃ por litro de solução.

Concentração (g N-NH ₃ L ⁻¹)	NaOH (g)
1	3,36
2	5,52
3	8,64
4	11,76
5	14,16

Fonte: Autoria própria.

Figura 11 – Valores experimentais (●) curva de ajuste (...) da variação entre a concentração de nitrogênio e a massa de NaOH gasta para elevar o valor do pH até 11,5.



Fonte: Autoria própria.

Observa-se uma relação linear entre a concentração de N-NH₃ e a massa de NaOH necessária para elevar o valor do pH até 11,5 (Equação 9), com valor de 2,8756 g por g de N presente na água residuária.

$$\text{Massa de NaOH (g)} = 2,8756 \times \text{Concentração de N-NH}_3 \text{ (gN-NH}_3\text{L}^{-1}) \quad (9)$$

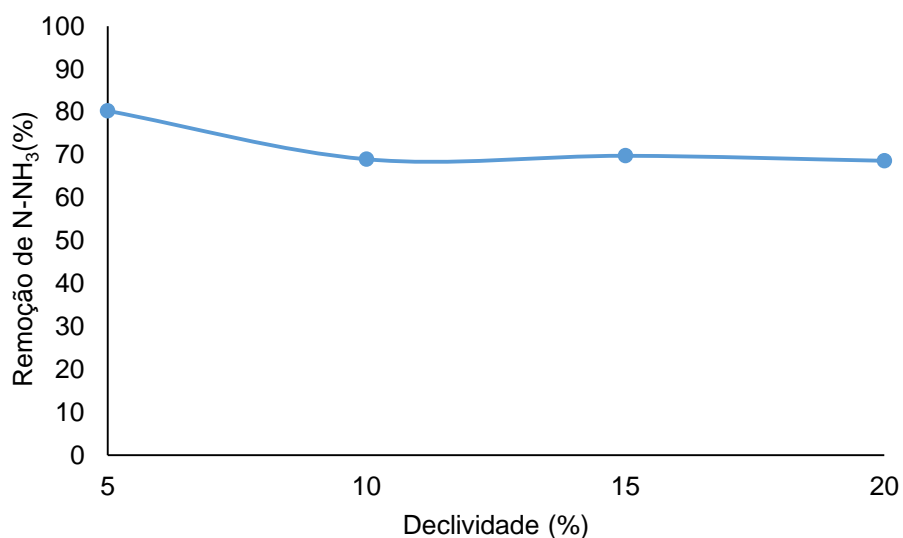
À medida que o pH é aumentado, pela adição do NaOH, ocorre a conversão do nitrogênio amoniacal da forma de ionizada (N-NH₄⁺), para a forma livre (N-NH₃), conforme Equação 1, possibilitando a maior eficiência de remoção por *air stripping*.

Estudos realizados por SANTOS (2011) buscou comparar três reagentes químicos de alcalinizantes: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ padrão analítico, Cal Hidratada Comercial e NaOH padrão analítico para ajuste de pH em lixiviado de aterro sanitário. Na avaliação geral de desempenho constatou que houve pouca diferença entre o $\text{Ca}(\text{OH})_2$ P.A. e Cal Hidratada comercial. Em função da remoção de cor de turbidez e geração de lodo, o custo da alcalinização foi elevado, quando se utiliza reagentes com padrão analítico, assim, o Cal comercial possui a vantagem pelo baixo custo além de remover maior quantidade de turbidez e cor. O NaOH P.A. obteve um consumo de 13 gL^{-1} de lixiviado para elevar o pH inicial em torno de 8,5 para 12 na concentração de amônia $0,12 \text{ mol L}$, enquanto o Cal comercial foi utilizado 60 gL^{-1} .

5.2 Comportamento do pH, da vazão de ar, vazão do líquido, da concentração e da declividade do canal corrugado

Para o estudo do comportamento das variáveis foi realizado o teste para avaliar o desempenho do sistema, de acordo com as condições operacionais dispostas anteriormente no Quadro 1. A Figura 12 sumariza a variação da remoção de N-NH_3 para as declividades de 5%, 10%, 15% e 20% com as mesmas condições experimentais.

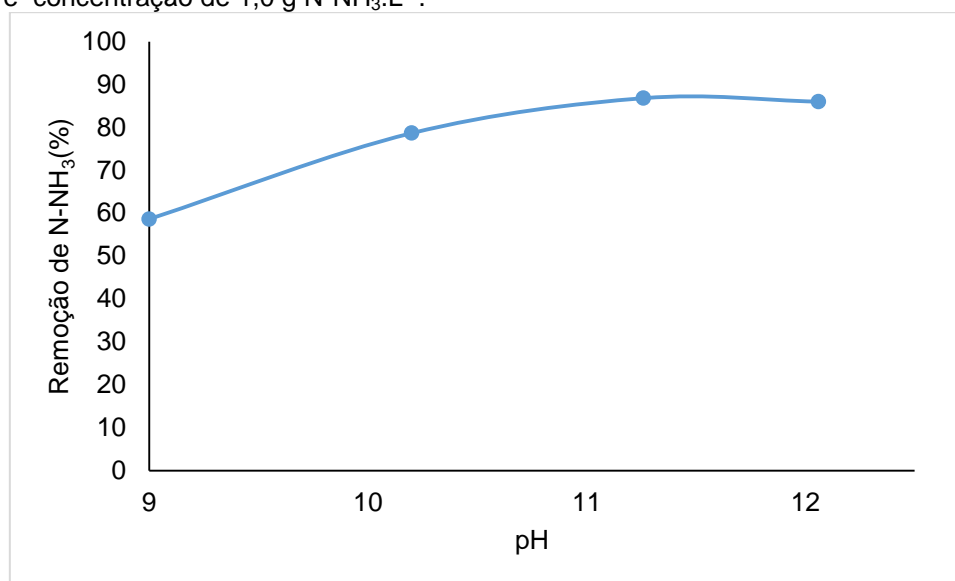
Figura 12 – Variação da remoção de N-NH_3 com as declividades de 5%, 10%, 15% e 20% do canal corrugado para o pH de 11,5; Vazão de ar de 3000 Lmin^{-1} ; Vazão do líquido de $0,5 \text{ Lmin}^{-1}$ e concentração de $1,0 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.



Fonte: Autoria própria.

Conforme apresentado na Figura 12, ao realizar o teste para verificar a melhor declividade para a maior eficiência do sistema utilizou-se a declividade de 5%, todavia, foi observado que esta declividade ocasiona a retenção de amostra. Desde modo, com novos testes realizados foi escolhida a declividade de 10%, pois esta declividade apresentou resultados similares as demais declividades e possibilitou maior facilidade para a manutenção da torre de *air stripping*. Para a escolha do pH foram realizados testes para a faixa de 9,00 a 12,00, dispostos na Figura 13

Figura 13 - Variação da remoção de N-NH₃ com o pH nas faixas de 9,00; 10,21; 11,26 e 12,06; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000Lmin⁻¹; Vazão do líquido de 0,5 Lmin⁻¹ e concentração de 1,0 g N-NH₃.L⁻¹.



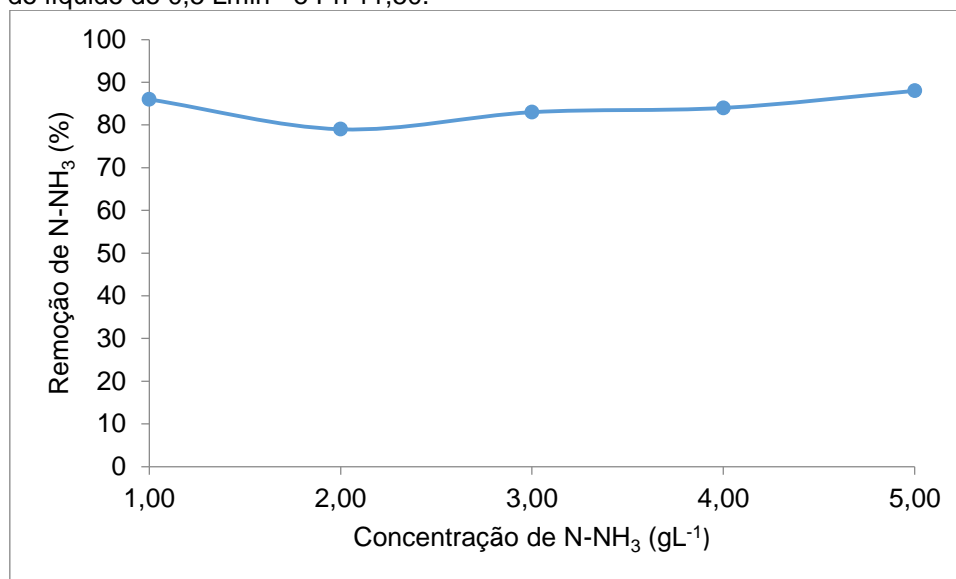
Fonte: Autoria própria.

Tal como observado na Figura 13, para a verificação da escolha de pH foi constatada a melhor remoção de N-NH₃ gradualmente nas faixas acima de 10,50. De acordo com METCALF E EDDY (2003), este fenômeno ocorre pela conversão da amônia em sua forma iônica (NH₄⁺) para a sua forma gasosa (NH₃), qual ocorre com o pH acima de 9,50.

A literatura sugere a elevação do pH como forma de favorecer a retirada da amônia do meio líquido (RIOS 2015; TAKI FILHO 2015; FERRAZ 2010; SOUTO, 2009). Conforme mostrado na Equação 1, a elevação do pH implica no deslocamento do equilíbrio químico para a formação da amônia na forma livre (gasosa), facilitando seu arraste do líquido pelo ar.

A etapa para seleção da concentração de N-NH₃ foi realizada 4 vezes, em concentrações maiores na faixa de 1 a 5gL⁻¹ (Figura 14), foi constatado uma contaminação no sistema, pelo experimento estar em um local fechado possivelmente a saída e a entrada do efluente sintético estava sendo contaminada pela volatilização da amônia. Deste modo, foi optado a utilização de concentrações mais baixas, de até 1000 mg L⁻¹ para o DCCR.

