

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**Pedro Barreiros Silva de Souza Fagundes**

**Avaliação da precipitação química de estruvita na recuperação de nutrientes a partir de  
efluente misto**

Juiz de Fora

2022

**Pedro Barreiros Silva de Souza Fagundes**

**Avaliação da precipitação química de estruvita na recuperação de nutrientes a partir de efluente misto**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. DSc. Samuel Rodrigues Castro

Coorientador: Prof. DSc. Edgard Henrique Oliveira Dias

Juiz de Fora

2022

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Fagundes, Pedro Barreiros Silva de Souza.

Avaliação da precipitação química de estruvita na recuperação de nutrientes a partir de efluente misto / Pedro Barreiros Silva de Souza Fagundes. -- 2022.

68 f. : il.

Orientador: Samuel Rodrigues Castro

Coorientador: Edgard Henrique Oliveira  
Dias

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2022.

1. Cotratamento. 2. Recuperação de nutriente. 3. Amônia. 4. Fertilizante. I. Castro, Samuel Rodrigues, orient. II. Dias, Edgard Henrique Oliveira, coorient. III. Título.

## Pedro Barreiros Silva de Souza Fagundes

### Avaliação da precipitação química de estruvita na recuperação de nutrientes a partir de efluente misto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente.

Aprovada em 15 de dezembro de 2022.

#### BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro** - Orientador e Presidente da banca  
Universidade Federal de Juiz de Fora

**Prof. Dr. Edgard Henrique Oliveira Dias** - Coorientador  
Universidade Federal de Juiz de Fora

**Dr.ª Marina Andrada Maria**  
Instituto SENAI e Tecnologia - FIEMG

**Dr. David Vilas Boas de Campos**  
Embrapa Solos

Juiz de Fora, 30/11/2022.



Documento assinado eletronicamente por **Samuel Rodrigues Castro, Professor(a)**, em 04/01/2023, às 16:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **David Vilas Boas de Campos, Usuário Externo**, em 05/01/2023, às 13:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Edgard Henrique Oliveira Dias, Professor(a)**, em 05/01/2023, às 16:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marina Andrada Maria, Usuário Externo**, em 09/01/2023, às 11:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf ([www2.ufjf.br/SEI](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1059983** e o código CRC **72AA6A08**.

## AGRADECIMENTOS

À Deus por sempre me dar forças, perseverança, discernimento e paciência para superar inúmeros desafios ao longo dessa trajetória.

Aos meus amados pais, Rosana e Aloizio, pelo amor incondicional, respeito, incentivo e confiança, sobretudo, por sempre me ampararem e se preocuparem apenas com minha felicidade. Obrigado mãe por toda paciência diária nos momentos mais estressantes.

À minha irmã, Bárbara, por sempre me ouvir e incentivar, mas principalmente por me apoiar em todos os momentos da vida. Obrigado por tudo.

Ao meu sobrinho e afilhado, Bento, por ser sinônimo de luz, esperança, força e pureza. Mesmo tão pequeno um exemplo de bondade a ser seguido.

Ao meu namorado, Lucas, por todo amor, carinho, paciência, apoio e compreensão. Obrigado pelo companheirismo e por proporcionar valiosos momentos de fuga.

À minha família, principalmente a minha avó e tios (a), por todo amor, torcida e incentivo nas escolhas profissionais.

Aos amigos de “vida” que sempre me acompanham e estão comigo. Obrigado por toda amizade e carinho. São parte da minha família!

Aos meus amigos e companheiros de mestrado, em especial, a Ana, companheira de projeto e laboratório, e Sumáya, “duplinha” das disciplinas. Meninas muito obrigado por todas as conversas, ajudas e companheirismo!

À técnica do LAQUA, Iramaia, por todo auxílio na realização das análises laboratoriais e apoio nos momentos difíceis.

Ao meu orientador, Prof. Samuel, parceria desde a época da graduação que resultou em inúmeros frutos. Obrigado por toda orientação, profissionalismo e confiança! Agradeço por todo suporte, conversas, oportunidades e por sempre acreditar em mim.

Aos meu coorientador, Prof. Edgard, por toda coorientação e auxílio em inúmeras ocasiões. Obrigado por sempre ajudar no necessário e resolver inúmeras peripécias enfrentadas ao longo do caminho.

Às empresas e companhias responsáveis pelo fornecimento dos efluentes necessários para realização do estudo.

À CAPES pelo suporte financeiro, pois investimento em pesquisa e educação é imprescindível para crescimento do nosso país.

Por fim, a todos que de certa forma contribuíram até este momento, ressalto meu agradecimento.

## RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico tem sido realizado em vários países a fim de reduzir custos. Contudo, altos teores de amônia advindos do lixiviado podem comprometer o sistema de tratamento biológico devido seu potencial efeito tóxico aos microrganismos. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a aplicação da técnica de precipitação química de estruvita em efluente misto, constituído pela mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário, visando remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>). Para tal, confeccionou-se efluente misto em três proporções volumétricas, 1%, 5% e 10%, referente ao volume de lixiviado presente na mistura. A otimização da precipitação química ocorreu na proporção de 5% e em batelada, sob tempo reacional de 10 min, agitação de 120–150 rpm e sedimentação de 30 min, sendo avaliado o pH do meio reacional e a razão estequiométrica dos reagentes. Demais proporções volumétricas também foram investigadas a fim de compreender comportamento da condição otimizada em diferentes concentrações de lixiviado. Por fim, realizou-se ensaios de precipitação operando em fluxo contínuo em reator de leito fluidizado de fluxo ascendente. Os experimentos foram realizados utilizando suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub>, reagente alternativo e de baixo custo, como fonte de Mg e o sistema foi avaliado em termos da remoção N-NH<sub>3</sub>, fósforo total (P<sub>tot</sub>), e DQO. Os dados passaram por tratamento e testes estatísticos a 95% de confiança ( $\alpha=0,05$ ). Como resultado, verificou-se que o aumento do lixiviado na constituição do efluente resultou no aumento das concentrações N-NH<sub>3</sub>. A precipitação química de estruvita em efluente misto atingiu remoção de N-NH<sub>3</sub> em até 80,6%, P<sub>tot</sub> em até 72,4% e DQO em até 39,4%, sendo que a condição otimizada foi obtida com pH=8,5, Mg:N=1,0 e P:N=1,5. A precipitação química de estruvita em efluente misto com 10% de lixiviado apresentou resultados satisfatórios, entretanto, a proporção de 1%, não apresentou remoções expressivas, possivelmente devido a menores concentrações de amônia no sistema. A suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> proporcionou controle de pH ao longo do processo de precipitação e os ensaios em fluxo contínuo reportaram eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub> acima de 72% e superior à 57% para P<sub>tot</sub>. Portanto, pode-se inferir que a técnica investigada apresenta aplicabilidade possibilitando tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de efluentes. Destaca-se a necessidade de estudos complementares voltados para avaliação da formação de estruvita em etapas múltiplas, além da otimização do processo em termos de parâmetros operacionais, tais como, agitação e tempo de sedimentação.

Palavras-chave: Cotratamento. Recuperação de nutriente. Amônia. Fertilizante.

## ABSTRACT

The combined treatment of leachate with domestic sewage has been carried out in several countries in order to reduce costs. However, high levels of ammonia from the leachate can compromise the biological treatment system due to its potential toxic effect on microorganisms. Thus, the objective of the study was to evaluate the application of the chemical precipitation technique of struvite in mixed effluent, constituted by the mixture of domestic sewage and landfill leachate, aiming at the removal of ammoniacal nitrogen (N-NH<sub>3</sub>). For this purpose, mixed effluent was prepared in three volumetric proportions, 1%, 5% and 10%, referring to the volume of leachate present in the mixture. The optimization of the chemical precipitation occurred at a proportion of 5% and in batches, under a reaction time of 10 min, stirring at 120–150 rpm and sedimentation for 30 min, evaluating the pH of the reaction medium and the stoichiometric ratio of the reagents. Other volumetric proportions were also investigated in order to understand the behavior of the optimized condition in different concentrations of leachate. Finally, precipitation tests were carried out operating in continuous flow in an ascending fluidized bed reactor. The experiments were carried out using Mg(OH)<sub>2</sub> suspension, an alternative and low cost reagent, as a Mg source and the system was evaluated in terms of N-NH<sub>3</sub> removal, total phosphorus (P<sub>tot</sub>), and COD. The data underwent treatment and statistical tests at 95% confidence ( $\alpha=0.05$ ). As a result, it was verified that the increase of the leachate in the effluent constitution resulted in the increase of N-NH<sub>3</sub> concentrations. The chemical precipitation of struvite in mixed effluent reached removal of N-NH<sub>3</sub> in up to 80.6%, P<sub>tot</sub> in up to 72.4% and COD in up to 39.4%, and the optimized condition was obtained with pH=8.5, Mg:N=1.0 and P:N=1.5. The chemical precipitation of struvite in mixed effluent with 10% leachate showed satisfactory results, however, the proportion of 1% did not show significant removals, possibly due to lower concentrations of ammonia in the system. The Mg(OH)<sub>2</sub> suspension provided pH control throughout the precipitation process and continuous flow tests reported N-NH<sub>3</sub> removal efficiency above 72% and above 57% for P<sub>tot</sub>. Therefore, it can be inferred that the investigated technique has applicability, allowing the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in effluent treatment stations. It highlights the need for complementary studies aimed at evaluating the formation of struvite in multiple stages, in addition to optimizing the process in terms of operational parameters, such as agitation and sedimentation time.

Keywords: Co-treatment. Nutrient Recovery. Ammonia. Fertilizer.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Quadro 1</b> – Estudos realizados com tratamento conjugado entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário .....	19
<b>Quadro 2</b> – Tecnologias disponíveis para remoção de amônia em efluentes.....	21
<b>Figura 1</b> – Esquema ilustrativo da interrelação entre procedimentos experimentais do estudo .....	27
<b>Figura 2</b> – Dimensão (cm) reator de leito fluidizado de fluxo ascendente.....	32
<b>Figura 3</b> – Diagrama esquemático da configuração do sistema em fluxo contínuo dos ensaios de precipitação química de estruvita .....	33
<b>Figura 4</b> – Gráfico de cubo – dados médios para a remoção N-NH <sub>3</sub> (%) .....	39
<b>Figura 5</b> – Análise multivariada: remoção de nitrogênio amoniacal em função de Mg:N e P:N. (a) Gráfico de superfície (b) Gráfico de contorno .....	40
<b>Figura 6</b> – Gráfico de cubo – dados médios de eficiência de remoção (%): (a) DQO (b) P <sub>tot</sub> .....	41
<b>Figura 7</b> – Gráfico de contorno de remoção de P <sub>tot</sub> (%) - Análise multivariada: (a) pH e P:N (b) pH e Mg:N (c) Mg:N e P:N .....	43
<b>Figura 8</b> – Valores reportados para condutividade elétrica e pH após término dos ensaios em batelada de precipitação química de estruvita .....	44
<b>Figura 9</b> – Dados reportados diante comparação múltipla referentes a remoção de N-NH <sub>3</sub> obtida a partir da precipitação química de estruvita em batelada.....	46
<b>Figura 10</b> – Dados reportados diante comparação múltipla obtidos a partir da precipitação química de estruvita em batelada: (a) DQO (b)P <sub>tot</sub> .....	47
<b>Figura 11</b> – Variação do pH, remoção de N-NH <sub>3</sub> e P <sub>tot</sub> durante ensaio em contínuo de precipitação química de estruvita em coluna de leito fluidizado.....	52

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Caracterização lixiviado em aterros sanitários brasileiros.....	16
<b>Tabela 2</b> – Características físico-químicas evidenciadas em esgoto sanitário .....	17
<b>Tabela 3</b> – Caracterização do MgO industrial brasileiro.....	29
<b>Tabela 4</b> – Planejamento fatorial – níveis e fatores avaliados.....	31
<b>Tabela 5</b> – Parâmetros caracterizados nos efluentes utilizados no estudo.....	36
<b>Tabela 6</b> – Caracterização suspensão de Mg(OH) <sub>2</sub> .....	37
<b>Tabela 7</b> – Condições de otimização aleatorizadas – planejamento fatorial completo .....	38
<b>Tabela 8</b> – Comparativo entre resultados evidenciados de precipitação química de estruvita em efluente misto de diferentes proporções de lixiviado (%v.v <sup>-1</sup> ).....	48
<b>Tabela 9</b> – Comparativo entre ensaios de precipitação química de estruvita realizadas com reagente alternativo e sintético (Teste U de <i>Mann-Whitney</i> , p-valor<0,05).....	50

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade elétrica
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgoto
N-NH <sub>3</sub>	Nitrogênio amoniacal
P <sub>tot</sub>	Fósforo total
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
1.1	JUSTIFICATIVA .....	11
1.2	OBJETIVO .....	12
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>13</b>
2.1	SANEAMENTO BÁSICO .....	13
2.2	CARACTERIZAÇÃO LIXIVADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	14
2.3	CARACTERIZAÇÃO ESGOTO SANITÁRIO.....	16
2.4	TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVADO DE ATERRO E ESGOTO SANITÁRIO.....	18
2.5	TÉCNICA REMOÇÃO DE AMÔNIA EM EFLUENTES .....	21
2.6	PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DE ESTRUVITA.....	23
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>27</b>
3.1	EFLUENTE MISTO .....	27
3.2	ETAPAS EXPERIMENTAIS.....	28
3.2.1	<b>Etapa Preliminar .....</b>	<b>29</b>
3.2.2	<b>Etapa 1.....</b>	<b>30</b>
3.2.3	<b>Etapa 2.....</b>	<b>31</b>
3.3	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS .....	34
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>36</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES E SUSPENSÃO DE $Mg(OH)_2$ .....	36
4.2	OTIMIZAÇÃO PRECIPITAÇÃO QUÍMICA EM BATELADA .....	38
4.2.1	<b>Tratamento estatístico de dados e condição otimizada .....</b>	<b>45</b>
4.3	CONDIÇÃO OTIMIZADA EM DEMAIS PROPORÇÕES E AVALIAÇÃO DOS REAGENTES.....	48
4.3.1	<b>Avaliação reagente alternativo.....</b>	<b>50</b>
4.4	ENSAIOS PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DE ESTRUVITA – FLUXO CONTÍNUO.. .....	51
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>55</b>
5.1	SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS.....	56
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>57</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A urbanização alinhada ao crescimento populacional resultou no aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), levando a uma série de desafios ambientais, sociais e econômicos, especificamente em países em desenvolvimento. No Brasil, entre 2010 e 2019 estima-se incremento de aproximadamente 18% na geração de RSU (ABRELPE, 2020). Assim, com objetivo de superar essas preocupações, estratégias efetivas de manejo de resíduos sólidos devem ser adotadas, levando em consideração a redução, reutilização, reciclagem, recuperação e descarte (GUO et al., 2018; ONWOSI et al., 2017).

Em 25 de agosto de 2010 entrava em vigor no Brasil a Lei Nº12.305 (BRASIL, 2010), que instituía a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), contendo instrumentos que visam o avanço no enfrentamento dos problemas ambientais, sociais e econômicos relacionados ao manejo inadequado dos resíduos sólidos. Conforme a PNRS (BRASIL, 2010), a disposição final ambientalmente adequada de rejeitos deve ser realizada em aterros sanitários, podendo ser adotadas outras soluções quando comprovada sua viabilidade técnica-econômica, minimize impactos ambientais e não haja danos ou riscos à segurança e saúde pública.

O aterro sanitário compreende uma forma de disposição final de RSU, sendo pautada em critérios de engenharia e normas operacionais visando confinamento seguro de resíduos (ABNT, 1992). Durante sua operação há geração de um subproduto líquido denominado lixiviado, efluente de alto potencial poluidor devido a elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados e nitrogênio amoniacal, além de outros constituintes tóxicos (ALBUQUERQUE, 2012; BAETTKER, 2019; GALVÃO et al., 2020; LEITE et al., 2016; TURETTA, 2011).

Devido ao caráter heterogêneo do lixiviado, o tratamento desse efluente configura-se como um desafio, principalmente em aterros de pequeno e médio porte (BARTTKER, 2019). Assim, o tratamento de lixiviado conjuntamente com o esgoto sanitário, em estações de tratamento de esgoto (ETE), configura-se como opção vantajosa, pois reduz custo de tratamento, gera efluente de boa qualidade e evita necessidade de investimento em novas instalações (BARTTKER, 2019; FERRAZ, 2014; GALVÃO et al., 2020).

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico tem sido realizado em vários países a fim de reduzir custos de implementação de unidades para realização do tratamento em aterros sanitários e redução de custos operacionais (ALBUQUERQUE et al., 2018). No Brasil, aterros no estado de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro já realizam

esse tratamento combinado (ALBUQUERQUE et al., 2018; BOCCHIGLIERI, 2010; FACCHIN et al., 2000).

Contudo, altos teores de amônia advindos do lixiviado podem comprometer o sistema de tratamento biológico devido seu potencial efeito tóxico aos microrganismos (BAETTKER, 2019; BRENNAN et al., 2017; FERRAZ, 2014; GABARRÓ et al., 2012; MIORIM, 2018; TURETTA, 2011). Alguns autores, visando superar essa questão, apontam sobre a necessidade da realização de um pré-tratamento do lixiviado de forma reduzir concentrações de nitrogênio amoniacal (ALBUQUERQUE et al., 2018.; BAETTKER et al., 2017; FERRAZ, 2014; GALVÃO et al., 2020;). Segundo Albuquerque et al. (2018), os pré-tratamentos indicados para remoção de amônia incluem precipitação, coagulação-floculação, adsorção, oxidação química e *air stripping*.

Assim, dentre as técnicas para remoção de amônia em efluentes líquidos destaca-se a precipitação química de cristais de estruvita - fosfato de amônio e magnésio hexahidratado ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), produto cristalino, de baixa solubilidade, e de potencial uso como fertilizante (CHAN et. al, 2016; JIANG et al., 2016; JEONG; HAWNG, 2005; WANG et. al, 2013). Nesse sentido, evidencia-se viés estratégico de adoção da técnica, uma vez que reduz concentrações de nutrientes na matriz líquida possibilitando tratamento biológico conjugado entre esgoto doméstico e lixiviado, além de proporcionar geração de um fertilizante ideal de liberação lenta, minimizando riscos de escoamento para corpos de água, acarretando possíveis problemas de eutrofização, como pode ocorrer com o uso de outros fertilizantes (KATAKI et al., 2016).

## 1.1 JUSTIFICATIVA

Ainda que existam estudos sobre proporções entre lixiviado e esgoto doméstico de forma a viabilizar o cotratamento, não são evidenciados trabalhos onde são avaliadas formas de recuperar especificamente amônia após a mistura entre os efluentes anteriormente ao seu tratamento biológico. Nesse sentido, pesquisas direcionadas para diminuição de nitrogênio amoniacal do efluente misto, em detrimento puramente da remoção em lixiviado, configuram-se como estratégicas por:

- Viabilizar maior facilidade operacional dentro das ETEs, uma vez que não será necessária uma etapa anterior para remoção de amônia no lixiviado (BAETTKER, 2019; BAETTKER et al., 2017; REQUE, 2015; SILVA, 2014; TURETTA, 2011);

- Proporcionar possível economia financeira e operacional para aterros sanitários, que darão destinação final para lixiviado sem tratamento ou pré-tratamento (BAETTKER et al., 2017; DIAS, 2017; MIORIM, 2018; NASCENTES, 2013; REQUE, 2015; SILVA, 2014; TURETTA, 2011);
- Incorporar lançamentos planejados, ou não, dentro das estações de tratamento de esgoto (BAETTKER, 2019);
- Recuperar amônia presente no efluente misto através da precipitação de um cristal com potencial uso como fertilizante (CHAN et. al, 2016; JIANG et al., 2016; JEONG; HAWNG, 2005; WANG et. al, 2013);
- Viabilizar tratamento de lixiviado conjuntamente com esgoto doméstico de forma contínua e sem prejuízos, em termos de toxicidade da amônia, ao tratamento biológico de efluentes (MIORIM, 2018; SILVA, 2014).

## 1.2 OBJETIVO

O presente estudo possui como objetivo avaliar a aplicação da técnica de precipitação química de estruvita em efluente misto, constituído pela mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. Como objetivos específicos, citam-se:

- Obter condição otimizada para precipitação de estruvita, para efluente misto, em termos das intervenientes no processo (pH, P:N e Mg:N);
- Avaliar eficiência de remoção de nutrientes através da precipitação de cristais de estruvita utilizando reagente alternativo de baixo custo;
- Avaliar eficiência de remoção de nutrientes através da precipitação de cristais de estruvita em sistema operacional de fluxo contínuo.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A fundamentação teórica adotada para realização do estudo contempla os temas de saneamento básico no Brasil, caracterização esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário, tratamento combinado entre esses efluentes, técnicas para remoção de nitrogênio em efluentes e precipitação química de estruvita.

### 2.1 SANEAMENTO BÁSICO

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), no Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020 (ABRELPE, 2020), entre 2010 e 2019 a geração de RSU no Brasil aumentou de 67 milhões para 79 milhões de toneladas por ano, assim como a geração de resíduos per *capita*, que passou de 348 kg.ano<sup>-1</sup> para 379 kg.ano<sup>-1</sup>.

De forma similar, a coleta de resíduos também aumentou no período avaliado, passando de 59 milhões de toneladas para 72,7 milhões de toneladas, o que corresponde a um aumento na cobertura de coleta de 88% para 92% (ABRELPE, 2020). Em conformidade, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) no 18º Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (SNIS, 2020b), com base no ano de referência de 2019, aponta taxa de cobertura de resíduos sólidos domiciliares em relação à população total de 92,1%.

Em relação a coleta seletiva, verifica-se que ainda não é uma realidade em grande parte dos municípios brasileiros. Segundo dados do SNIS (2020b), dos municípios avaliados 2274 (61,3%) declararam não dispor desse serviço. Contudo, a ABRELPE (2020) aponta que 4070 municípios apresentam alguma iniciativa de coleta seletiva, ressaltando que em muitos locais essa atividade não abrange a totalidade de sua área urbana. Além disso, esse dado não representa a efetividade de tais iniciativas.

Em relação a disposição final dos RSU, segundo a ABRELPE (2020), 43 milhões de t.ano<sup>-1</sup> de resíduos são dispostos em aterro sanitário, ao passo que 29 milhões de t.ano<sup>-1</sup> são encaminhadas para unidades inadequadas, como lixões e aterros controlados. O SNIS (2020b) aponta que mais de 43 milhões t de RSU foram dispostos em aterros sanitários e mais de 13,8 milhões de t em aterro controlados ou lixões.

Dessa forma, percebe-se que no Brasil há aumento na geração de resíduos, iniciativas de coleta seletiva incipientes, falta de segregação de resíduos na fonte, considerável massa de resíduos dispostas em sistemas irregulares, além de sobrecarga de sistemas de destinação final

ambientalmente adequados, sendo reflexo da carência de recursos para custear operações no setor (ABRELPE, 2020).

Em relação ao sistema de esgotamento sanitário, segundo SNIS (2020a), em 2019 no Brasil 110.330.342 habitantes foram atendidos com esgotamento sanitário, sendo coletados um volume de esgoto de  $5.826.685 \times 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ . Entretanto, apenas  $4.516.144 \times 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$  de esgoto foram tratados no país, ou seja, aproximadamente 22,5% do esgoto coletado não possuía tratamento. Contudo, em relação ao ano de 2018, verifica-se que ocorreu acréscimo de 5% na população atendida com esgotamento sanitário, aumento de 2,6% no volume de esgoto tratado e redução de 0,3% no volume coletado.

O aumento no número de estações de tratamento de esgoto, e consequente incremento no volume tratado, pode estar relacionado com a demanda da sociedade por água potável e acesso ao saneamento, diante do crescimento populacional. Ao mesmo tempo, cursos d'água encontram-se em processo de degradação, sendo necessárias técnicas efetivas para tratamento de efluentes (BATISTA; SOUZA, 2020; URBAN; ISAAC; MORITA, 2020).

Em julho de 2020, foi instituído o novo marco do saneamento básico no Brasil, Lei nº 14.026 (BRASIL, 2020), tendo como principal objetivo universalizar e qualificar a prestação de serviço no setor. No processo de implementação dessa Lei existiam dois grupos, os que eram a favor a proposta e os que eram contra. No primeiro grupo, existia afirmação que através do marco haveria investimento no setor e concretizaria a universalização dos serviços prestados. Já o segundo grupo apontava o aumento na precificação do serviço e respectiva desigualdade quanto ao seu acesso, desfavorecimento de comunidades vulneráveis e afastadas de centros urbanos, desestruturação de companhias estatais e novo paradigma de remunicipalização destes serviços ao redor do mundo, principalmente em países desenvolvidos (FERREIRA, GOMES, DANTAS, 2021). Entretanto, para mais dessas questões, a Lei nº 14.026 (BRASIL, 2020) possui como meta a universalização do serviço até 2033, garantindo acesso à água para 99% da população, 90% ao tratamento e coleta de esgoto, e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos implantada até agosto de 2024.

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO LIXIVADO DE ATERRO SANITÁRIO

Através de processos físicos, químicos e biológicos, devido à ação de bactérias aeróbias e anaeróbias sobre componentes biodegradáveis, ocorre a decomposição de RSU em aterros sanitários. Inicialmente, há atuação de organismos aeróbios, e após findado oxigênio no interior das células do aterro, inicia-se ação anaeróbia. Assim, o aterro sanitário pode ser associado a

um reator, onde microrganismos atuam transformando a massa existente em gases ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ), lixiviado e substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias à digestão anaeróbia (MIORIM, 2018).

A fração líquida de aterros sanitários é resultante da umidade dos resíduos, água de chuva que infiltra nas células do aterro e chorume, líquido gerado durante processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos nos aterros sanitários. A esse conjunto de líquidos dá-se o nome de lixiviado (CAMPO;PIVELI, 2016; EL-GOHARY; KAMEL, 2016; JAYAWARDHANA et al., 2016). Segundo Aryal et al. (2016), esse efluente líquido escuro e fétido possui elevada instabilidade termodinâmica, devido a compostos não estabilizados derivados da composição parcial da matéria orgânica.