Figura 14 - Variação da remoção de N-NH_3 nas concentrações de 1gL^{-1} ; 2gL^{-1} ; 3gL^{-1} ; 4gL^{-1} e 5gL^{-1} de N-NH_3 ; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000Lmin^{-1} ; Vazão do líquido de $0,5\text{Lmin}^{-1}$ e Ph 11,50.

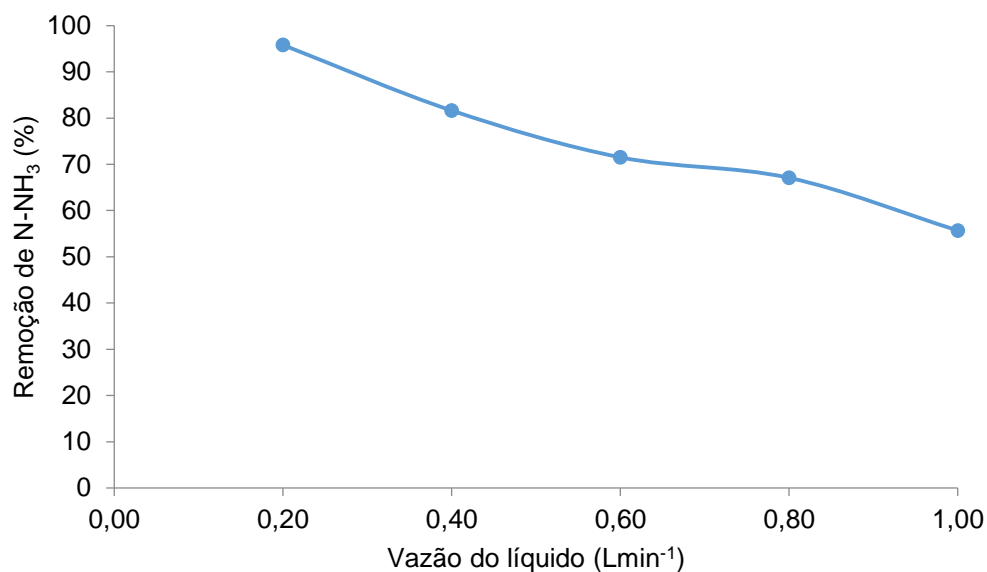


Fonte: Autoria própria.

Assim como relatado na Figura 14, o teste das concentrações em gramas por litro demonstrou uma oscilação com diferentes resultados. Esses resultados foram importantes e permitiram a decisão para a melhor execução das condições operacionais do DCCR. Para as próximas etapas foi realizado a diluição de 1g L^{-1} de N-NH_3 em cinco concentrações mais baixas: 200mg L^{-1} , 400mg L^{-1} , 600mg L^{-1} , 800mg L^{-1} e 1000mg L^{-1} para a melhor precisão e execução do sistema.

Para a escolha da melhor vazão de líquido do sistema, foram testadas as faixas de $0,20\text{Lmin}^{-1}$, $0,40\text{Lmin}^{-1}$, $0,60\text{Lmin}^{-1}$, $0,80\text{Lmin}^{-1}$ e $1,00\text{Lmin}^{-1}$ (Figura 15).

Figura 15 - Variação da remoção de N-NH₃ nas vazões de líquido de 0,20Lmin⁻¹, 0,40Lmin⁻¹, 0,60Lmin⁻¹, 0,80Lmin⁻¹ e 1,00Lmin⁻¹; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão de ar de 3000 Lmin⁻¹; Vazão do líquido de 0,5 Lmin⁻¹; Concentrações de 1gL⁻¹ de N-NH₃ e pH 11,50.



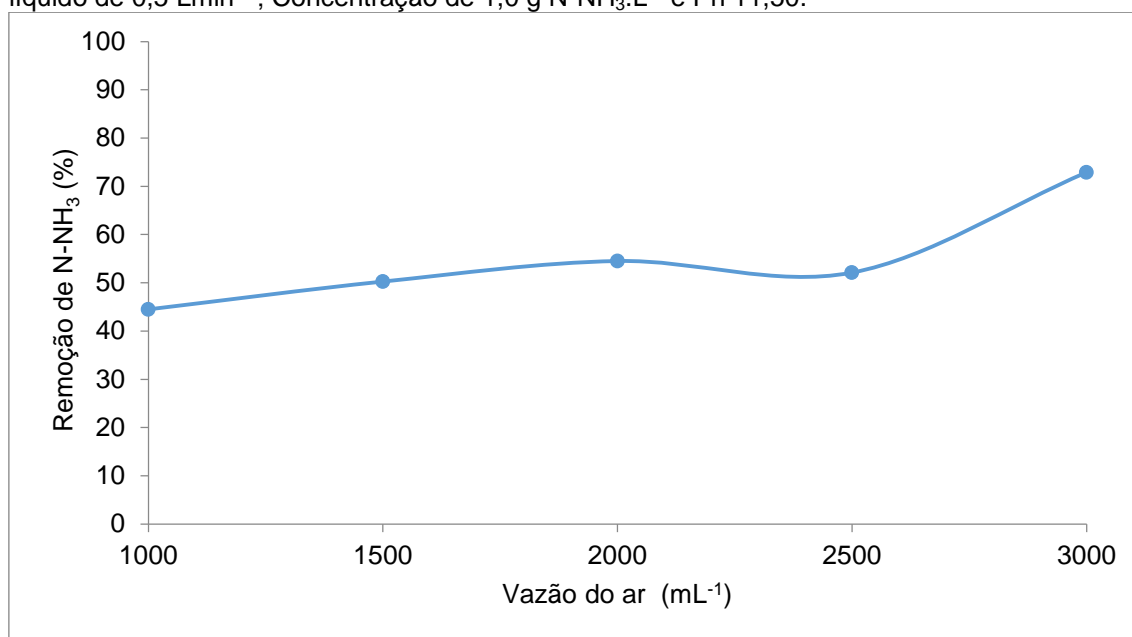
Fonte: Autoria própria.

Deste modo, os resultados obtidos na Figura 16 demonstram que a melhor eficiência foi alcançada com vazões de líquido mais baixo, alcançando 96% de remoção na vazão de 0,20 Lmin⁻¹.

Estudos realizados por RIOS (2015), para a recuperação de amônia por irradiação de micro-ondas e *air stripping* em água residuária de curtume, obtiveram: eficiência de 94,9% para a remoção de amônia com potência de irradiação de 80%, vazão de ar de 1,5L min⁻¹, pH 12 e diluição do efluente de 60%. Também constatou a melhor eficiência de N-NH₃ em vazões de líquido mais baixos, próximas a 0,20 Lmin⁻¹ alcançando eficiência na faixa de 90%.

Para a análise da melhor condição experimental para a vazão de ar, foram realizados testes para as faixas de 1000 Lmin⁻¹, 1500 Lmin⁻¹, 2000Lmin⁻¹, 2500 Lmin⁻¹ e 3000 Lmin⁻¹. Todos sob a concentração de 1gL⁻¹ (Figura 16).

Figura 16 - Variação da remoção de N-NH₃ nas vazões de ar de 1000Lmin⁻¹ , 1500 Lmin⁻¹, 2000 Lmin⁻¹, 2500 Lmin⁻¹ e 3000Lmin⁻¹; Declividade do canal corrugado de 10%; Vazão do líquido de 0,5 Lmin⁻¹ ; Concentração de 1,0 g N-NH₃.L⁻¹ e Ph 11,50.



Fonte: Autoria própria.

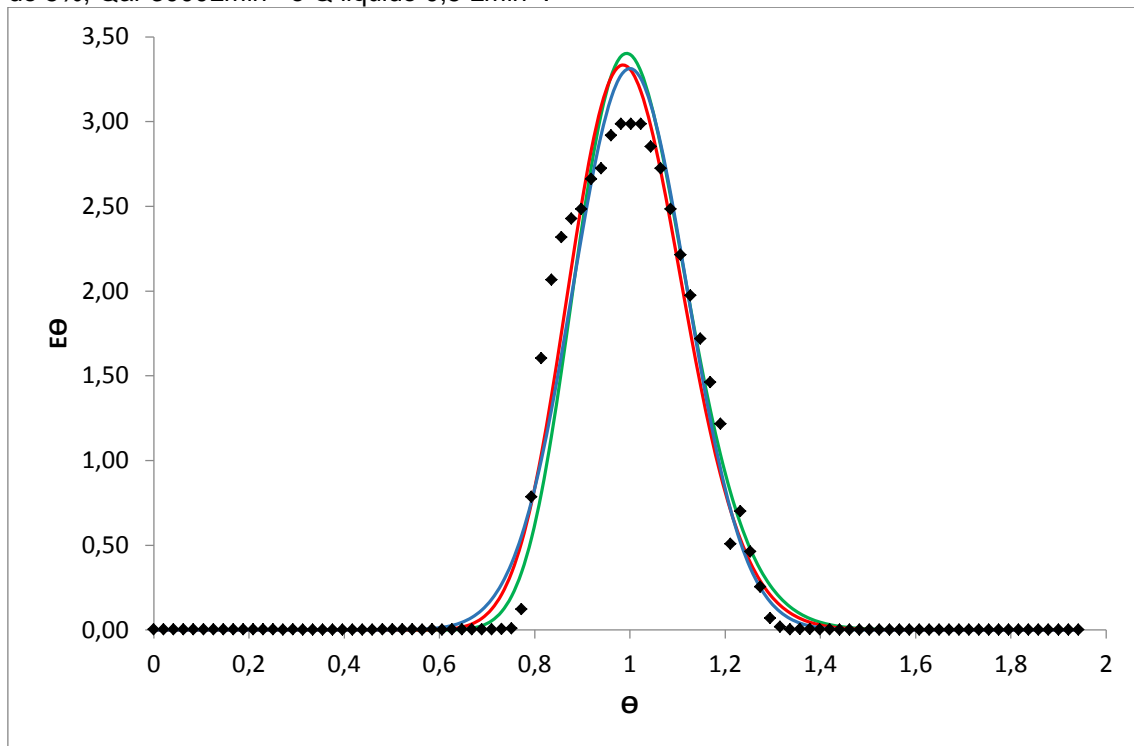
Por fim, a eficiência para a remoção de N-NH₃ indicam o uso de vazões de ar mais altas de ar, na faixa de 3000 mL⁻¹ qual alcançou eficiência de 73% e pode-se observar que a diminuição na vazão do ar diminui cerca de 30%, se comparada a vazão mínima de 1000mL⁻¹.