A geração de lixiviado é resultado de alguns fatores: climáticos, como precipitação pluviométrica e temperatura; hidrogeológicos, como escoamento superficial, infiltração e topografia; características da camada de cobertura, como umidade e vegetação; características inerentes aos resíduos, como composição gravimétrica, compactação, peso específico, granulometria e permeabilidade (GOMES, 2009; YAO, 2017; GOTVAJN; PAVKO, 2015). Portanto, a composição desse efluente é heterogênea, uma vez que as características físicas, químicas e microbiológicas são influenciadas pelos resíduos aterrados, operação do aterro e clima regional, possuindo concentrações elevadas de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante, compostos nitrogenados, metais pesados, sais inorgânicos e microrganismos (ÇEÇEN; ÇAKIROGLU, 2001; RENOUE et al., 2008; FELICI et al., 2013).

Nesse sentido, segundo Renou et al. (2008), lixiviados de aterros sanitários são comumente caracterizados a partir dos seguintes parâmetros: DQO, DBO, relação DBO/DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, pH, sólidos suspensos e metais pesados. Além disso, os poluentes presentes nesse efluente podem ser classificados em quatro grupos (GOMES et al., 2009): (i) material orgânico dissolvido - ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos, como ácidos húmicos e fúlvicos; (ii) macrocomponentes inorgânicos - Ca, Mg, Na, K,  $\text{NH}_4$ , Fe, Mn, Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{HCO}_3$ ; (iii) metais pesados - Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn; (iv) compostos orgânicos xenobióticos, presentes em baixas concentrações, originárias de resíduos domésticos e químicos - hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, etc. Na Tabela 1, apresenta-se caracterização da composição do lixiviado a partir dos principais aterros sanitários brasileiros.

**Tabela 1** – Caracterização lixiviado em aterros sanitários brasileiros

Variável	Faixa Máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	750-11400	750-7100	69
Dureza (mg.L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	95-3100	95-2100	81
Condutividade elétrica (μS.cm <sup>-1</sup> )	2950-2500	2950-17660	77
DBO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	<20-30000	<20-8600	75
DQO (mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	190-80000	190-22300	83
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	10-480	10-170	63
Fenóis (mg.L <sup>-1</sup> C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,9-9,9	0,9-4,0	58
NTK (mg.L <sup>-1</sup> N)	80-3100	Não há	-
N- amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> N)	0,4-3000	0,4-1800	72
N-orgânico (mg.L <sup>-1</sup> N)	5-1200	400-1200	80
N-nitrito (mg.L <sup>-1</sup> N)	0-50	0-15	69
N-nitrato (mg.L <sup>-1</sup> N)	0-11	0-3,5	69
P-total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,1-40	0,1-15	63
Sulfeto (mg.L <sup>-1</sup> )	0-35	0-10	78
Sulfato (mg.L <sup>-1</sup> )	0-5400	0-1800	77
Cloreto (mg.L <sup>-1</sup> )	500-5200	500-3000	72
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	3200-21900	3200-14400	79
Sólidos totais fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	630-20000	630-5000	60
Sólidos totais voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	2100-14500	2100-8300	60
Sólidos suspensos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	5 - 2800	5-700	74
Sólidos suspensos voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	5-530	5-200	62
Ferro (mg.L <sup>-1</sup> )	0,01-260	0,01-65	67
Manganês (mg.L <sup>-1</sup> )	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre (mg.L <sup>-1</sup> )	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel (mg.L <sup>-1</sup> )	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo (mg.L <sup>-1</sup> )	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Chumbo (mg.L <sup>-1</sup> )	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Cádmio (mg.L <sup>-1</sup> )	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Zinco (mg.L <sup>-1</sup> )	0,01-8,0	0,01-1,5	70

\* Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli (2007) adaptado por Gomes et al. (2009).

### 2.3 CARACTERIZAÇÃO ESGOTO SANITÁRIO

Esgoto sanitário corresponde ao efluente proveniente de residências, edifícios comerciais, instituições, escolas, escritórios, hospitais e instalações industriais, que contenham banheiro, lavanderia, cozinha ou outros, em que há utilização de água para fins domésticos.

Assim, essencialmente, esgoto pode ser entendido como a água de abastecimento de determinada comunidade após sua utilização em diversificadas aplicações (JORDÃO; PESSÔA, 2011; METCAF; EDDY, 2003). Jordão e Pessôa (2011) relatam ainda que os esgotos sanitários são compostos pelos despejos domésticos, parcela pluvial e de infiltração, e, casualmente, parcela de despejos industriais. Nesse sentido, segundo definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986), esgoto sanitário é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”.

A geração de esgoto está relacionada com fatores que variam de acordo com a localidade e padrões de consumo (SILVA, 2014), estando relacionada com atividades antrópicas, possuindo intrínseca relação quali-quantitativa em função de sua origem, vazão coletada e sistema de coleta (BATISTA, 2015). Assim, esgotos sanitários apresentam na sua constituição valores superiores a 99% de água, sendo o restante correspondente a sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, e microrganismos (BATISTA, 2015; MIORIM, 2018).

Fisicamente, o esgoto é caracterizado por ter temperatura ligeiramente superior à água de abastecimento, possuir cor escura, turbidez e odor desagradável (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Quimicamente, segundo Silva (2014), os esgotos são formados por substâncias orgânicas e inorgânicas, suspensas, dissolvidas ou sedimentáveis.

Dentre as substâncias orgânicas evidenciadas nesse efluente as principais são carboidratos, lignina, gorduras, sabões, detergentes, proteínas e compostos originários de sua decomposição, além de outras substâncias sintéticas, como medicamentos (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2011). Ademais, esgotos sanitários podem apresentar metais tóxicos em sua constituição e dependendo das concentrações de biodisponibilidade, influenciada pela presença de material particulado, colóides e ligantes orgânicos e inorgânicos, podem ser prejudiciais ao microrganismos (BAETTKER, 2019). Na Tabela 2, encontra-se concentração de alguns constituintes físico-químicos do esgoto.

**Tabela 2** – Características físico-químicas evidenciadas em esgoto sanitário (continua)

Variáveis	Faixa	Típico
DBO <sub>5,20</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	250 – 400	300
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	450 – 800	600
COT (mg.L <sup>-1</sup> )	80 – 290	160
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	20 – 85	40
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	20 – 35	25

**Tabela 2** – Características físico-químicas evidenciadas em esgoto sanitário (conclusão)

Variáveis	Faixa	Típico
Nitrogênio orgânico (mg.L <sup>-1</sup> )	8 – 35	15
Fósforo Orgânico (mg.L <sup>-1</sup> )	1 – 6	2
Fósforo Inorgânico (mg.L <sup>-1</sup> )	3 – 10	5
Cloreto (mg.L <sup>-1</sup> )	30 – 100	50
Sulfato (mg.L <sup>-1</sup> )	20 – 50	30
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	50 – 150	100
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	350 – 1350	1100
Sólidos dissolvidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	250 – 900	700
Sólidos suspensos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	100 – 450	350
Sólidos sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )	5 – 20	15

Fonte: Metcalf e Eddy (2003), von Sperling (2005).

#### 2.4 TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVADO DE ATERRO E ESGOTO SANITÁRIO

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário compreende ao seu lançamento controlado a montante de estações de tratamento de esgotos, objetivando um efluente final tratado que atenda exigências legais. Essa proposta de tratamento advém da percepção de países desenvolvidos em atender metas restritivas para lançamento de efluentes tratados em corpos receptores, e de países em desenvolvimento, que possuem dificuldades operacionais e financeiras para estabelecer estações de tratamento complexas (DIAS, 2017). Assim, o tratamento combinado surge como alternativa estratégica, uma vez que possibilita facilidade e redução de custos operacionais, quando se comparada a outras tecnologias de tratamento (BAETTKER et al., 2017; REQUE, 2015; SILVA, 2014; TURETTA, 2011). Além disso, há elevado potencial energético, em sistemas anaeróbios, devido à maior produção de biogás ocasionada pelo acréscimo de matéria orgânica (MIORIM, 2018; REQUE, 2015).

Contudo, há preocupação em relação aos processos e operações existentes nas ETEs, pois sistemas usuais empregados não são completamente efetivos para tratar lixiviado, sendo necessário controle satisfatório das características do afluente à estação, além de ocorrer compatibilidade com operações e processos unitários visando tratar este efluente misto, composto por lixiviado e esgoto (EL-GOHARY; KAMEL, 2016). Assim, é recomendada a realização de uma avaliação preliminar do projeto da estação a fim de viabilizar tratamento

conjugado (BAETTKER, 2019). Nesse sentido, Miorim (2018) aponta que alguns requisitos devem ser considerados, como a possibilidade de transportar lixiviado até a ETE, capacidade de compatibilidade do processo de tratamento e viabilidade operacional com provável aumento na produção de lodo.

Entretanto, a principal dificuldade no tratamento combinado entre lixiviado e esgoto em ETEs é a adequação ao processo biológico, adotado preferencialmente devido baixo custo e facilidade operacional, e a variabilidade das características do lixiviado (EL-GOHARY; KAMEL, 2016). Contudo, essa aplicação pode ser efetiva, uma vez que essa alternativa objetiva diluição do lixiviado, garantindo seu tratamento (BAETTKER, 2019).

Nesse sentido, ainda há variações a respeito da porcentagem ideal de lixiviado presente no efluente misto de forma a viabilizar tratamento biológico (BAETTKER, 2019). Contudo, estudos foram realizados visando identificar essa proporção ideal, conforme demonstrado no Quadro 1. De maneira geral, percebe-se que as pesquisas adotaram proporções inferiores a 10% de lixiviado (%v.v<sup>-1</sup>), sendo que o nitrogênio foi removido do sistema por volatilização de amônia.

**Quadro 1** – Estudos realizados com tratamento conjugado entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário (continua)

Autor	Ano	Objetivo	Proporção (v/v)	
			Esgoto (%)	Lixiviado (%)
Turetta	2011	Avaliar efluente misto em lodos ativados	97,5; 90,0; 80,0	2,5; 10,0; 20,0
Ferraz	2014	Avaliar remoção de N e MO em sistemas aeróbios com efluente misto	99,8; 98,0; 95,0	0,2; 2,0; 5,0
Leite et al.	2017	Tratabilidade de efluente misto em lagoas de estabilização.	99,0	1,0
Albuquerque et al.	2018	Tratabilidade de efluente misto em lodos ativados	98,0; 95,0	2,0; 5,0
Galvão et al.	2020	Investigação de potenciais limitações de efluente tratados em reatores UASB	99; 98,5; 97,5; 95; 92,5; 90	1,0; 1,5; 2,5; 5,0; 7,5; 10,0

**Quadro 2** – Estudos realizados com tratamento conjugado entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário (conclusão)

Autor	Ano	Objetivo	Proporção (v/v)	
			Esgoto (%)	Lixiviado (%)
Miorim	2018	Avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em UASB.	97,0; 94,0	3,0; 6,0
Baettker	2019	Avaliar tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator UASB	98,0; 95,0; 90,0	2,0; 5,0; 10,0

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Baettker (2019) demonstrou que o lixiviado não interferiu de forma significativa no tratamento do esgoto, com porcentagem de 2% e 5%. Contudo, para 10% de lixiviado, obteve-se remoção média de DQO de 37% devido a adição de possíveis substâncias tóxicas, como a amônia. Ferraz (2014), realizou estudo com lixiviado pré-tratado por *air stripping* para remoção de amônia, onde evidenciou que a proporção 2% de lixiviado é recomendada para tratamento utilizando lodos ativados. Além disso, indicou necessidade de estudos visando avaliar vazão de lixiviado tratado em ETEs em escala real. Albuquerque (2012) também realizou estudo com lixiviado pré-tratado visando remoção de amônia devido efeito inibidor da atividade microbiana, e das proporções de lixiviado empregadas (0,5%, 2% e 5%), a de 2% apresentou melhor custo benefício. Miorim (2018) indicou que nitrogênio amoniacal afetou diretamente o tratamento anaeróbio e sugeriu estudos com proporções superiores as empregas no estudo de 3% e 6% de lixiviado. Turetta (2011) concluiu que proporções inferiores a 2,5% de lixiviado não prejudicam o tratamento aeróbio. Nascentes (2013) aponta que microrganismos foram capazes de adaptar a proporções de até 5% de lixiviado, recomendando proporção de 3%, uma vez que valores superiores podem prejudicar eficiência do tratamento. Baettker et al. (2017) relataram sobre a necessidade de realizar *stripping* de amônia no lixiviado antes do efluente seguir para processos anaeróbios, e verificaram que 2% e 5% de lixiviado bruto, não influenciaram expressivamente comportamento do tratamento aeróbio. Além disso, autores apontam que 1% de lixiviado (%v.v<sup>-1</sup>) seria proporção ideal para viabilizar tratamento conjugado (LEITE et al., 2017; SILVA, 2014).

A literatura aponta para proporções menores de lixiviado no efluente misto e indica potencial tóxico da amônia, uma vez que possui capacidade de comprometer tratamentos biológicos. Dessa forma, estudos relatam como alternativa para diminuição de amônia no sistema, pré-tratar lixiviado visando sua remoção. Contudo, ainda não foram evidenciados quantitativo de estudos que realizaram precipitação química de estruvita em efluente misto para tal finalidade. Paixão Filho (2017), analisou precipitação de estruvita visando remoção de amônia diretamente do lixiviado. Já Altinbaş, Yangin e Ozturk (2002) analisaram essa precipitação como pós tratamento de efluentes mistos. Nesse sentido, verifica-se potencial em estudos voltados para formação de estruvita em efluentes mistos como pré-tratamento de processos biológicos, comumente adotados em ETEs, sendo tal possibilidade de caráter inovador.

## 2.5 TÉCNICA REMOÇÃO DE AMÔNIA EM EFLUENTES

A remoção de nitrogênio amoniacal total em efluente pode ser realizada por processos físico-químicos, como troca iônica, cloração, osmose reversa e *air stripping* (METCALF; EDDY, 2003), além de métodos como precipitação química de estruvita, separação por membrana e oxidação com ozônio (DELDUQUE, 2017). Contudo, segundo Paixão Filho (2017) para redução de nitrogênio amoniacal em lixiviado de aterro sanitário, duas tipologias de tratamento físico-químico têm sido pesquisados com maior destaque, o *air stripping* e a precipitação química. Além disso, a remoção de amônia em lixiviado também pode ser alcançada através de mecanismos de reações biológicas (MOURA, 2008). No Quadro 2, citam-se algumas tecnologias para remoção de amônia em efluentes líquidos.

**Quadro 3** – Tecnologias disponíveis para remoção de amônia em efluentes (continua)

<b>Tecnologias</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<i>Air stripping</i>	Taxa de remoção pode ser controlada;  Não possui sensibilidade às substâncias tóxicas;	Processo sensível a temperatura;  Requer ajuste de pH;  Elevado custo de operação devido a gastos energéticos;

**Quadro 2** – Tecnologias disponíveis para remoção de amônia em efluentes (continua)

<b>Tecnologias</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<i>Air stripping</i>	Possibilidade de atingir padrões de descarte em função do nitrogênio total.	Possibilidade de depósitos de carbonato de cálcio no recheio da torre.
Cloração	Toda amônia pode ser oxidada;  Requer pouco espaço físico;  Não possui sensibilidade às substâncias tóxicas;  Não afetado pela temperatura;  Baixo custo de investimentos.	Possibilidade de produção de elevados valores de residuais de cloro, tóxicos para organismos aquáticos;  Processo sensível ao pH;  Alto custo operacional;  Possibilidade de formação de organoclorados nitrogenados;  Requer operador altamente treinado e capacitado.
Precipitação Química	Elevadas concentrações de recuperação de nitrogênio;  Formação de estruvita, cristal com elevado potencial uso como fertilizante;  Tempo reacional pequeno;  Baixo custo em investimentos iniciais.	Custos com adição de reagentes necessários para ocorrência do processo;  Requer ajuste de pH.
Troca Iônica	Produção de produtos aquosos recuperáveis;	Matéria orgânica pode aderir a resina e diminuir capacidade de troca;

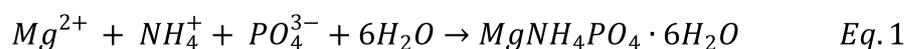
**Quadro 2** – Tecnologias disponíveis para remoção de amônia em efluentes (conclusão)

<b>Tecnologias</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Troca Iônica	<p>Possibilidade de atingir padrões de descarte em função do nitrogênio total;</p> <p>Facilidade no controle da qualidade do produto.</p>	<p>Remoção da amônia pode reduzir na presença de outros cátions;</p> <p>Elevado custo de operação e Investimento;</p> <p>Requer operador altamente treinado.</p>

Fonte: Silva (2009), Moura (2008), Paixão Filho (2017).

## 2.6 PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DE ESTRUVITA

A estruvita ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) é um mineral contendo magnésio, amônio e fosfato, que em concentrações equimolares, manifesta-se como um sólido branco de estrutura cristalina ortorrômbica e de baixa solubilidade em água. Sua precipitação é regida pelo pH, condições de supersaturação, temperatura, presença de núcleos de cristalização, fontes de reagentes químicos e existência de impurezas no meio (CARMONA, 2017; CASTRO, 2014). A formação de estruvita é representada pela Eq. 1 (TANSEL; LUNN; MONJE, 2018):



A precipitação de estruvita ocorre por processo físico e químico, sendo a etapa física governada por duas etapas, nucleação e crescimento. Essas fases são dependentes de diversos fatores como termodinâmica do equilíbrio líquido sólido, cinética da reação, pH do meio, temperatura, presença de outros íons e condições de supersaturação (CARMONA, 2017).

A nucleação ocorre quando os íons se combinam para constituir embriões de cristal (DOYLE; PARSONS, 2002; MORITA; AVILA; AIDAR, 2019). Essa fase se inicia quando ocorre supersaturação da solução, e diante dessas condições, há formação de pequenos cristais embriões devido à combinação de íons entre si (DINIZ, 2010; MORITA; AVILA; AIDAR,

2019). Já a fase de crescimento dos cristais ocorre após a nucleação, sendo caracterizada pela adesão dos íons à superfície dos embriões. Esse processo termina após o consumo da condição de supersaturação e restabelecimento de novo equilíbrio (DINIZ, 2010; DOYLE; PARSONS, 2002). Segundo Doyle e Parsons (2002), o crescimento de cristais pode continuar indefinidamente em sistemas reabastecidos continuamente com nutrientes, como em estações de tratamento de efluentes.

Inicialmente, os estudos sobre estruvita eram voltados em estratégias visando mitigação de sua precipitação, uma vez que a eficiência de sistemas de tratamento de efluentes era reduzida em razão do entupimento de tubulações por cristais de estruvita (KATAKI et al., 2016b). Contudo, atualmente, diversos estudos estão sendo realizados almejando a recuperação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (ABEL-DENEE et al., 2018; AMINI et al., 2017; CRUTCHIK et al., 2018; HERMASSI et al., 2018; HUANG et al., 2016a; HUANG et al., 2016b; WANG et al., 2016; ZIN; TIWARI; KIM, 2020), ou puramente fósforo (AGRAWAL et al., 2018; CRUTCHIK et al., 2017; HUANG et al., 2017; LU et al., 2017; WANG et al., 2020; WARD et al., 2018; WU et al., 2018). Contudo, também são registrados estudos voltados para avaliar a formação da estruvita (AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018) ou o desempenho dos reatores utilizados (AGUADO et al., 2019). Também são encontrados estudos com formação de estruvita durante o processo de compostagem, estratégia para favorecer o incremento nutricional do produto gerado (CHAN et al., 2016; JEONG; HAWNG, 2005; WANG et al., 2013).

Segundo Wang et al. (2013), a precipitação de estruvita ocorre quando as concentrações de  $Mg$ ,  $NH_4^+$  e  $PO_4^-$  excedem o produto de solubilidade, sendo, portanto, em determinadas condições, indispensável a suplementação de sais de magnésio e fosfato, além do amônio presente no sistema. Contudo, a recuperação da estruvita apresenta algumas dificuldades, principalmente devido a características heterogêneas da fonte, além dos requisitos dos insumos químicos adicionais, levando a crescente preocupação com os aspectos técnico-econômicos (KATAKI et al., 2016a). Dessa forma, vêm sendo realizados estudos buscando otimizar a técnica com o uso de fontes alternativas de reagentes para suplementação de sais necessárias ao processo (AGUADO et al., 2019; CRUTCHIK et al., 2017; HUANG et al., 2017; WANG et al., 2016), proporcionando redução de custos e aumento na eficiência do processo.

A solubilidade da estruvita diminui à medida que pH aumenta, resultando na ampliação do potencial de precipitação de determinada solução (WANG et al., 2013). Contudo, se o pH subir a valores acima de 9, a solubilidade da estruvita começa a aumentar, pois a concentração do amônio diminui e a do fosfato aumenta (DOYLE; PARSONS, 2002). Carmona (2017)

ratifica ao dizer que o pH é o fator de controle mais importante na precipitação química de estruvita por interferir na especiação dos componentes da estruvita, uma vez que incremento de  $\text{NH}_3$  pode tornar  $\text{NH}_4^+$  fator limitante na precipitação.

A precipitação a partir de valores elevados de pH não derivam em estruvita pura e que alguns co-produtos são registrados na precipitação se o valor for superior a 9,0. Além disso, a taxa de diminuição de pH reflete na velocidade de crescimento e qualidade dos cristais, podendo ser utilizado como indicador da nucleação (RAHMAN et al., 2014). Verifica-se que a faixa ideal de pH para formação de estruvita, segundo Doyle e Parsons (2002), seria de 7,0 a 9,0, embora haja convergência na literatura para valores acima de 8,5 (AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018; HE et al., 2016; DARWISH et al., 2015; SHEN et al., 2017).

Rahman et al. (2014) evidenciaram ampla variedade de estudos abordando a razão molar (Mg:N:P) visando a formação de estruvita, ocorrendo convergência para razão de 1:1 ou 1:1,2 (Mg:P). Outros estudos também apontam a Mg:P = 1:1,2 como ideal visando maximizar a pureza do cristal (AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018; HUANG et al. 2017; MALHOTRA; GARG; 2020; PURNOMO et al., 2019; WU, Z et al., 2018).

Em relação aos parâmetros operacionais inerentes à precipitação de estruvita, evidencia-se convergência para tempo reacional na faixa de 10 – 30 min (KIRINOVIC et al., 2017; WANG et al., 2020; YEE et al., 2019; YETILMEZSOY ET AL., 2017; ZIN; TIWARI; KIM, 2020), agitação de 100 – 350 rpm (AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018; HERMASSI et al., 2018; HUANG et al., 2016a; HUANG et al., 2017; KIRINOVIC et al., 2017; KUMARI et al., 2020; MORALES et al., 2019; WANG et al., 2020; YEE et al., 2019; YETILMEZSOY ET AL., 2017; ZIN; TIWARI; KIM, 2020), e tempo de sedimentação de 5 – 30 min (ABEL-DENEE et al., 2018; HUANG et al., 2016a; CHEN et al., 2018; MALHOTRA; GARG, 2020; RYU; LEE, 2016; WANG et al., 2020).

Segundo Carmona (2017), apesar da temperatura não influenciar tanto na formação de estruvita, ela pode influenciar na sua solubilidade, aumentando com acréscimo da temperatura. Contudo, temperatura na faixa 25°C – 36°C não há interferências em sua formação (CERRILLO et al., 2014). Além disso, é válido ressaltar que a presença de cálcio no sistema interfere na formação de estruvita, uma vez que tal espécie compete pelo íon ortofosfato (CARMONA, 2017). Além disso, o incremento na concentração de cálcio pode diminuir o tamanho dos cristais e inibir seu crescimento (LE CORRE et al., 2005).

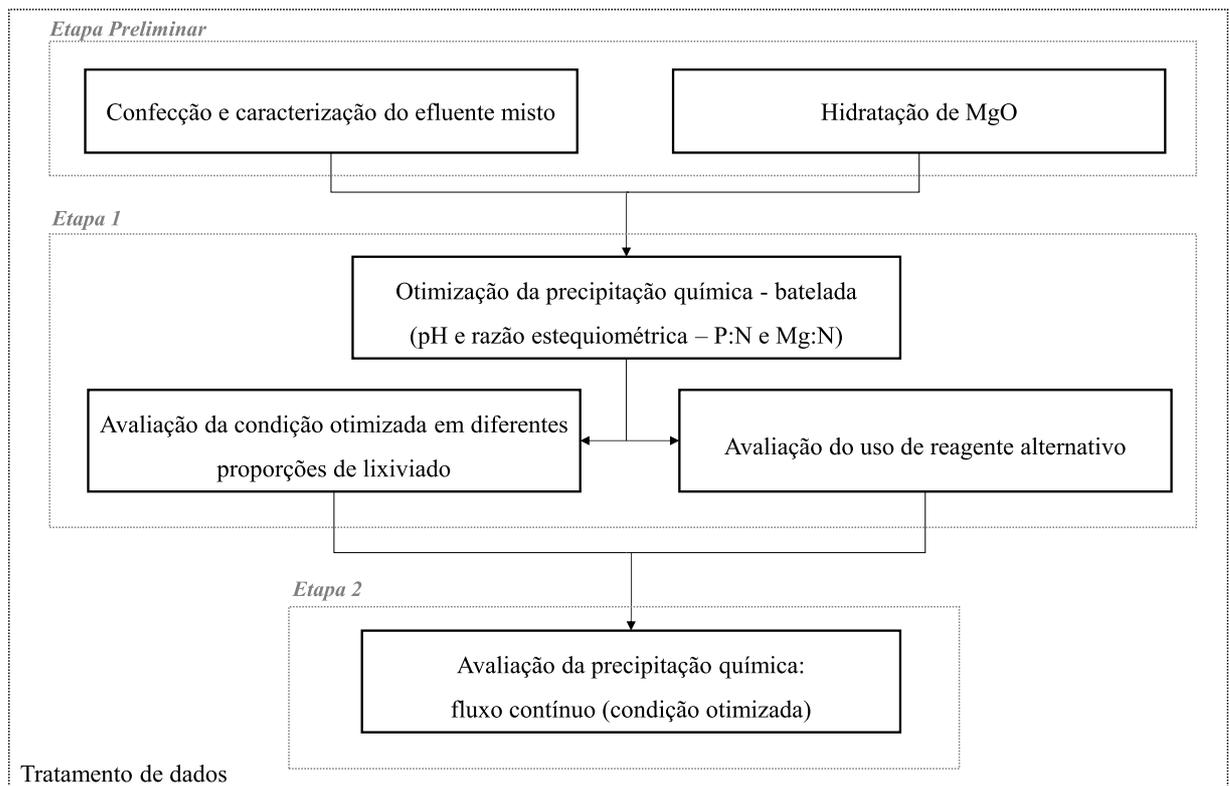
Por fim, salienta-se que a literatura evidencia consideráveis eficiências de remoção de nutrientes, sendo nitrogênio com valores de 74,8% (ZIN; TIWARI; KIM, 2020), 89% (HUANG et al., 2016a) e 93% (HUANG et al., 2016b). A recuperação de fósforo é ainda mais expressiva,

possuindo eficiências com valores de 93,8% (CRUTCHIK et al., 2018), 95% (WANG et al., 2020) e 97,7% (ZIN; TIWARI; KIM, 2020). Nesse sentido, percebe-se viés estratégico na adoção da técnica na recuperação de nutrientes, em especial, visando redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal em efluentes mistos (lixiviado e esgoto sanitário) anterior a etapas de tratamento biológicos de efluentes.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

A apresentação da metodologia do presente trabalho se divide em três vertentes: efluente misto, onde são apresentados efluentes empregados na realização do estudo e estabelecimento das proporções utilizadas em sua composição; etapas experimentais, onde são apresentados detalhes referentes à condução do estudo, como processos de otimização de precipitação química de estruvita e análises que foram realizadas para avaliação do processo; e tratamento de dados, onde são apresentados procedimentos estatísticos que foram realizados com dados registrados. Na Figura 1, apresenta-se esquema ilustrativo evidenciando a interrelação entre procedimentos experimentais do estudo.