O que se pode dizer diante dos resultados obtidos foi à interferência positiva do aumento do pH e vazão de ar, e a diminuição das vazões de líquido e concentração para a melhor eficiência de N-NH₃ do sistema.

5.3 Comportamento hidrodinâmico

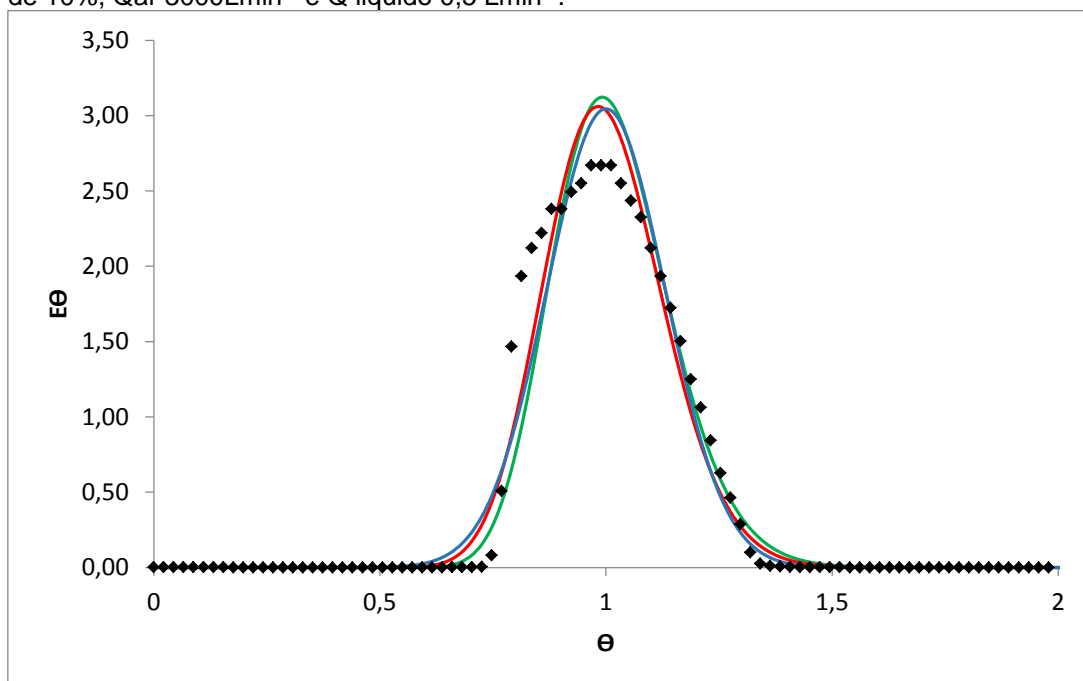
Tendo em vista que o ensaio hidrodinâmico só é influenciado pelas etapas com variação da declividade do tubo corrugado, vazão do líquido e vazão do ar, não foi utilizada a variação de concentração de N-NH₃. O comportamento hidrodinâmico resultou nas curvas ajustadas e apresentadas na Figura 17,18,19 e 20.

Figura 17 - Distribuição dos tempos de residência (\diamond) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para declividade de 5%, Q_{ar} 3000Lmin⁻¹ e Q líquido 0,5 Lmin⁻¹.



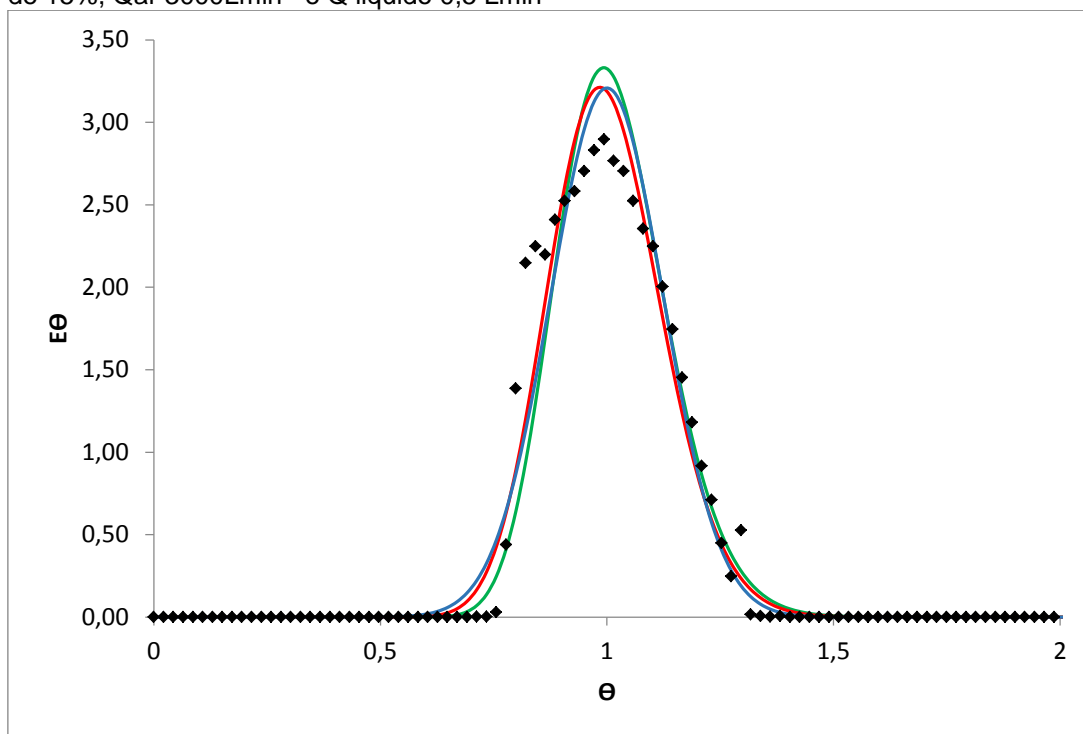
Fonte: Autoria própria.

Figura 18 - Distribuição dos tempos de residência (\diamond) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para declividade de 10%, Q_{ar} 3000Lmin⁻¹ e Q líquido 0,5 Lmin⁻¹.



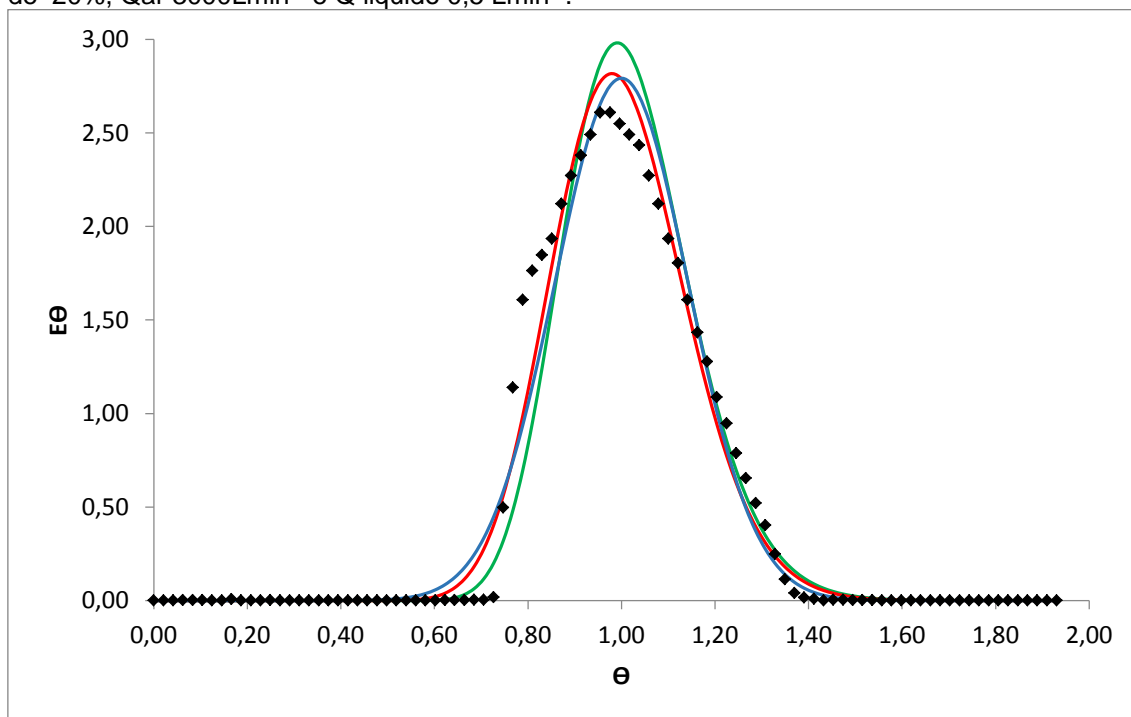
Fonte: Autoria própria.

Figura 19 - Distribuição dos tempos de residência (\diamond) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para declividade de 15%, Q_{ar} 3000Lmin⁻¹ e Q líquido 0,5 Lmin⁻¹



Fonte: Autoria própria.

Figura 20 - Distribuição dos tempos de residência (\diamond) e curvas ajustadas para o modelo de CSTR em série (—), dispersão de pequena (—) e grande (—) intensidade para declividade de 20%, Q_{ar} 3000Lmin⁻¹ e Q líquido 0,5 Lmin⁻¹.



Fonte: Autoria própria.

Por meio do estudo hidrodinâmico, objetivou-se analisar a distribuição dos tempos de residência e curvas ajustadas para o modelo CSTR em série, dispersão de pequena intensidade e grande intensidade (Tabela 4). Estes parâmetros descreveram o comportamento do escoamento na unidade de tratamento em dutos corrugados.

Tabela 4 - Resultados ajustados às curvas de distribuição do tempo de residência pelos modelos matemáticos teóricos, de acordo com Levenspiel (2000). Condições operacionais T=21°C

Inclinação (%)	Qar (Lmin ⁻¹)	Qliq (Lmin ⁻¹)	t _m (s)	N-CSTR	DPI	DGI
5	3000	1,0	239	69	0,007	0,006
10	3000	1,0	227	58	0,008	0,008
15	3000	1,0	231	64	0,007	0,007
20	3000	1,0	240	49	0,010	0,009

Fonte: Autoria própria.

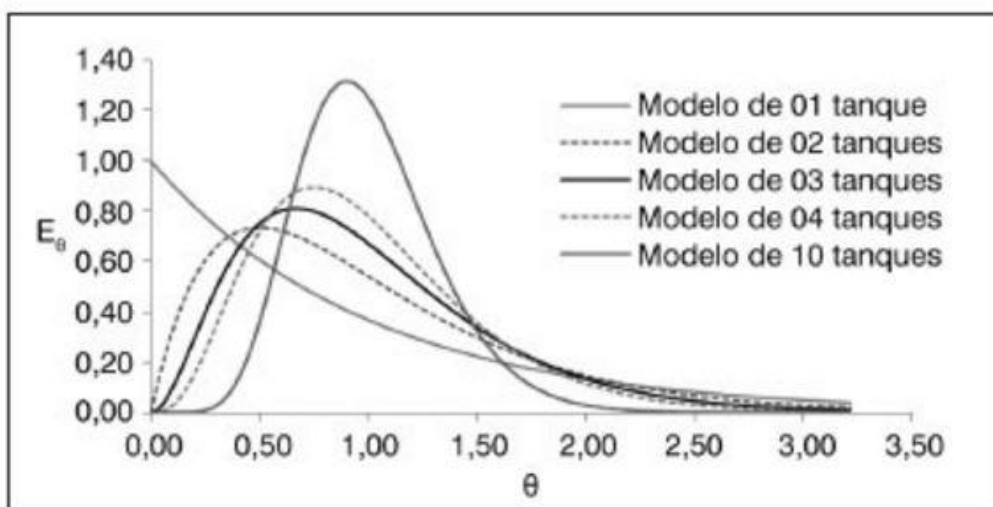
A partir dos dados obtidos, foi possível identificar o alto número de reatores de mistura completa em série e pequena dispersão longitudinal. Assim, pode-se inferir que o comportamento do sistema se aproxima do escoamento pistonado independente da declividade. Este comportamento pode ser explicado pela elevada relação comprimento/diâmetro do tubo corrugado, de aproximadamente 100. Deste modo, ao constatar possivelmente a maior eficiência de remoção de N-NH₃ na declividade de 10%, coligado ao tempo médio de 227 segundos, o mesmo foi utilizado como valor fixo para o cálculo do K_La.

A configuração dos gráficos encontrada neste estudo, associando-se com estudos de LEVENSPIEL (1999), demonstram que o comportamento apresentado nas Figuras 17,18,19 e 20 são características de sistemas com fluxo pistonado com presença de dispersão axial. A saída adiantada do fluido ou a formação de caminhos preferenciais pode ser identificada com a presença de um pico estreito no início da curva da DTR (BAZIN E HODOUIN, 1988; LEVENSPIEL, 1999). Deste modo, a falta de ramificações nos modelos, após os ajustes, indicam a ausência de formação de caminhos preferenciais.

Com a realização dos ensaios hidrodinâmicos foi possível identificar a antecipação do pico da curva na Figura 20, que apresentou menor E_θ, indicando que a inclinação de 20% pode ocasionar o adiantamento na resposta dos traçadores.

De acordo com LEVENSPIEL (2000), para os modelos matemáticos de tanques em série, estabelece-se o número (N) de unidades de mesmo volume, igualmente agitados, através do escoamento do fluido. O grau de mistura é caracterizado pelo número de tanques, deste modo, quanto maior o número de tanques mais baixo será o grau de mistura. No caso limite de um número infinito de tanques, prevalece o escoamento pistonado. O delineamento das curvas ideais para este modelo é ilustrado pela Figura 21.

Figura 21 – Curvas de DTR para modelos de tanques em série.



Fonte: Adaptado de LEVENSPIEL (2000).

5.4 Efeito da vazão de ar, vazão do líquido, pH e concentração de nitrogênio na remoção do nitrogênio

A Tabela 5 apresenta as condições operacionais, as respostas (eficiência de remoção do N-NH₃ (%)) e os valores dos coeficientes globais de transferência de amônia da água para o ar de arraste (K_{La}).

Tabela 5 - Valores codificados e reais das variáveis independentes e resultados obtidos no estudo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR).

Ensaio	pH	Qar (Lmin ⁻¹)	Qlíquido (Lmin ⁻¹)	Concentração (mgN-NH ₃ L ⁻¹)	Remoção N-NH ₃ (%)	K _L a (h ⁻¹)
1	-1(9,75)	-1(1500)	-1(0,40)	-1(400)	24,70	10,5
2	1(11,25)	-1(1500)	-1(0,40)	-1(400)	47,94	17,3
3	-1(9,75)	1(2500)	-1(0,40)	-1(400)	45,20	9,1
4	1(11,25)	1(2500)	-1(0,40)	-1(400)	57,53	16,6
5	-1(9,75)	-1(1500)	1(0,80)	-1(400)	40,68	6,1
6	1(11,25)	-1(1500)	1(0,80)	-1(400)	41,09	9,2
7	-1(9,75)	1(2500)	1(0,80)	-1(400)	42,73	6,6
8	1(11,25)	1(2500)	1(0,80)	-1(400)	45,34	12,8
9	-1(9,75)	-1(1500)	-1(0,40)	1(800)	46,50	7,1
10	1(11,25)	-1(1500)	-1(0,40)	1(800)	63,30	11,0
11	-1(9,75)	1(2500)	-1(0,40)	1(800)	26,08	8,1
12	1(11,25)	1(2500)	-1(0,40)	1(800)	28,18	18,7
13	-1(9,75)	-1(1500)	1(0,80)	1(800)	19,47	5,6
14	1(11,25)	-1(1500)	1(0,80)	1(800)	29,58	6,8
15	-1(9,75)	1(2500)	1(0,80)	1(800)	19,67	6,0
16	1(11,25)	1(2500)	1(0,80)	1(800)	36,64	11,7
17	-2(9,00)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	33,51	6,3
18	2(12,00)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	57,56	13,7
19	0(10,50)	-2(1000)	0(0,60)	0(600)	36,54	7,8
20	0(10,50)	2(3000)	0(0,60)	0(600)	46,90	14,1
21	0(10,50)	0(2000)	-2(0,20)	0(600)	60,44	19,7
22	0(10,50)	0(2000)	2(1,00)	0(600)	37,69	10,1
23	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	-2(200)	36,31	11,2
24	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	2(1000)	47,11	9,9
25	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	50,00	10,8
26	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	49,02	10,5
27	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	48,05	11,0
28	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	47,52	11,9
29	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	48,58	12,4
30	0(10,50)	0(2000)	0(0,60)	0(600)	47,34	10,8

Fonte: Autoria própria.

A partir dos dados da Tabela 5, foram estimados os efeitos e os coeficientes de regressão (Tabela 6) das variáveis independentes estatisticamente significativos ($p < 0,05$). Observa-se que todas as variáveis independentes influenciaram a remoção de N-NH₃, além da interação entre o pH e a vazão de ar.

Tabela 6 - Coeficientes de regressão para a resposta remoção de N-NH₃ (%).

Fatores	Coeficientes de regressão	Erro padrão	t(23)	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	49,61	1,18	41,98	<0,0001	47,17	52,06
pH (L)	7,99	1,02	7,81	<0,0001	5,87	10,11
pH (Q)	-2,01	0,93	-2,15	0,0422	-3,94	-0,08
Vazão de ar(L)	3,76	1,02	3,67	0,0013	1,64	5,87
Vazão do líquido(L)	-6,38	1,02	-6,23	0,0000	-8,50	-4,26
Concentração(L)	-2,23	1,02	-2,18	0,0398	-4,35	-0,11
pH x Qar	2,67	1,25	2,13	0,0440	0,08	5,26

Fonte: Autoria própria.

Com os valores experimentais, foi possível obter o modelo reparametrizado das variáveis codificadas, que representa a remoção de N-NH₃(%) em função do pH, da vazão de ar, da vazão do líquido e da concentração de N-NH₃, Equação (10) utilizando-se o *software* Statistica 13.1 (Statsoft®). O nível de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$) validado pela análise de variância (ANOVA).

$$\text{Rem.N-NH}_3(\%) = 49,61 + 7,99 \cdot \text{pH} - 2,01 \cdot \text{pH}^2 + 3,76 \cdot \text{Qar} - 6,38 \cdot \text{Qliq} - 2,23 \cdot \text{C} + 2,67 \cdot \text{pH} \cdot \text{Qar} \quad (10)$$

Tabela 7 - Análise de variância para a resposta remoção de N-NH₃ (%).

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	Fcalculado
Regressão	3196,85	6	532,81	21,19
Resíduos	578,19	23	25,14	
Total	3775,04	29		

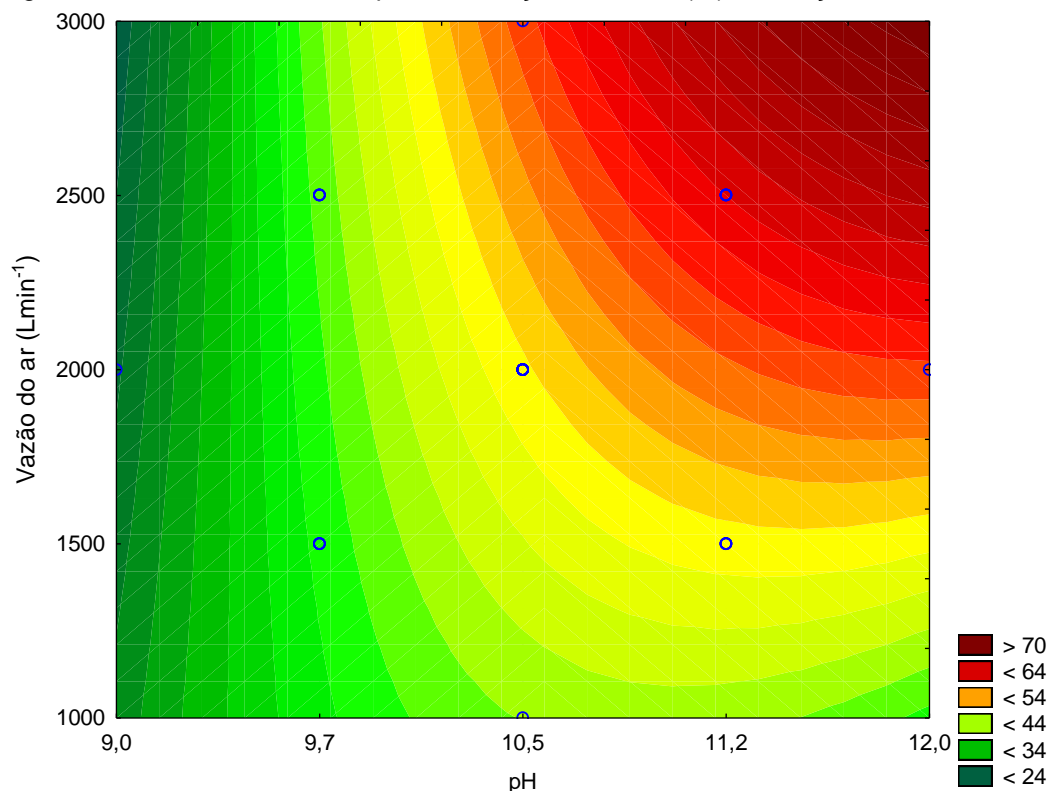
% da variação explicada (R^2) = 84,68% $F_{\text{tabelado } 6;23;0,05} = 2,53$

Fonte: Autoria própria.