**Figura 1** – Esquema ilustrativo da interrelação entre procedimentos experimentais do estudo



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

#### 3.1 EFLUENTE MISTO

O lixiviado empregado no estudo foi obtido no aterro sanitário em operação de um município situado na Zona da Mata do estado de Minas Gerais, Brasil, possuindo população residente de 516.247 habitantes (IBGE, 2011). Esse sistema de disposição final de resíduos foi

inaugurado em 2012, possuindo capacidade de recebimento de mais de 500 toneladas de resíduos por dia, durante 25 anos (DEMLURB, 2020). Além desse município, o referido aterro atende outros dezoito municípios da região (ABES, 2014).

O esgoto sanitário utilizado nos experimentos foi obtido junto a um sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados com aeração prolongada, localizado em um município situado na Zona da Mata do estado de Minas Gerais, Brasil, possuindo população residente de 516.247 habitantes (IBGE, 2011). Essa ETE possui vazão nominal de  $70 \text{ L.s}^{-1}$ , vazão tratada de  $65,0 \text{ L.s}^{-1}$  (ARSEA, 2014) e seu sistema é composto por: tratamento preliminar – gradeamento; tanque de equalização; lodos ativados com aeração prolongada – tanque de aeração e decantador secundário; tratamento de lodo – digestão e centrifugação. Iniciando sua operação em 2005, trata 25% do esgoto produzido pela zona norte desse município (CESAMA, 2021).

A coleta de amostras foi realizada entre novembro de 2021 e junho de 2022, totalizando cerca de 140L e 8L, respectivamente. As amostras foram mantidas em galões de propileno e mantidas sob refrigeração a aproximadamente  $4^{\circ}\text{C}$ , entretanto, eram previamente deixadas a temperatura ambiente antes de serem utilizadas em ensaios posteriores. Para composição do efluente misto utilizado no estudo, foi confeccionada uma mistura entre lixiviado e esgoto sanitário em três proporções volumétricas, a saber: 1%, 5% e 10% (ALBUQUERQUE, 2018; BAETTKER, 2019; FERRAZ, 2014; GALVÃO et al. 2018; LEITE et al., 2016). Essa porcentagem refere-se ao volume de lixiviado presente na mistura.

### 3.2 ETAPAS EXPERIMENTAIS

O estudo foi dividido em três etapas sequenciais:

- Etapa Preliminar – caracterização de efluentes e hidratação de  $\text{MgO}$ ;
- Etapa 1 – ensaios em batelada de precipitação química de estruvita: otimização do processo em termos de pH e razão estequiométrica (P:N e Mg:N); avaliação da condição otimizada em diferentes proporções de lixiviado ( $\%v.v^{-1}$ ) no efluente misto; avaliação do emprego do reagente alternativo *versus* reagente sintético.
- Etapa 2 – ensaios preliminares de precipitação química de estruvita em efluente misto sob condições de operação contínua;
-

### 3.2.1 Etapa Preliminar

Inicialmente foi realizada caracterização do esgoto doméstico, lixiviado de aterro sanitário e efluente misto em termos de alcalinidade, nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), fósforo total (P<sub>tot</sub>), pH, condutividade elétrica (CE), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e demanda química de oxigênio (DQO). As análises de alcalinidade, N-NH<sub>3</sub>, N-NTK, P<sub>tot</sub>, SST, SSV e DQO foram executadas conforme *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O pH foi determinado através do Medidor de pH mPA210 *MS Tecnopo* e a CE obtida por meio do condutivímetro *GEHAKA CG 1800*. As amostras enviadas para análise foram previamente filtradas em membrana de 1,6 µm e realizadas em triplicata.

Para realização dos ensaios de estruvita, utilizou-se como reagente alternativo, de baixo custo e fonte de Mg, necessário para precipitação do cristal, um composto industrial comercialmente denominado de *Q-Mag 200*, co-produto gerado pela *Magnesita S.A.*, e que possui elevado teor de óxido de magnésio (MgO > 98% em massa). Segundo o fornecedor, o produto foi calcinado a temperatura inferior a 1000°C, possui cerca de 35% de partículas, como resíduo máximo em peneira de 200 *mesh* e área superficial BET igual a 21,91 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>. Na Tabela 3, encontra-se caracterização do composto de MgO industrial (informações obtidas a partir do fornecedor).

**Tabela 3** – Caracterização do MgO industrial brasileiro.

<b>Parâmetro</b>	<b>Composição (%)</b>
MgO	98,3
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,4
SiO <sub>2</sub>	0,3
MnO	0,1
CaO	0,8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,1
Mg Crua	58
Perda ao fogo	Máx. 2,00
Umidade	Máx. 0,05

Fonte: Magnesita S.A. (2014)

Esse resíduo de MgO foi submetido a reação de hidratação visando sua conversão a Mg(OH)<sub>2</sub>. Essa conversão é imprescindível, uma vez que hidróxido de magnésio é uma base

fraca e sua dissolução não é exotérmica, atingindo pH máximo de 10, de forma que suspensões de  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  obtidas a partir da hidratação de óxido de magnésio apresentam potencial fomento no crescimento de cristais (CHIMENOS *et al.*, 2003). Assim, a reação de hidratação ocorreu a partir de uma suspensão com  $40\% \text{ m.v}^{-1}$  de sólidos do resíduo de  $\text{MgO}$  em 500 mL de água deionizada, agente hidratante, a  $80 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$  por 4h, sob agitação contínua de aproximadamente 200 rpm. Além disso, a partir dessa suspensão, determinou-se a porcentagem de conversão de  $\text{MgO}$  em  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  (BIRCHAL; ROCHA. CIMINELLI, 2000; CASTRO; ARAÚJO; LANGE, 2015).

### 3.2.2 Etapa 1

Os ensaios em batelada de precipitação química de estruvita ocorreram utilizando *jar-test* da marca *Policontrol*®, sob tempo reacional de 10 min (CASTRO, 2014; CAO *et al.*, 2019; KIRINOVIC *et al.*, 2017; MUHMOOD *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2020), agitação de 120 - 150 rpm (ABEL-DENEE; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2018; CAO *et al.*, 2019; HE *et al.*, 2016; LEE; KUMAR; JEON, 2016; KUMARI *et al.*, 2020; MORALES *et al.*, 2019; MUHMOOD *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2016; YETILMEZSOY *et al.*, 2017), e sedimentação de 30 min (ABEL-DENEE; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2018; ADDAGGA, 2020; CHEN *et al.*, 2018; MALHOTRA; GARG, 2020; HU *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2016a; YEE *et al.*, 2019; YETILMEZSOY *et al.*, 2017). A suplementação de sais necessárias para formação de estruvita foi realizada, a partir da concentração inicial de nitrogênio amoniacal do efluente misto, através da adição de reagente sintético  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  (Anidrol) como fonte de P, e resíduo de óxido de magnésio ( $\text{MgO}$ ) hidratado como reagente alternativo, fonte de Mg e alcalinidade. O ajuste fino do pH foi realizado com solução concentrada de  $\text{NaOH}$  e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado.

Para realização dos experimentos de otimização foi realizado planejamento fatorial completo, representado por  $2^k$ , sendo  $k$  número de variáveis do processo e 2 número de níveis, máximo (+1) e mínimo (-1). Além disso, foi considerado um ponto central (0) e técnica de blocagem visando eliminar variabilidades conhecidas e interferências operacionais, adotando 6 blocos (CASTRO; ARAUJO; LANGE, 2013). A matriz de planejamento foi obtida utilizando software *Minitab*® 19 *Statistical* (MINITAB, 2019) e os experimentos foram realizados em triplicata. A Tabela 4 apresenta o planejamento fatorial com as condições analisadas. Os valores de mínimo e máximo avaliados foram pautados na faixa ótima reportada pela literatura (ABEL-DENEE; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2018; AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018; AMINI *et al.*, 2017; DARWISH *et al.*, 2015; HE *et al.*, 2016; HUANG *et al.*, 2017; JIA *et al.*, 2017; KIM

et al., 2016; KIM et al., 2017; KUMARI et al., 2020; MALHOTRA; GARG, 2020; SHEN et al., 2017; WANG et al., 2017; WARD et al., 2018; WU et al., 2018; YEE et al., 2019; YETILMEZSOY et al., 2017). Além disso, durante o processo de otimização utilizou-se efluente misto na proporção de 5% (%v.v<sup>-1</sup>) de lixiviado, uma vez que corresponde ao valor intermediário adotado do estudo.

**Tabela 4** – Planejamento fatorial – níveis e fatores avaliados

<b>Fator / Níveis</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
pH	8,5	8,75	9
Mg:N	1	1,25	1,5
P:N	1	1,25	1,5

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

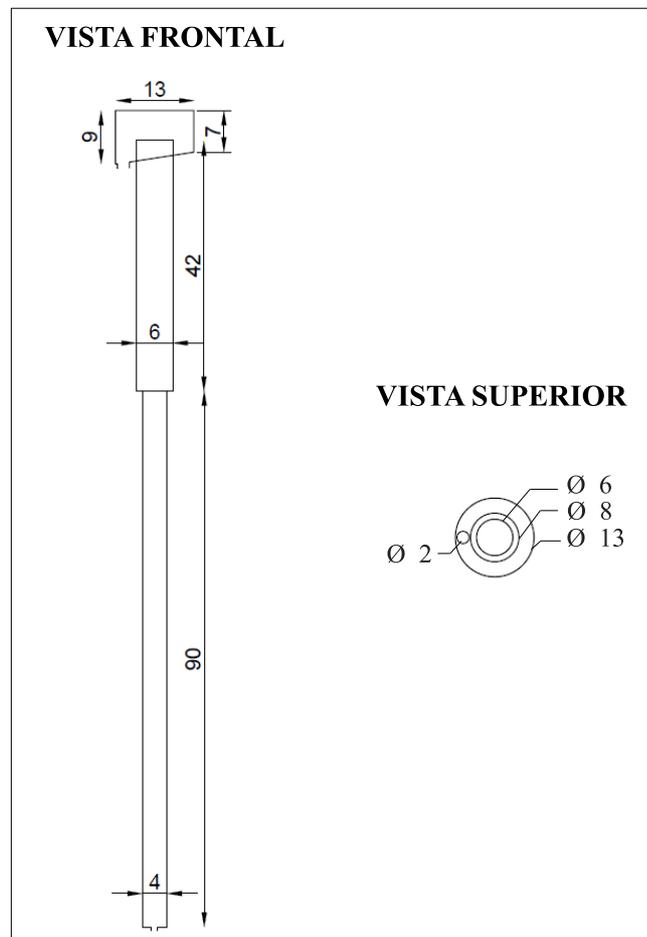
A partir da condição otimizada, foi realizado ensaios de precipitação química em efluente misto nas proporções volumétricas de 1% e 10% (%v.v<sup>-1</sup>), a fim de avaliar as condições otimizadas da técnica e comportamento em diferentes condições de concentração de lixiviado, visando possibilitar maior flexibilidade operacional em estações de tratamento de esgoto. Além disso, buscando compreender o desempenho da suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> – reagente alternativo e de baixo custo obtido a partir da hidratação do resíduo industrial de MgO – foi confeccionado ensaio comparativo utilizando reagente sintético (MgCl<sub>2</sub>) como fonte suplementar de magnésio. Nesse caso, também foi adotado 5% de lixiviado no efluente misto.

A fim de determinar a efetividade da precipitação química de estruvita, amostras foram coletadas durante todo processo, sendo posteriormente realizadas análises de N-NH<sub>3</sub>, P<sub>tot</sub>, DQO, pH e CE, segundo metodologias já mencionadas anteriormente. A seleção das condições otimizadas nos ensaios foi estipulada a partir da eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub>, pautando no melhor custo-benefício através da análise de menor consumo de reagente *versus* maior eficiência reportada.

### 3.2.3 Etapa 2

Os ensaios de precipitação química de estruvita, operando em fluxo contínuo, ocorreram em triplicata e foram conduzidas em um reator de leito fluidizado de fluxo ascendente, feito em acrílico e possuindo volume de trabalho de aproximadamente 9,3L. Suas dimensões encontram-se na Figura 2.