Como o F calculado (21,19) é maior que o F tabelado (2,53) e a porcentagem de variação explicada (R^2) pelo modelo foi boa, pode-se concluir que o modelo se ajusta satisfatoriamente aos dados experimentais.

Foi possível analisar o aumento gradativo na eficiência de remoção de N-NH₃ quando o pH alcança a faixa de 10,5 (acima de 54%), efeito demonstrado na Figura 22 e Figura 23.

Figura 22 - Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da vazão do ar e pH.



Fonte: Autoria própria.

De acordo com o coeficiente de regressão (Tabela 7), observa-se que o pH obteve maior grau de influência na remoção de N-NH₃ do sistema, confirmando a equação proposta por EMERSON *et al.* (1975) (Equação 2), que argumenta que o deslocamento do nitrogênio amoniacal da forma ionizada para a forma livre é condicionado ao aumento do pH. Posteriormente, a vazão do líquido foi considerada o fator mais influente, com coeficiente de regressão de -6,38, indicando o uso de baixas vazões. Como influência positiva observa-se a vazão do ar com coeficiente de regressão de 3,76.

Neste experimento, foi constatado a forte influência do pH, alcançando eficiência máxima de 63,3% com pH na faixa de 11,25 no ensaio 10, e menor eficiência de remoção do N-NH₃, de 19,47% no ensaio 13, com pH de 9,75. Segundo SOUTO (2009), em pH 9,25 a amônia encontra-se 50% ionizada e 50% não ionizada, facilitando sua remoção acima de 9,25.

TAKI FILHO (2015) realizou a remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal de efluente gerado no processamento de couro. Verificou o efeito positivo da vazão de ar na faixa de 41L min⁻¹ após 12 horas de experimento,

alcançou a eficiência de 83,7% de remoção de NAT com pH na faixa de 12,2. Confirmou também que as menores eficiências do sistema foram observadas com pH₀ abaixo de 10.

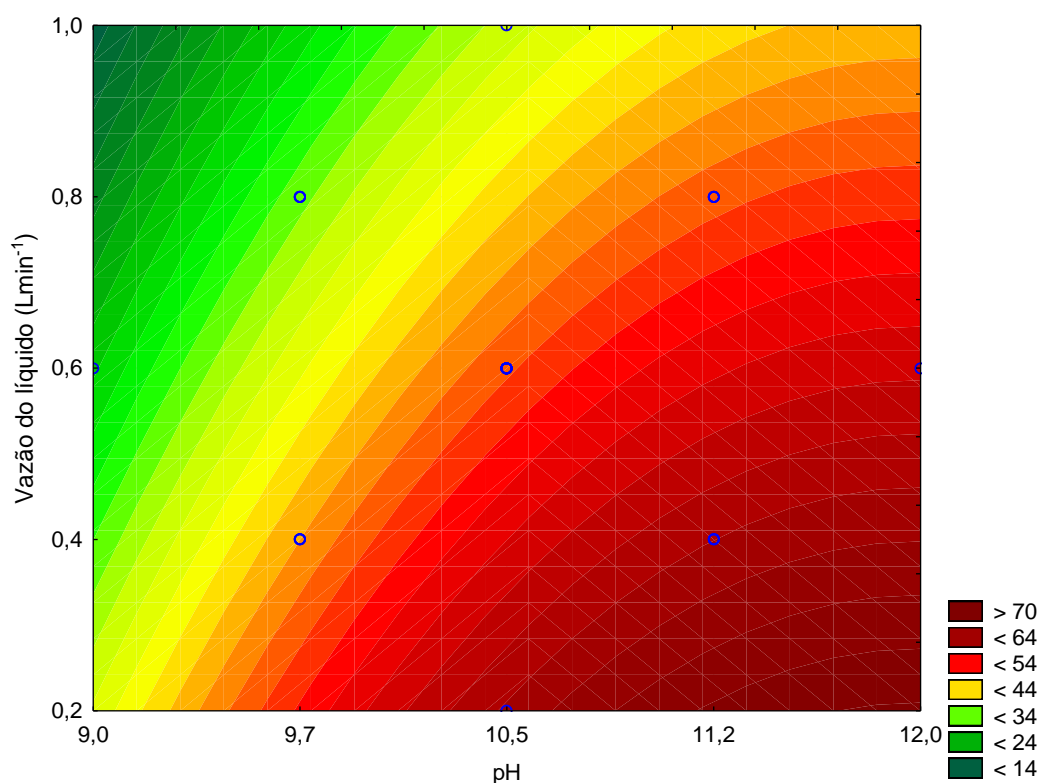
RIOS (2015) utilizou vazões de ar de 2000 a 4000L min⁻¹, a qual não demonstrou efeito significativo na remoção de N-NH₃, em vista que a remoção da amônia obteve porcentagens próximas ao utilizar a vazão mínima (2000 L min⁻¹).

De acordo com BONMATÍ E FLOTATS (2003), para a remoção de N-NH₃ de dejetos suínos fresco e digerido anaerobiamente em uma torre de *air tripping* alcançou eficiência de 65, 69 e 98,8% com pH de 7,7 (dejeito fresco, sem correção), 8,4(dejeito digerido sem correção) e 11,5 (corrigido) respectivamente, também indicando a elevação do pH e temperatura na faixa de 80°C para resultados mais satisfatórios.

O efeito negativo do aumento da vazão do líquido no presente estudo, também foi constatado por RIOS (2015). Este aumento reduz o tempo de contato do líquido com o ar, conseqüentemente reduz a remoção da amônia pelo arraste do ar.

Os resultados comparativos das variáveis pH (coeficiente de regressão positivo) e vazão do líquido (coeficiente de regressão negativo) estão dispostos na Figura 23.

Figura 23 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da vazão do líquido e pH.

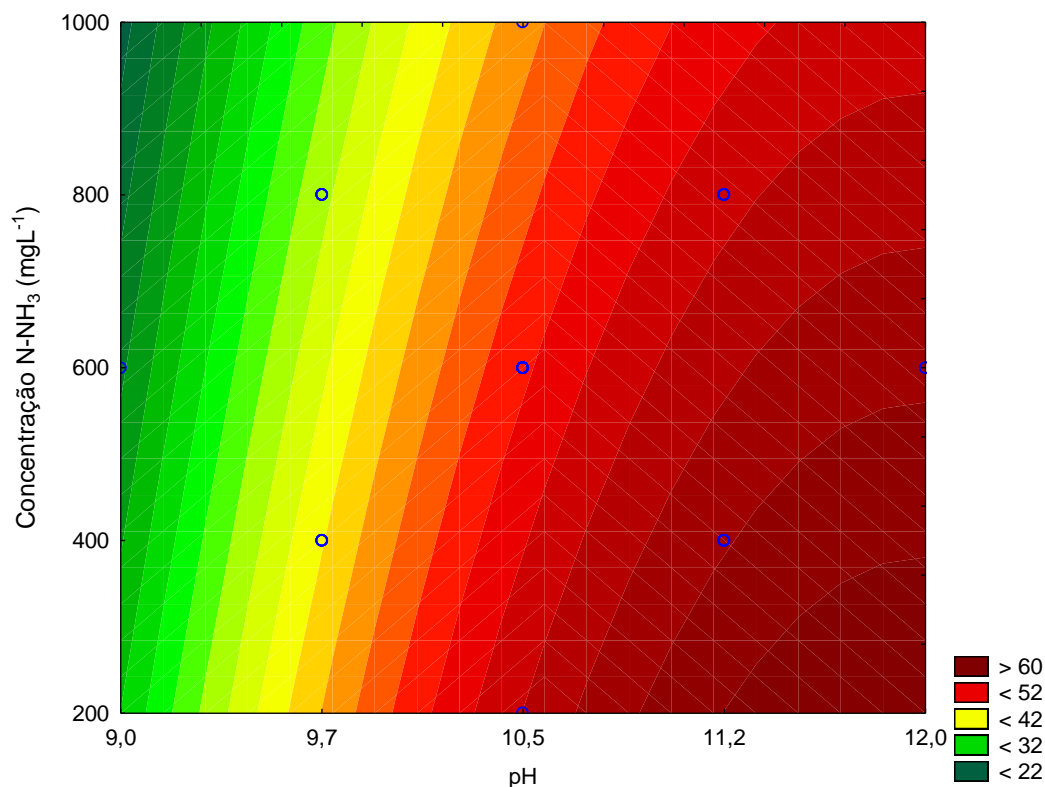


Fonte: Autoria própria.

BONMATÍ E FLOTAST (2003) verificaram que para o tratamento do efluente bruto, a remoção completa da amônia só foi possível com a elevação do pH para 11,5. Constataram que a elevação do pH de 7,5 para 9,5 e posteriormente 11,5 resultou em uma redução aproximadamente de 1 hora para atingir a remoção de amônia desejada. Também utilizaram vazões baixas de líquido, na faixa de $0,032\text{Lh}^{-1}$. A máxima eficiência de 98,8% foi alcançada com pH 11,5 nos dois diferentes tipos de efluente com temperatura de 80°C .

Deste modo, o aumento do pH assim como a diminuição da vazão do líquido resulta no aumento significativo da eficiência de remoção de N-NH₃ demonstrados nas Figuras 23 e 24. Novamente enfatiza-se a importância do controle do pH acima de 10,50 aliados as demais variáveis.

Figura 24 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da concentração de N-NH₃ e pH

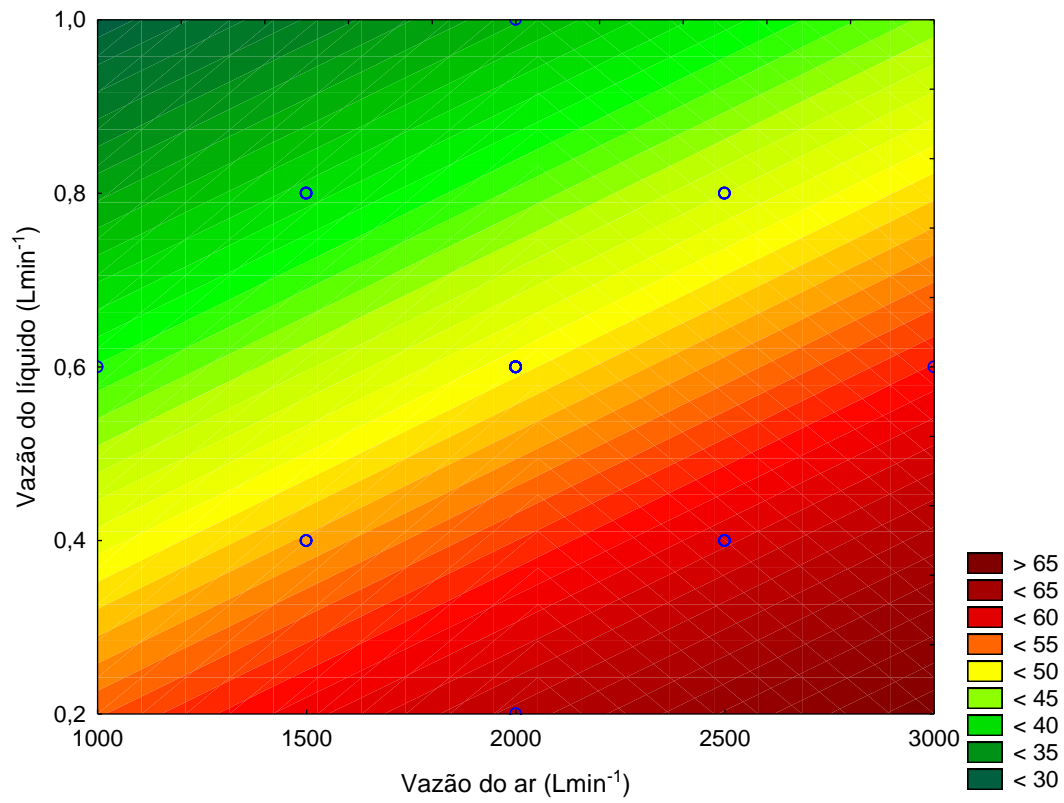


Fonte: Autoria própria.

De acordo METCALF E EDDY (2003), para que a transferência de massa ocorra, a amônia em sua forma iônica (NH_4^+) precisa ser convertida para a sua forma gasosa (NH_3). Para que a conversão ocorra, é necessário a elevação do pH, o qual reduz a concentração de íons H^+ , pelo deslocamento do equilíbrio químico, o qual ocorre pelo contato do gás de arraste com a água residuária.

Quando a vazão de ar é aumentada, a eficiência de remoção de N-NH₃ torna-se visível (Figura 25). Assim como os resultados de RIOS (2015), o efeito do aumento da vazão do líquido é considerado negativo, pois o tempo de detenção do efluente no sistema de *Air Stripping* é diminuído.

Figura 25 - Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da vazão do líquido e vazão do ar.



Fonte: Autoria própria.

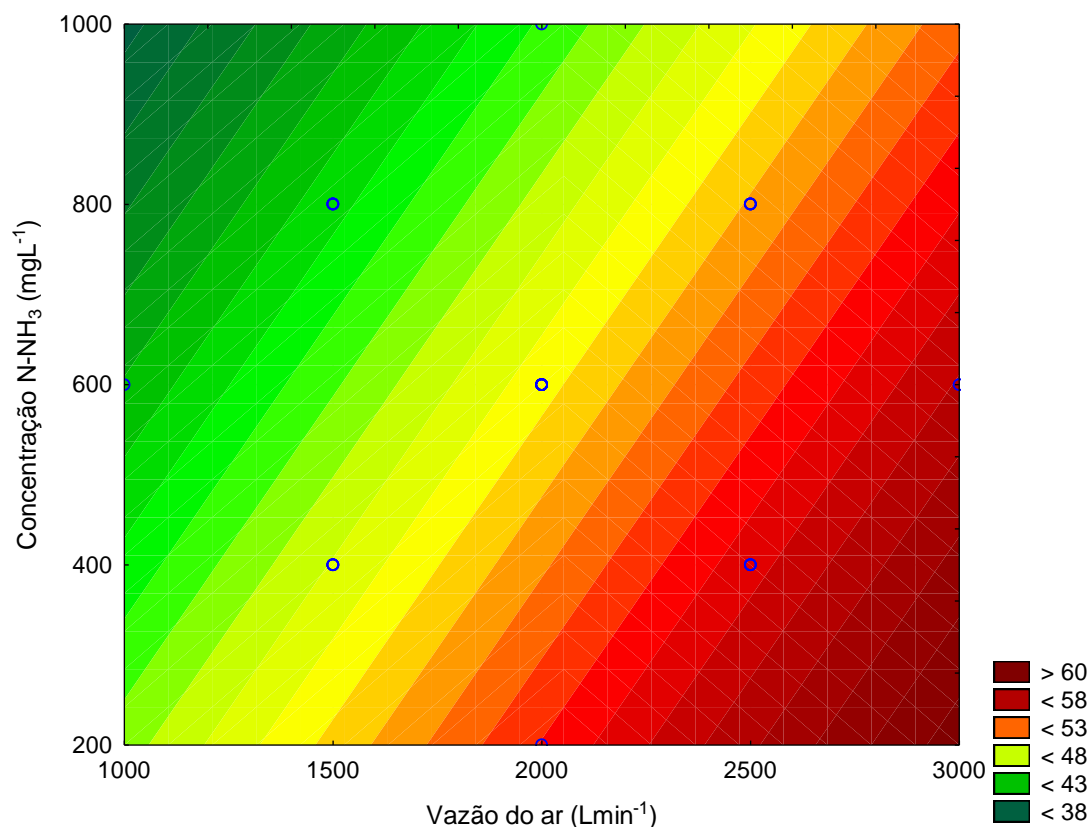
Em termos de eficiência do sistema, é importante que se possa aumentar a vazão de ar e diminuir a vazão do líquido, deste modo maior quantidade de água residuária poderá ser tratada.

Ao se comparar com os estudos realizado por RIOS (2015), o pH também possui influência direta em altos valores de remoção, onde a diminuição do tempo de detenção ocasionado por vazões altas de líquido influenciam negativamente a eficiência do sistema. O mesmo efeito também foi observado neste presente estudo. Nos dois trabalhos nas condições de vazões de líquido na faixa de $0,5 \text{ L min}^{-1}$, aliados ao pH acima de 9,5 e vazão de ar mínima de 2000 L min^{-1} , pode-se remover maior quantidade de nitrogênio amoniacal na fase livre (Figura 26).

Os resultados de CHEUNG, CHU E WONG (1997) sobre o processo de tratamento do lixiviado por *air stripping*, indicaram a eficiência de 93% da remoção de amônia após 24hs de operação, o qual foi realizado em recipiente de PVC de 3L, o pH foi corrigido para 12, sob aeração de 3000 L h^{-1} .

FERRAZ, POVINELLI E VIEIRA (2013) realizaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em uma coluna de *air stripping*. As condições operacionais da coluna incluíram ajuste de pH para 11, temperatura ambiente de 25°C e aeração nas faixas de 1600 ou 4500 L h^{-1} . Obtiveram eficiência máxima de 82% do amoníaco e 70 a 90% de remoção de metais potencialmente tóxicos (Zn, Fe e Mn) em 72 horas a operação.

Figura 26- Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da concentração de N-NH₃ e vazão do ar.



Fonte: Autoria própria.