**Figura 2** – Dimensão (cm) reator de leito fluidizado de fluxo ascendente



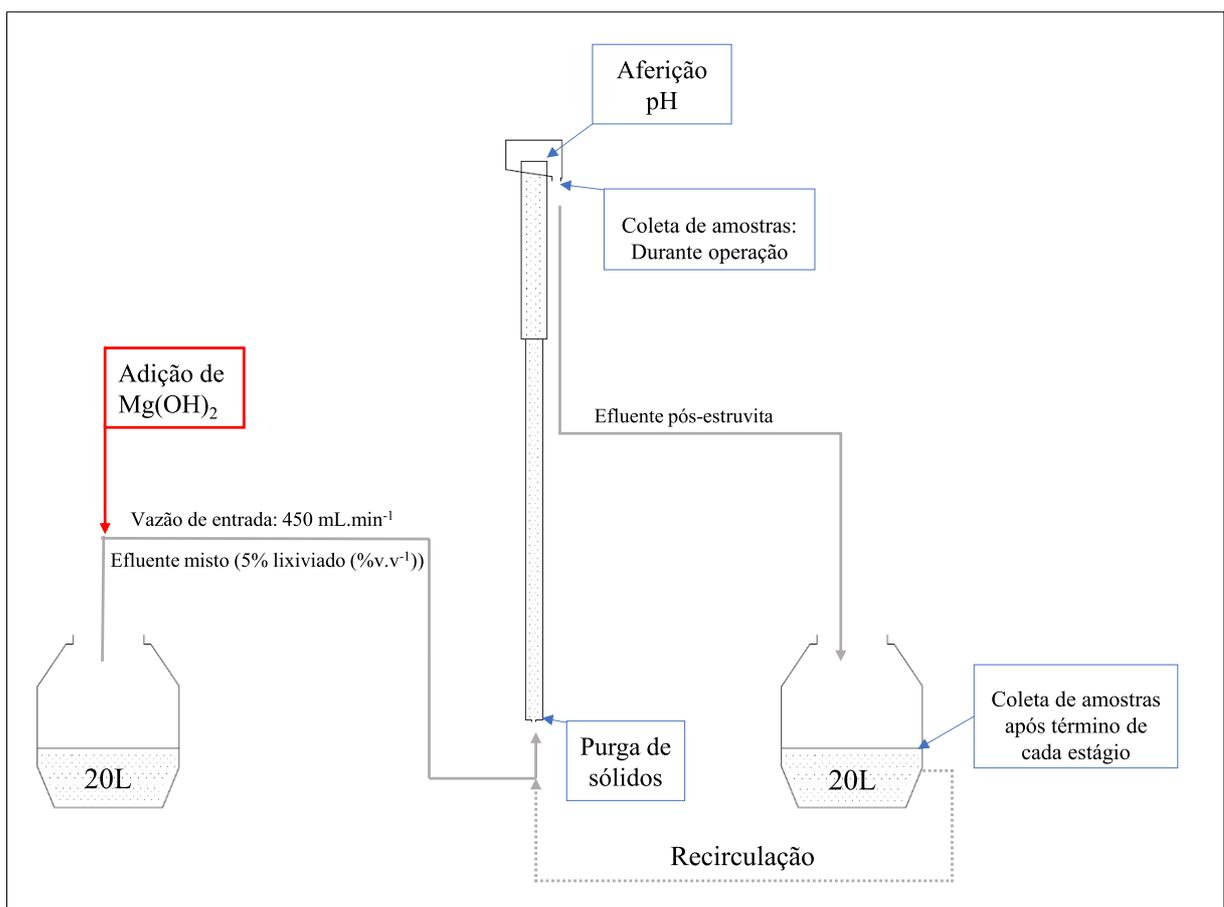
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Esse reator foi conectado, em sua base, a uma bomba peristáltica (LDP-201-3, *MS Tecnopon*<sup>®</sup>) para controle de vazão de entrada e bombeamento do efluente misto para coluna de reação. Duas bombonas de 60L foram acopladas ao sistema, uma para o efluente de entrada e a outra para efluente de saída. Além disso, na parte superior do reator foi instalado um pHmêtro PH221 *Lutron*<sup>®</sup> visando monitorar o pH do sistema.

Nessa etapa, foi preparado 20 L de efluente misto na proporção de 5% (%v.v<sup>-1</sup>) de lixiviado homogeneizados com sais de fósforo. Portanto, ao longo da operação do sistema ocorreu apenas a suplementação de sais de Mg. Ressalta-se que foi utilizado o reagente sintético NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (Anidrol) como fonte de P, e a suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> como reagente alternativo, fonte de Mg e alcalinidade. Além disso, as relações estequiométricas, Mg:N=1,0 e P:N=1,5, foram obtidas a partir da otimização realizada nos ensaios anteriores (*Etapa 1*),

A alimentação do reator foi realizada pela sua base a  $450 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ , o que proporcionou fluidização ótima das partículas presentes no meio reacional e evitou arraste de cristais para fora do reator, uma vez que à medida que os cristais aumentavam de tamanho, superavam a velocidade do fluxo ascendente e depositavam na camada inferior (ADNAN; MAVINIC; KOCH, 2003; BRITTON et al., 2005). Os ensaios ocorreram em dois estágios contínuos. O primeiro, denominado *Estágio I*, ocorreu com a suplementação de sais de Mg. O segundo, chamado de *Reciclo*, correspondeu a recirculação do efluente da *Etapa I* sem suplementação de magnésio. Ressalta-se que a recirculação ocorreu após o término por completo do *Estágio I*, ou seja, após 20L de efluente misto percorrer o reator de leito fluidizado em sua integralidade. Na Figura 3, apresenta-se esquema ilustrativo da configuração do sistema utilizado para precipitação química de estruvita em fluxo contínuo.

**Figura 3** – Diagrama esquemático da configuração do sistema em fluxo contínuo dos ensaios de precipitação química de estruvita



Fonte: Elaborado pelo autor (2022)

A operação do sistema foi estabelecida após preenchimento do reator em sua totalidade com efluente misto 5% (%v.v<sup>-1</sup>) e o tempo foi contabilizado após a primeira suplementação de sais de magnésio. Ao todo foram realizadas quatro injeções de suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> no *Estágio I* ocorrendo a cada dez minutos iniciadas no início da operação, ou seja, nos tempos 0, 10, 20 e 30 minutos. Aliquotas de aproximadamente 50 mL foram retiradas a cada 10 minutos durante a operação do sistema, além de uma amostra intermediária após o final do *Estágio I* e outra após o *Reciclo*, totalizando dez amostragens. As amostras coletadas foram obtidas na saída do reator, no topo da coluna, ao passo que a amostragem intermediária após cada estágio ocorreu nas bombonas de 60L, ou seja, após a equalização do efluente. O pH foi monitorado ao longo do tempo, com aferição a cada 5 minutos a partir do início da operação. Por fim, as amostras foram encaminhadas para análises de N-NH<sub>3</sub>. Além disso, a última amostra coletada após o *Reciclo* também foi analisada em termos de P<sub>tot</sub>.

### 3.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS

Foram realizadas operações, tratamento de dados e confeccionados gráficos utilizando softwares *MS Excel 2016* (MICROSOFT, 2016), *Minitab® 19 Statistical* (MINITAB, 2009) e *STATISTICA 8.0* (STATSOFT, 2007). Os testes estatísticos foram executados com 95% de confiança ( $\alpha=0,05$ ).

A fim de evidenciar possíveis diferenças entre os ensaios de precipitação química e distintas condições investigadas, realizou-se testes comparativos de hipóteses entre: condições de otimização na *Etapa 1*; diferentes proporções de lixiviado; ensaios utilizando reagente sintético e reagente alternativo. Para tal, foram selecionados testes não-paramétricos, uma vez que havia tamanho amostral reduzido e não foi possível inferir sobre a normalidade do conjunto de dados (BIANCONI et al., 2008).

Assim, para as comparações realizadas entre dois conjuntos de grupos independentes, utilizou-se o teste U de Mann-Whitney, um dos testes não-paramétricos mais poderosos para essa finalidade (SIEGEL, 1956). Em relação à comparação entre múltiplos conjuntos de grupos independentes, foi utilizado o teste de *Kruskall Wallis* ANOVA, teste mais empregado para esse tipo de comparação (PONTES, 2000; SILVA, 2022). Além disso, foi executado o teste *post hoc* “*Multiple comparisons of mean ranks for all groups*”, presente no pacote estatístico *STATISTICA 8.0* (STATSOFT, 2007). Isso tornou-se necessário, pois o teste de *Kruskall Wallis* verifica apenas a hipótese de diferenças significativas entre as amostras, não indicando, portanto, quais grupos são diferentes entre si. Dessa forma, adotou-se a realização do teste de

comparações múltiplas como alternativa na busca de um resultado mais fidedigno indicando especificamente onde existiam as diferenças (PONTES, 2000).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussão referente ao procedimento metodológico supracitado.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES E SUSPENSÃO DE $Mg(OH)_2$

Na Tabela 5 são apresentados valores da caracterização dos efluentes empregados no estudo. Ao se comparar valores evidenciados com os de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário com a literatura (Tabela 1), percebe-se que ocorreu proximidade entre os valores. Contudo, é válido ressaltar que esses efluentes variam de acordo com particularidades e regionalidades (YAO, 2017; JORDÃO; PESSÔA, 2011), o que pode justificar as variações da alcalinidade evidenciada entre lixiviado utilizado ( $15486,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ) e a faixa reportada na literatura ( $11400 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ).

**Tabela 5** – Parâmetros caracterizados nos efluentes utilizados no estudo.

Parâmetros	Condição	Esgoto Doméstico	Lixiviado Aterro Sanitário	Efluente misto		
				1%	5%	10%
DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		$214,4 \pm 99,3$	$5582,6 \pm 616,2$	$65 \pm 1,4$	$475,9 \pm 25,6$	$579,4 \pm 58,4$
Fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		$6,1 \pm 0,5$	$31,3 \pm 8,6$	$7,4 \pm 0,1$	$5,6 \pm 0,5$	$8,5 \pm 0,1$
Nitrogênio amoniacal ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		$29,9 \pm 7,4$	$3017,1 \pm 347,4$	$45,1 \pm 1,5$	$142,2 \pm 8,4$	$237,0 \pm 4,5$
Alcalinidade ( $\text{mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ )		$161,9 \pm 14,8$	$15486,7 \pm 1166,2$	-	$663,0 \pm 48,6$	$911,4 \pm 32,2$
SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		$134,5 \pm 9,2$	$117,0 \pm 2,6$	-	$100,3 \pm 2,8$	$136,0 \pm 10,4$
SSV ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		$109,3 \pm 15,1$	$89,0 \pm 2,6$	-	$66,5 \pm 7,2$	$107,3 \pm 11,5$
pH		$7,5 \pm 0,3$	$8,1 \pm 0,0$	$8,2 \pm 0,0$	$8,3 \pm 0,2$	$8,7 \pm 0,0$
CE ( $\text{mS.cm}^{-1}$ )		$0,4 \pm 0,1$	$20,4 \pm 0,0$	$0,7 \pm 0,0$	$2,2 \pm 0,3$	$3,3 \pm 0,0$

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Em estudos anteriores, foi evidenciado para efluente misto na proporção de 1% (%v.v<sup>-1</sup>) de lixiviado DQO na faixa de  $379 - 634 \text{ mg.L}^{-1}$ , pH de  $7,4 - 7,5$  (MANNARINO, 2013; OLIVEIRA et al., 2016),  $N-NH_3$  de  $36 \text{ mg.L}^{-1}$ , SST de  $208 \text{ mg.L}^{-1}$  (MANNARINO, 2013) e  $P_{\text{tot}}$  de  $7,7 \text{ mg.L}^{-1}$  (OLIVEIRA et al., 2016). Na proporção de 5% (%v.v<sup>-1</sup>) evidenciou-se DQO na faixa de  $522 - 722$  (CAMPOS; PIVELI, 2016; NASCENTES et al., 2015), pH de  $7,8$  (NASCENTES et al., 2015), nitrogênio amoniacal de  $82 \pm 5 \text{ mg.L}^{-1}$  e

alcalinidade de  $228 \pm 50 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$  (CAMPOS; PIVELI, 2016). Em relação a 10% de lixiviado na proporção do efluente misto, apresentou-se DQO na faixa de  $456 - 531 \text{ mg.L}^{-1}$  (CAMPOS; PIVELI, 2016; TURETTA, 2011), nitrogênio amoniacal de  $108 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$ , alcalinidade de  $369 \pm 26 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$  (CAMPOS; PIVELI, 2016), SST em aproximadamente  $75 \text{ mg.L}^{-1}$  e SSV em torno de  $40 \text{ mg.L}^{-1}$  (TURETTA, 2011). Dessa forma, foram percebidas algumas variações entre estudos anteriores e dados reportados pela Tabela 5. Contudo, essas diferenças correspondem a variações presentes em diferentes regionalidades (YAO, 2017; JORDÃO; PESSÔA, 2011), inferindo a respeito da importância do conhecimento sobre as particularidades dos efluentes visando atender de forma mais assertiva o objetivo específico.