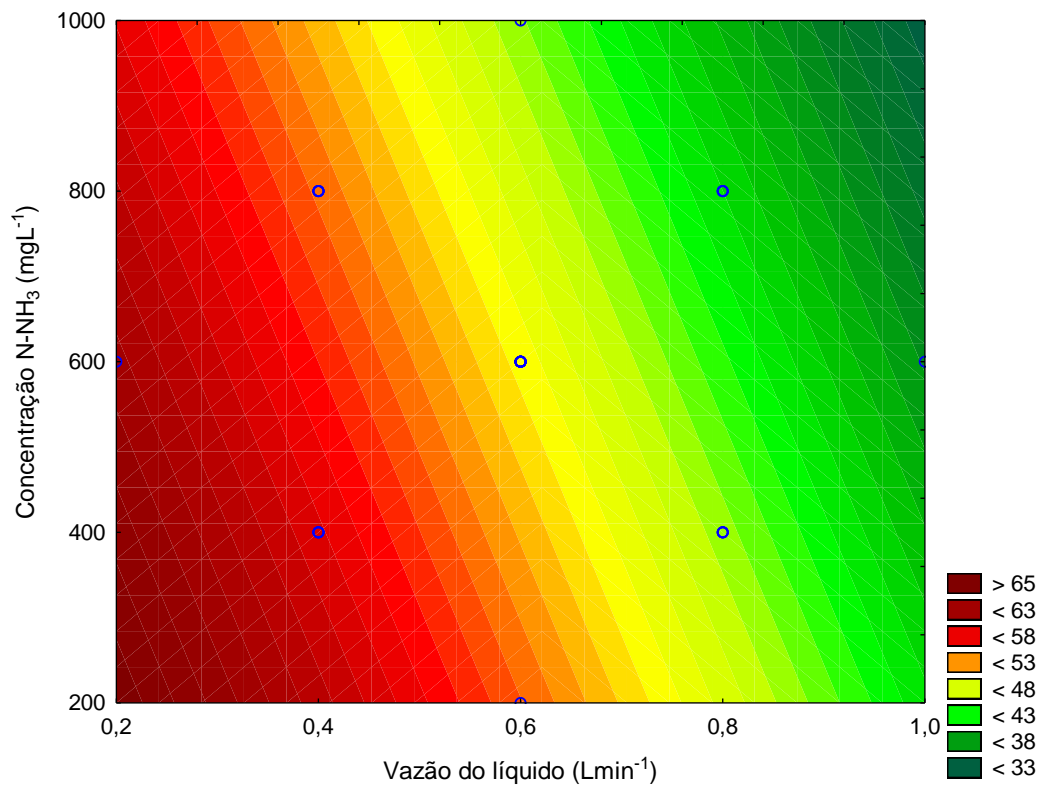
SOUTO (2009) ao aplicar o processo de *air stripping* para a remoção da amônia, do lixiviado, sem aeração constatou que existe a necessidade de aeração do sistema. Para o volume de lixiviado de 12L com aeração de 3600 L h⁻¹ sem ajuste de pH, observou-se a remoção praticamente completa do nitrogênio amoniacal em 7 dias. Em 2,5 dias, com volume de 10 L de lixiviado e pH 12, sob a mesma vazão de ar, foi obtido o mesmo resultado.

Estudos realizados por SANTOS (2011) obtiveram eficiência de 98% de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em uma torre de *air stripping*, com tempo de operação de 4 a 9 dias com vazões de ar de 1800 a 3600L h⁻¹ e pH 12. O volume de ar consumido para remoção de 1g de nitrogênio amoniacal variou de 9,91 a 21,6 m³.

Assim como demonstrado na Figura 26 e posteriormente Figura 27, entende-se que concentrações mais baixas (na faixa de 200-400 mg L⁻¹) também influenciam de forma positiva na remoção de N-NH₃, aliados à vazão

do ar alta (na faixa de 2000-3000 L min⁻¹) e vazão do líquido baixa (0,20-0,40 L min⁻¹).

Figura 27 -Curvas de contorno para a remoção de N-NH₃(%) em função da concentração de N-NH₃ e vazão do líquido.

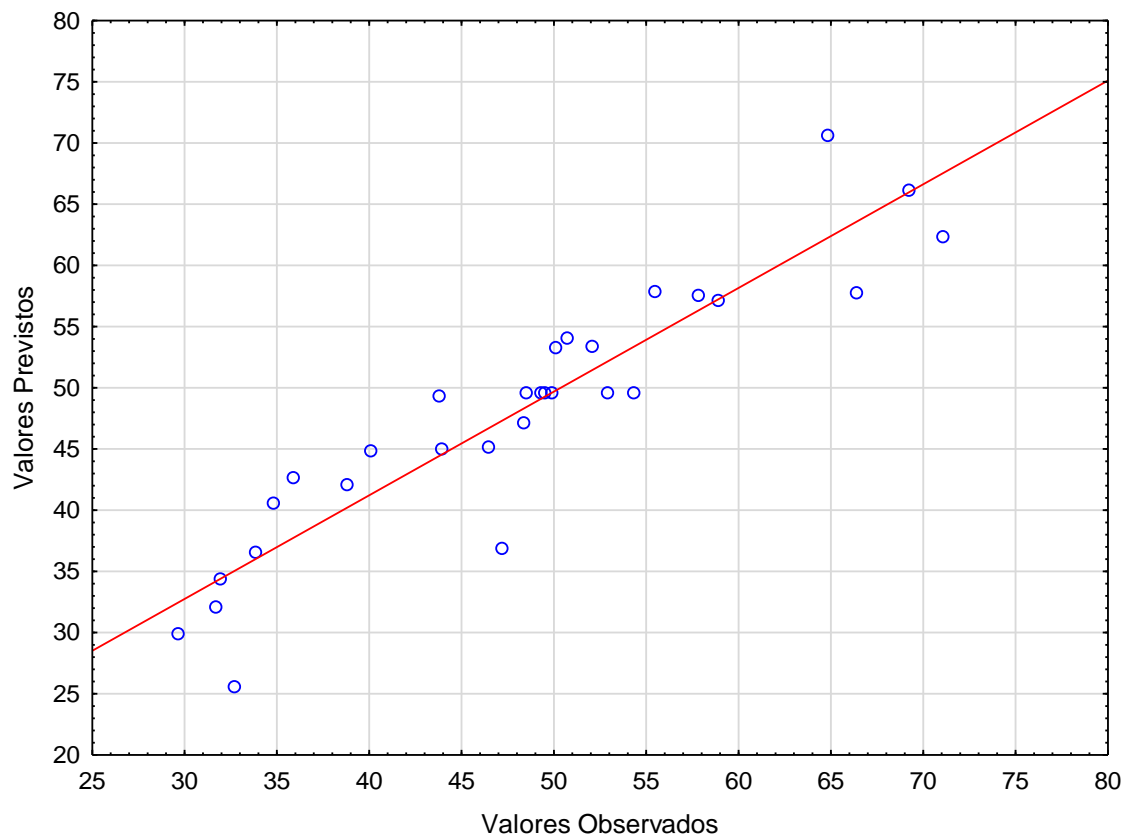


Fonte: Autoria própria.

GUSTIN E LOGAR (2011), verificaram o efeito do pH, temperatura e vazão de ar para a remoção de amônia em efluente por digestão anaeróbia. Concluíram que o controle do pH na faixa de 10, com hidróxido de sódio, proporcionou a remoção de 92,8% de amônia e 88,3% de nitrogênio total na digestão anaeróbia, sendo o segundo parâmetro mais significativo a vazão do ar, 60.000 L h⁻¹ com vazão de líquido de 0,8 L min⁻¹.

Segundo EPA (2000), para o sistema de remoção de nitrogênio amoniacal ser eficiente, o controle do pH e da vazão de ar é extremamente necessário e fundamental para que ocorra a reação. Em pesquisas realizadas recomenda-se pH de 11,5 e 53.460 L m³ de vazão de ar para alcançar uma eficiência de 95%.

Figura 28 - Valores observados e valores previstos pelo modelo.



Fonte: Autoria própria.

O K_{La} de validação, forma otimizada, foi calculado em função do efeito do coeficiente de regressão. Entende-se que quando maior pH e vazão de ar e menor a vazão de líquido e concentração de $N-NH_3$ maior será a eficiência de remoção. A validação do modelo atingiu 95% de faixa de confiança e a experimental 92,94%, o qual verifica a sua validação.

Foram realizados 5 ensaios no ponto central do DCCR que apresentaram variação de 47,34 a 50% de remoção nas mesmas condições operacionais. O maior desvio padrão foi de 2,66, observando assim um bom controle dos ensaios.

Com os resultados obtidos pelo planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), observou a influência direta das variáveis Q_{ar} , Q_{liq} , pH e concentração de $N-NH_3$. Após os 30 ensaios, pode-se afirmar que as maiores eficiências de remoção de $N-NH_3$ foram observadas com pH acima de 10,5, vazão de ar acima de 2000 Lmin^{-1} e vazões baixas de líquido, próximas a $0,2 \text{ Lmin}^{-1}$.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo objetivou avaliar um sistema de remoção da amônia por *air stripping* com o uso de canais corrugados helicoidais. As principais conclusões deste estudo estão relacionadas aos objetivos específicos dispostos no início deste trabalho:

- *Objetivo específico I: Verificar os efeitos da vazão de ar, da vazão do líquido, da concentração de N-NH₃, do pH e da inclinação do tubo corrugado na remoção da amônia;*

O sistema de *air stripping* obteve a vazão do líquido como o fator mais influente, indicando o uso de baixas vazões na faixa de 0,20 L min⁻¹. Posteriormente o pH como maior grau de influência na remoção de N-NH₃ nas faixas acima de 10,50 demonstrando melhor eficiência com pH 11,5, e em seguida, a vazão de ar foi considerada o efeito mais significativo, nas faixas acima de 1500 Lmin⁻¹, sendo otimizado com o seu aumento. A concentração de N-NH₃ e a inclinação da tubulação corrugada foram pouco expressivas.

- *Objetivo específico II: Determinar o comportamento hidrodinâmico do sistema;*

Os resultados dos ensaios hidrodinâmicos foram relevantes. Os traçadores permitiram identificar o alto número de reatores de mistura completa em série e pequena dispersão longitudinal. Assim, pode-se inferir que o sistema se aproxima do escoamento pistonado independente da declividade com presença de dispersão axial. A falta de ramificações nos modelos indica a ausência de formação de caminhos preferenciais. A maior eficiência alcançada para a remoção de N-NH₃ foi à declividade de 10%, coligado ao tempo médio de 227 segundos. O modelo encontrado pode ser usado em associação com as equações cinéticas para simular mais realisticamente o escoamento em canais corrugados.

- *Objetivo específico III: Medir os coeficientes globais de transferência de massa do líquido para o ar (K_{La});*

A transferência de N-NH₃ do efluente sintético foi otimizado quanto maior pH e vazão de ar e menor a vazão de líquido e concentração de N-NH₃. A validação do modelo atingiu 95% de faixa de confiança e a experimental 92,94%, o qual verifica a sua validação. O melhor K_{La} encontrado foi de 19,7h⁻¹ nas condições otimizadas de pH 10,5, $Q_{ar}=2000\text{Lmin}^{-1}$, $Q_{liq}=0,2\text{Lmin}^{-1}$ na concentração de 0,6mgL⁻¹ N-NH₃ atingindo a eficiência de remoção de N-NH₃ de 60%.

Ao se comparar com torres convencionais de *air stripping*, o canal corrugado proporcionou maior tempo de contato ar x líquido, para injeção do ar e menor altura manométrica de elevação da água residuária, reduzindo gastos construtivos e com energia elétrica.

SUGESTÕES

- Promover a recuperação da amônia em lavadores de gases;
- Avaliar o consumo energético e viabilidade financeira do sistema com tubulação corrugada;
- Realizar estudos hidrodinâmicos após o término da operação do sistema para avaliar possíveis mudanças no padrão de escoamento em virtude de possíveis incrustações;
- Incluir a temperatura como variável considerável no Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), deve ser observado devido a sua importância no equilíbrio químico do N-NH₃ presente na água, conforme citado anteriormente na Equação 2 proposta por Emerson et al. (1975);

REFERÊNCIAS

- ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835 – 852, 1976.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION AWW – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 21 ed., 2005.
- AZEVEDO, Henrique Stel. **Simulação Numérica e Experimental do escoamento turbulento em tubos corrugados**. 2010.161f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.2010.
- 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. 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.
- BAZIN, C., HODOUIN, D. **Residence time distributions modeling for mineral processes evaluation**. CIM Bull, v. 81, n.b911, p. 115-124, 1988.
- BRAVO, J. L.; IRENE, K. Column Internals – Maximize efficiency in distillation, absorption, stripping and extraction. **Chemical Engineering**, p. 76 – 83, 1998.
- BEHERA S.N, SHARMA M., ANEJA V.P., RAJASEKHAR B. Ammonia in the atmosphere : a review on emission sources , atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies. **Environmental Science and Pollution Researchs**. v. 20, p. 8092–8131, 2013.
- 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.
- CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B., YENIGUN, Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 40, p.1285 – 1292, 2005.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v.32, p.831-849, 2006.

- 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, 2013.
- CHEN, J.L.; ORTIZ, R.; STEELE, T.W.J.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. **Biotechnology Advances**, v. 32, n. 8, p.1523–1534, 2014.
- CHEUNG, K.C.; CHU, L.M.; WONG, M.H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. **Water, air and soil pollution**, v. 94, p. 209-221, 1997.
- DEGIRMENCI, N., ATA, O.N. YILDIZ, E. Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 18, p. 399-404, 2012
- DJENIDI, L.; ANSELMET, F.; ANTONIA, R. A. **LDA Measurements in a Turbulent Boundary Layer over a d-type Rough Wall**: Experiments in Fluids, v.16, p. 323-329, 1994.
- EL-GOHARY F.A., KHATER M., KAMEL G.M. Pretreatment of Landfill Leachate by Ammonia Stripping. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 9, n. 6, p.3905-3913, 2013.
- EMERSON, KENNETH.; RUSSO, ROSEMARIE C.; LUND, RICHARD E.; THURSTON ROBERT V. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**. v. 32, p. 2379-2383, 1975.
- ENVIRONMENT CANADA. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Ammonia**, 8p, 2010.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater Technology Fact Sheet Ammonia Stripping**. EPA 832-F-00-019. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, p. 4, 2000.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia Freshwater**. 242p. 2013.
- FELIX E.P., CARDOSO A.A. Amônia (NH₃) atmosférica: Fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. **Química Nova**, v. 27, n 1, p. 123-130, 2004.
- FERRAZ, Fernanda de Matos. **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. 13-16, p. 2317-2326, 2013.

GUSTIN, S.; LOGAR, R.M. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. **Process Safety and Environmental Protection**, 6p, 2001.

HAND, D.W.; HOKANSON, D.R.; CRITTENDEN, J.C. Air stripping and aeration. In: LETTERMAN, R.D. (Ed.). **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**, 5^aed. New York: McGraw-Hill, Inc., American Water Works Association (AWWA), V. 5, 1999.

HULTH, S.; ALLER, R.C.; CANFIELD, D.E.; DALSGAARD, T.; ENGSTRÖM, P.; GILBERT, F.; SUNDBÄCK, K.; THAMDRUP, B. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, v. 94, n. 1-4, p.125-145, 2005.

JEONG, Y.K. HWANG, S.J. Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting, **Bioresource Technology**, v. 96, p.1-6, 2005.

JIN R-C, YANG G-F, YU J-J, ZHENG P. The inhibition of the anammox process: a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, n. 15, p, 67-79, 2012.

JIANG, A.; ZHANG, T.; ZHAO, Q. B.; LI, X.; CHEN, S. FREAR, C. S. Evaluation of an integrated ammonia stripping, recovery, and biogas scrubbing system for use with anaerobically digested dairy manure. **Biosystems Engineering**, v. 119, p. 17-126, 2014.

JIMÉNEZ, J. **Turbulent Flows over Rough Walls**: Annual Review of Fluid Mechanics, v. 36, p. 173-196, 2004.

KHUNTIA, S.; MAJUMDER, S.K.; GLOSH, P. Removal of Ammonia from water by Ozone Microdubbles. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 52, p. 318-326, 2013.

LaGREGA, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT. **Hazardous waste management** (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering), v. 2, p. 220, 2001.

LEVENSPIEL, O. **Mixed Models to represent Flow of Fluids Through Vessels**. The Canadian Journal of Chemical Engineering, v. 40, p. 135-138, 1962.

LEVENSPIEL, O. **Chemical reaction engineering**. John Wiley & Sons, New York. 3ed. 1999.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 3^a ed.,2000.

LI, XIANG Z.; ZHAO, QING L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environment International**, v. 25, n. 8, p. 961-968, 1999.

LIN L., CHEN J, XU Z., YUAN S., CAO M., LIU H., LU X. Removal of ammonia nitrogen in wastewater by microwave radiation: A pilot-scale study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, p. 862-867, 2009a.

LIN L., YUAN S., CHEN J., XU Z., LU X. Removal of ammonia nitrogen in wastewater by microwave radiation. **Journal of Hazardous Materials**, v.161, p. 1063-1068, 2009b.

MARTINEZ, C.B.B.; AZEVEDO, F.; WINKALER, E.U. **Toxicidade e efeito da amônia em peixes neotropicais**. In: José Eurico Possebon Cyrino: Elisabeth Criscuolo Urbinati.(Org). Tópicos Especiais em Biologia Aquática e Aquicultura. Jaboticabal – SP: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, p. 81-95, 2006.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 4. Ed.. p. 1819, 2003.

METCALF, L.;EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Boston: McGraw-Hill, 5Ed. Cap. 2. p. 98, 2016.

MINOCHA, V.K.;RAO,A.V.S.P. Ammonia removal and recovery from urea fertilizer plant waste. **Environmental Technology Letters**, v. 9, n. 7, 1988.

O'BRIEN, D.J.; SENSKE, G.E., KOMANOWSKY, M. Ammonia removal from deliming effluent by stripping-reabsorption. **Journal of the American Leather Chemists Association**, v. 81, n. 4, p 3667–3674, 1984.

PERRY, A. E.; SCHOFIELD, W. H.; JOUBERT, P. N. Rough Wall Turbulent Boundary Layers. **Journal of Fluid Mechanics**, v. 37, p. 383-413, 1969.

QUAN, X. J. ZHAO, Q. H. XIANG, J. X. CHENG, Z. L. WANG, F. P. Mass Transfer Mechanism of a Water-Sparged Aerocyclone Reactor, **Advanced Materials Research**, v. 396-398, p. 279-283, 2012.

QUAN, XUEJUN.; WANG, FUPING.; ZHAO, QINGHUA.; ZHAO, TIANTAO.; XIANG, JINXIN. Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, p. 983-988, 2009.

REMYA, N.; LIN, J. G. Current status of microwave application in wastewater treatment – A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 166, p. 797-813, 2011.

REZAKAZEMI, M.; SHIRAZIAN, S.; ASHRAFIZADEH, S. N. Simulation of ammonia removal from industrial wastewater streams by means of a hollow-fiber membrane contactor. **Desalination**. v. 285, p. 383–392, 2012.

RIOS, Carlos Alberto Segatto. **RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA POR IRRADIAÇÃO DE MICRO-ONDAS E AIR STRIPPING EM ÁGUA RESIDUÁRIA DE CURTUME**. 2015. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

ROSA, Phillipe Mendes. **Estudo do escoamento turbulento em dutos corrugados com cavidade helicoidal**. 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

SANTOS, Heloísa Alves Pereira dos. **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 (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

SEDLAK, Richard I. Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principle and Practice. **New York: Lewis Publishers**, 2. Ed.. p. 240, 1991.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371f. Tese Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2009.

TAKI FILHO, Paulo Kiyoshi. **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.

TAN, X.Y., TAN, S.P, TEO,W.K., LI, K. Polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow fibre membranes for ammonia removal from water. **Journal of Membrane Science**, v. 271, p. 59–68, 2006.

TREYBAL, R.E. Mass-transfer operations. **New York: McGraw-Hill Book Company**, (McGraw-Hill chemical engineering series). 3 Ed.. p. 784, 1980.

ULUDAG-DEMIRER, S. DEMIRER, G.N. CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation, **Process Biochemistry**, p. 40, 2005.

ULUDAG-DEMIRER, S.; OTHMAN, M. Removal of ammonium and phosphate from the supernatant of anaerobically digested waste activated sludge by chemical precipitation. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3236-3244, 2009.

Rajinikanth Rajagopal, Daniel I. Massé , Gursharan Singh A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, v.143, p. 632–641, 2003.

YUAN,M.H.; CHEN,Y.H.; TSAI, J.Y.; CHANG, C.Y. Removal of ammonia from wastewater by air stripping process in laboratory and pilot scales using a rotating packed bed at ambient temperature. **Journal of theTaiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 60, p. 488-495, 2016.

ZHANG,L.; JAHNG, D. Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: effects of alkali types. **Journal of Hazardous Materials**, v. 182, p. 536-543, 2010.

ZHANG, L.; LEE, Y.; JAHNG,D. Ammonia stripping for enhanced biomethanization of piggery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 199–200, p. 36–42, 2012.

ZHOU,Y.; OEHMEN, A.; LIM, M.; VAVIVELU, V.; JERN; N. G. W. The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 45, p. 47672-4682, 2001.

WANG, B.; WANG, W.; HAN, H.; HU, H.; ZHUANG, H. Nitrogen removal and simultaneous nitrification and denitrification in a fluidized bed step-feed process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 2, p. 303-308, 2012.