Além disso, conforme esperado, verificou-se que o aumento da proporção do lixiviado no efluente misto ocasionou no aumento das concentrações dos parâmetros analisados (Tabela 5), com exceção do  $P_{\text{tot}}$  nas proporções de 1% e 5% (%v.v<sup>-1</sup>). Esse último caso pode estar relacionado com a data da coleta dos efluentes e o limite do desvio padrão, ou seja, concentrações de  $P_{\text{tot}}$  de esgoto e lixiviado eram menores quando confeccionou-se o efluente misto 5% (%v.v<sup>-1</sup>). O acréscimo nas concentrações de nitrogênio amoniacal ao se comparar efluente mistos, corrobora o possível impacto dos teores de amônia no sistema de tratamento biológico de efluentes (BAETTKER, 2019; BRENNAN et al., 2017; GABARRÓ et al., 2012; MIORIM, 2018) e ressalta viés estratégico da redução desse nutriente na matriz líquida.

Em relação à suspensão de hidróxido de magnésio, foi evidenciada uma conversão de  $62,95 \pm 3,04 \%$  de MgO a  $\text{Mg(OH)}_2$ , conforme Tabela 6. Também se verificou que a mistura possuía  $16,50 \pm 2,97 \%$  de  $\text{Mg(OH)}_2$ , resultando em, aproximadamente, 0,17 kg de hidróxido de magnésio por kg de suspensão. Em estudo anterior Castro et al. (2015) obteve suspensão com conversão a  $\text{Mg(OH)}_2$  em 56,9%, densidade de  $1,52 \text{ g.mL}^{-1}$  e 61,3% de SST. Em 2019, Castro, Cordeiro e Lange (2019), obtiveram conversão a  $\text{Mg(OH)}_2$  em 54,0%, densidade de  $1,32 \text{ g.mL}^{-1}$  e 44,7% de SST.

**Tabela 6** – Caracterização suspensão de  $\text{Mg(OH)}_2$

<b>Parâmetros</b>	<b>Valor</b>
Densidade ( $\text{g.mL}^{-1}$ )	$1,19 \pm 0,04$
Conversão a $\text{Mg(OH)}_2$ (%)	$62,95 \pm 3,04$
(%) $\text{Mg(OH)}_2$	$16,50 \pm 2,97$
(%) SST	$26,85 \pm 6,01$
pH	$10,51 \pm 0,00$

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

## 4.2 OTIMIZAÇÃO PRECIPITAÇÃO QUÍMICA EM BATELADA

A partir do planejamento fatorial trabalhou-se no processo de otimização com oito condições mais o ponto central, conforme Tabela 7. A finalidade dessa etapa foi determinar as principais interações entre fatores envolvidos na precipitação química de estruvita em efluente misto que demonstrasse melhor desempenho em termos de remoção de nitrogênio amoniacal. Além disso, realizou-se uma nomenclatura das condições analisadas ordenando-as do menor ao maior pH, Mg:N e P:N (Tabela 7).

**Tabela 7** – Condições de otimização aleatorizadas – planejamento fatorial completo

Condição aleatorizada	Parâmetros intervenientes			Nomenclatura Cond <sub>V</sub> (pH;Mg:N;P:N)
	pH	Mg:N	P:N	
1	8,75	1,25	1,25	CondV <sub>(8,75;1,25;1,25)</sub>
2	8,50	1,00	1,50	CondII <sub>(8,5;1,0;1,5)</sub>
3	9,00	1,50	1,50	CondIX <sub>(9,0;1,5;1,5)</sub>
4	8,50	1,50	1,00	CondIII <sub>(8,5;1,5;1,0)</sub>
5	9,00	1,00	1,00	CondVI <sub>(9,0;1,0;1,0)</sub>
6	8,50	1,00	1,00	CondI <sub>(8,5;1,0;1,0)</sub>
7	8,50	1,50	1,50	CondIV <sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>
8	9,00	1,50	1,00	CondVIII <sub>(9,0;1,5;1,0)</sub>
9	9,00	1,00	1,50	CondVII <sub>(9,0;1,0;1,5)</sub>

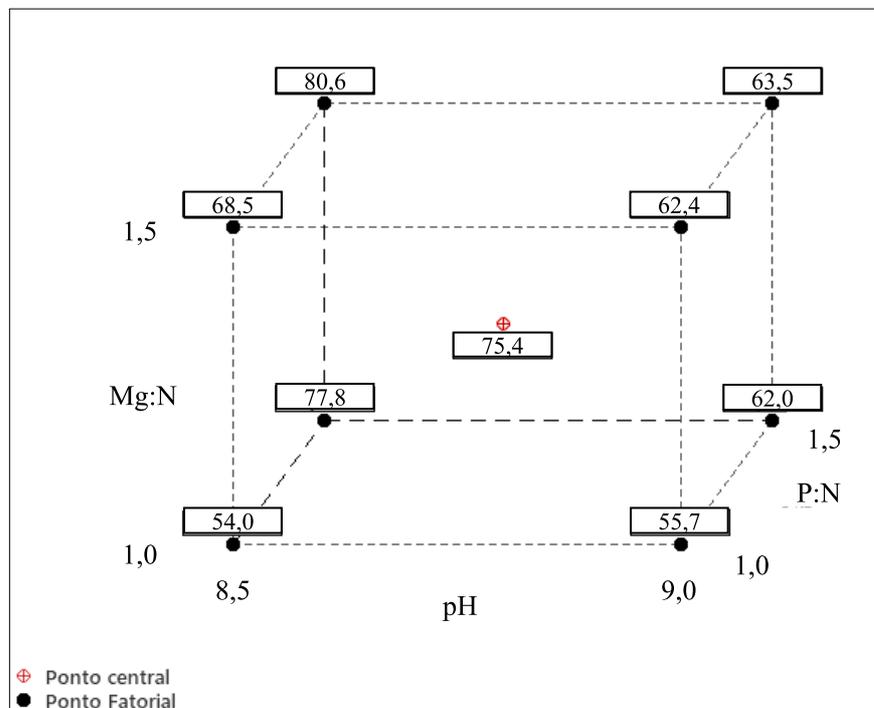
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Apresenta-se na Figura 4 respectiva eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub>. O maior percentual de remoção de nitrogênio, 80,6%, foi atingido com pH de 8,5 e razão molar P:N e Mg:N igual a 1,5 (CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>). Já o menor percentual, de 54,0%, foi obtido com pH de 8,5 e P:N e Mg:N equivalente a 1,0 (CondI<sub>(8,5;1,0;1,0)</sub>). O ponto central, CondV<sub>(8,75;1,25;1,25)</sub>, apresentou eficiência de remoção de 75,4%. Em relação ao efeito do pH na eficiência do processo, ainda pela Figura 4, fica evidenciado que o aumento do pH não resultou na consequente melhora de remoção de N-NH<sub>3</sub>, com exceção de P:N=1,0, ocorrendo aumento na eficiência de 54,0% para 55,7,0%. Contudo, em demais proporções ocorreu o inverso, logo, para o mesmo valor de razão estequiométrica, com o aumento do pH, ocorreu diminuição da eficiência de remoção de nitrogênio.

A formação de estruvita ocorre em ampla faixa de pH, com estudos que apontam valores na faixa de 7 – 11 (ADDAGGA, 2020; JAGTAP;BOYER, 2018; XU et al., 2016; KIANI et al., 2018; HU et al., 2020; PURNOMONO et al., 2019; RAHMAN et al., 2014; TADDEO; KOLPPO; LEPISTO, 2016; SOLON et al., 2017). Segundo Tansel, Lun e Monje (2018), essa

grande faixa de pH indica a possibilidade de múltiplas condições e diferentes mecanismos na formação da estruvita, que dependem de interações iônicas, e/ou formação de outros cristais que apresentem características semelhantes à estruvita. A variação do pH pode levar a formação de precipitados de fosfato e a partir de valores mais elevados ( $\text{pH} > 10,5$ ) proporcionar volatilização da amônia e má formação de cristais (AZAM et al., 2019; KRISHNAMOORTHY et al., 2021). Assim, segundo Rahman et al. (2014), com acréscimo do pH ocorre redução no teor de estruvita evidenciado nos precipitados. Nesse sentido, o pH ótimo depende do tipo de efluente e sua respectiva composição, logo, embora haja recomendações ainda há condições específicas a serem exploradas na literatura (KRISHNAMOORTHY et al., 2021).

**Figura 4** – Gráfico de cubo – dados médios para a remoção  $\text{N-NH}_3$  (%)

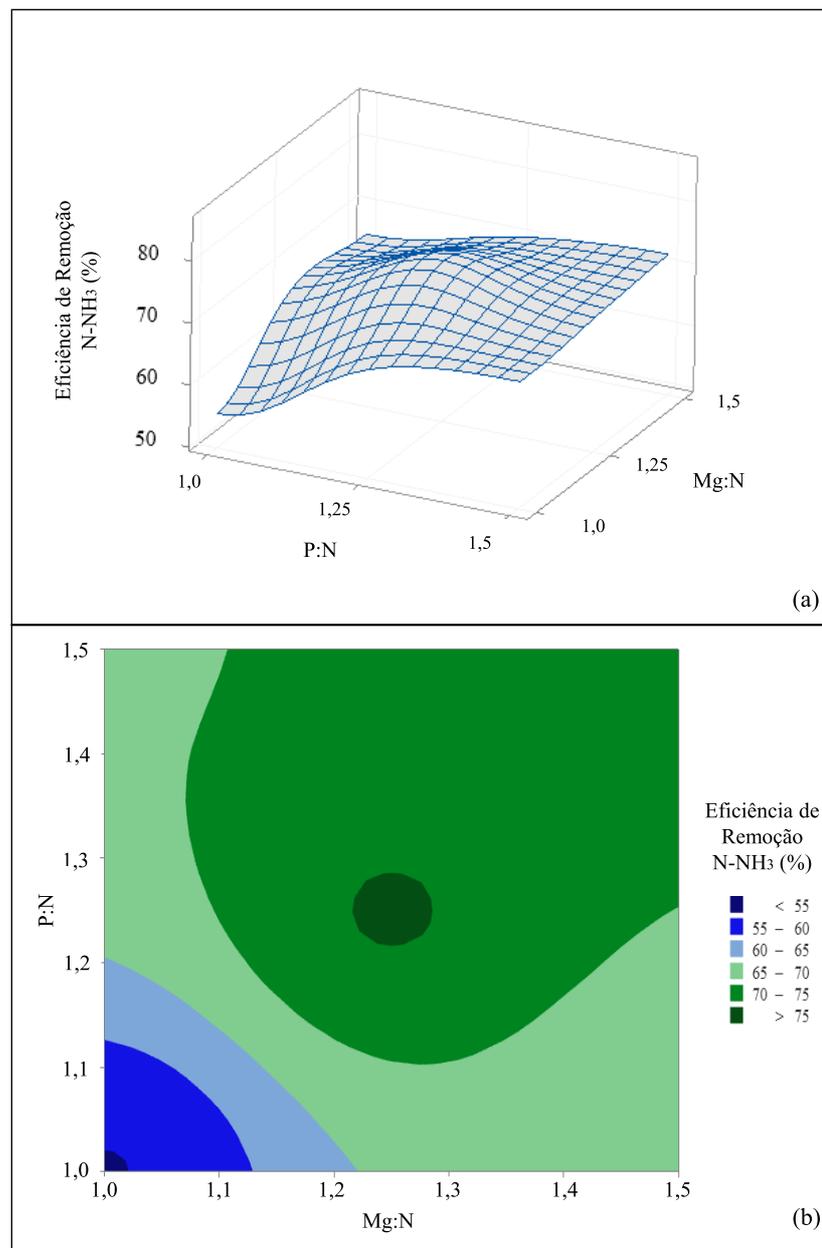


Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Buscando avaliar a interferência da razão estequiométrica na eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_3$ , foi confeccionado gráficos presente na Figura 5. Assim, em linhas gerais, percebeu-se que com o aumento dos valores das razões molares, ocorreu aumento na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal. De forma similar, ficou destacado que razões molares próximas de 1,0 (Figura 5) resultaram em menor eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_3$ , com valores inferiores à 55%. Contudo, observando Figura 5(b), evidenciou-se que que razões estequiométricas próximas ao ponto central resultaram em maiores eficiências de remoção, com valores superiores à 75%. Rahman et al. (2014) em conformidade com o que foi observado no presente estudo, apontaram

que menores razões molares de Mg:N:P resultam em menores eficiências de remoção de nitrogênio quando comparadas a maiores concentrações molares, em condições de supersaturação.

**Figura 5** – Análise multivariada: remoção de nitrogênio amoniacal em função de Mg:N e P:N. (a) Gráfico de superfície (b) Gráfico de contorno

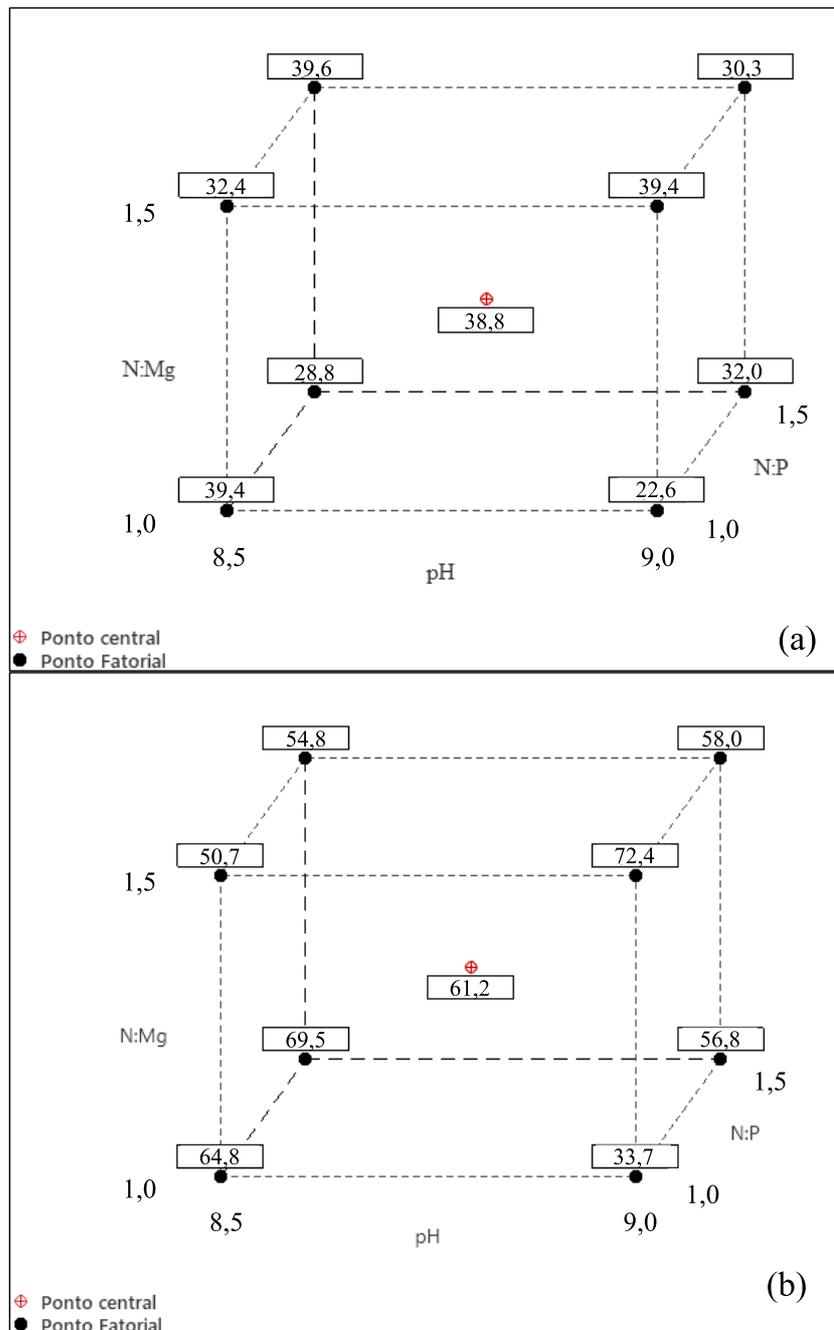


Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Na Figura 6 são apresentados os comportamentos registrados para eficiência de remoção de DQO e P<sub>tot</sub>. Assim, as maiores eficiências para DQO foram referentes às condições

CondI<sub>(8,5;1,0;1,0)</sub> (39,4%), CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub> (39,6%) e CondVIII<sub>(9,0;1,5;1,0)</sub> (36,4%). Já em relação ao P<sub>tot</sub> as condições com maior destaque foram CondVIII<sub>(9,0;1,5;1,0)</sub> (72,4%), CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub> (69,5%) e CondI<sub>(8,5;1,0;1,0)</sub> (64,8%).

**Figura 6** – Gráfico de cubo – dados médios de eficiência de remoção (%): (a) DQO (b) P<sub>tot</sub>



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

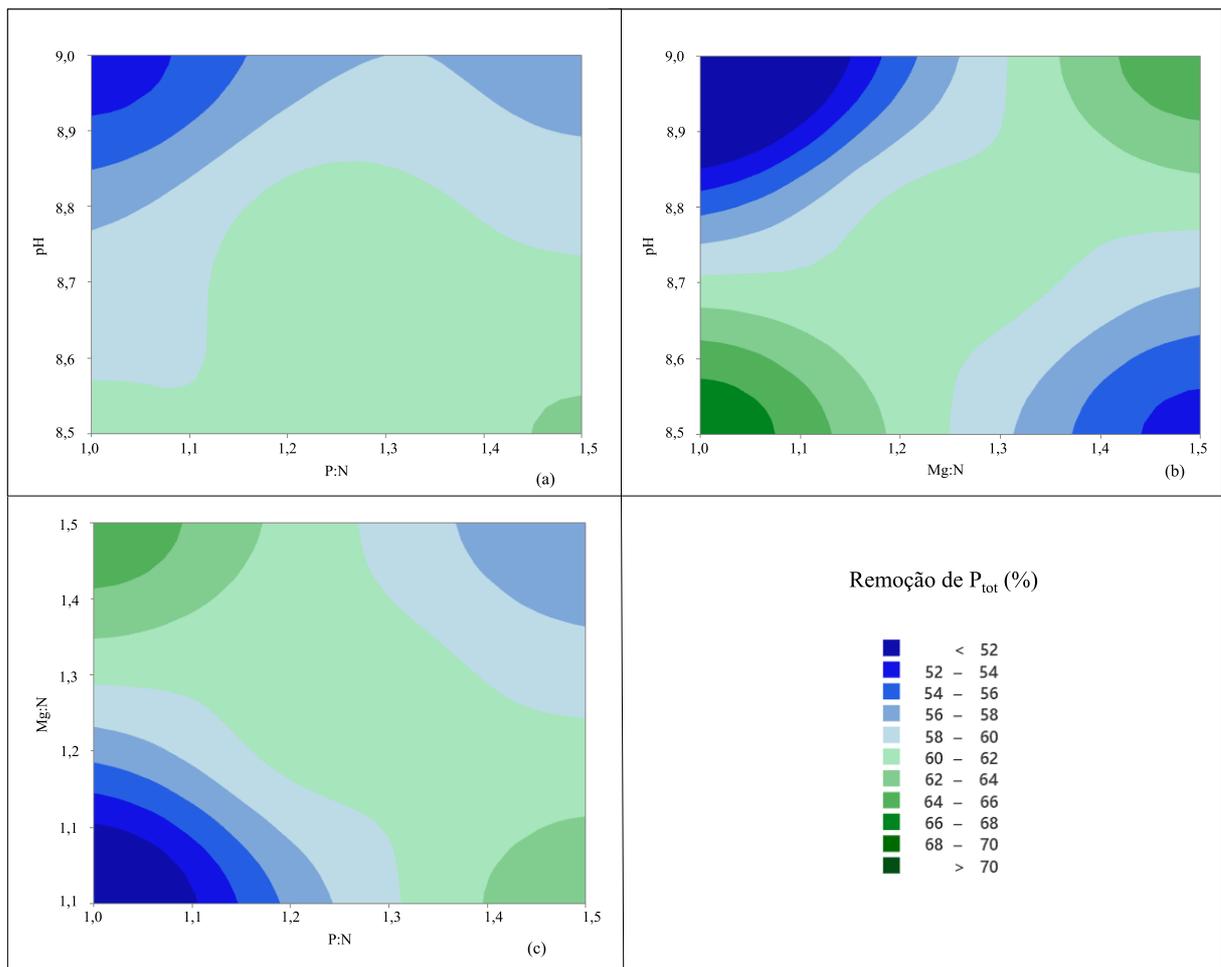
A técnica de precipitação química de estruvita visa remoção de nutrientes (DELDUQUE, 2017), entretanto, foi registrada remoção de matéria orgânica a partir dos resultados da DQO, conforme Figura 6(a). Krishnamoorthy et al. (2021) relatam que substâncias orgânicas presentes em efluentes líquidos proporcionam aumento de cristais de estruvita e apresentam pequena influência em sua composição, sem interferir em seu grau de pureza. Contudo, em contrapartida, os autores reportam que a presença dessas substâncias resulta na redução da taxa de formação de estruvita, pois a presença de partículas coloidais de matéria orgânica retarda a cinética de reação devido à viscosidade induzida pela força repulsiva dos coloides (CAPDEVIELLE et al., 2016).

Pantziaros et al. (2017) realizaram um estudo buscando formação de estruvita e remoção de matéria orgânica. Para tal, primeiramente adicionaram coagulante/floculante para remover partículas suspensas e posteriormente adicionaram amônia no sobrenadante clarificado visando formação de estruvita de forma espontânea. Os ensaios foram realizados em *jar test*. Na primeira série experimentos, os autores adicionaram  $MgCl_2 \cdot 2H_2O$  na faixa de 1 a 11  $g \cdot L^{-1}$ . Como resultado evidenciaram remoção global de DQO na faixa de 65 – 75% e de fósforo acima de 90%. Analisando especificamente a remoção de DQO durante etapa da formação de estruvita, os autores encontraram valores na faixa de 10 – 20%.

Assim, sugere-se que a remoção de DQO registrada para diferentes condições, conforme Figura 6(a), pode estar relacionada com processos de adsorção e arraste de partículas do efluente misto durante ensaios de precipitação. Segundo von Sperling (1996, 2005), os sólidos em suspensão voláteis correspondem a parcela orgânica que está em suspensão no meio líquido. Nesse sentido, de acordo com a Tabela 5, cerca de 66% dos sólidos suspensos no efluente misto com 5% de lixiviado corresponde a parcela orgânica. Logo, parte da remoção reportada de DQO pode ter sido causada devido às etapas de sedimentação e filtração, executadas anteriormente à realização da análise, de forma que a separação física possivelmente tenha contribuído na diminuição da parcela orgânica suspensa no efluente. Além disso, essa remoção pode se relacionar também com a oxidação de partículas inorgânicas reduzidas presentes no lixiviado (AQUINO; SILVA; CHERNICHARO, 2006).

Em relação ao fósforo, percebeu-se caráter mais dinâmico em função de sua remoção. A remoção de  $P_{tot}$ , conforme Figura 7(a,b), foi maior para: menores valores de pH e maior relação P:N; menores valores de pH e Mg:N; e maiores valores de pH e N:Mg. Além disso, verificou-se que a diminuição na concentração de fósforo pós ensaios de precipitação química de estruvita aumentou com acréscimo de P:N conjuntamente com decréscimo de Mg:N, segundo Figura 7(c).

**Figura 7** – Gráfico de contorno de remoção de  $P_{tot}$  (%) - Análise multivariada: (a) pH e P:N (b) pH e Mg:N (c) Mg:N e P:N



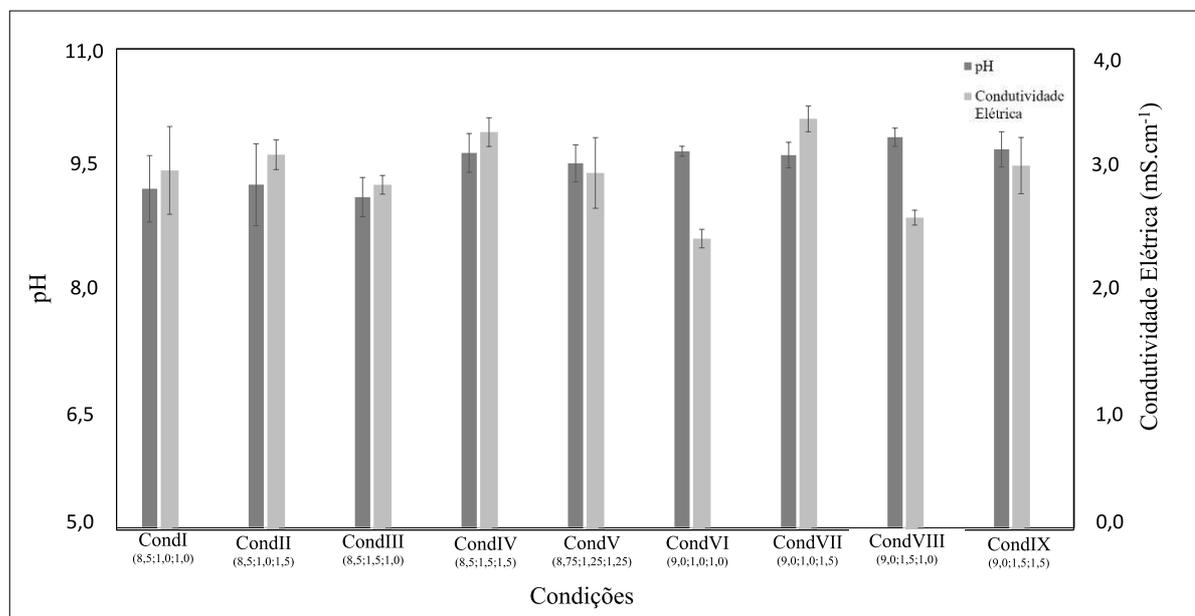
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Estudos anteriores evidenciaram maior remoção de fósforo com o aumento de N:P (LU et al., 2017; KUMARI et al., 2020; WANG et al., 2020), possivelmente devido a supersaturação ter sido favorecida e a taxa de nucleação acelerada (CAPDEVIELLE et al., 2013). Além disso, estudos apontam aumento na eficiência de remoção de fósforo com aumento do pH (LU et al., 2017; KUMARI et al., 2020; WANG et al., 2020). Segundo Wang et al. (2020), o aumento do pH pode alterar o equilíbrio dos componentes da estruvita, resultando em mudanças no estado de supersaturação, uma vez que pode alterar o equilíbrio dos íons envolvidos no processo de precipitação (AHMAD; IDRIS, 2014). Os autores apontaram ainda maior influência do pH e N:P no processo de remoção de fósforo, sendo que o efeito iterativo entre eles sugere que elevada concentração de amônia é vantajosa para remoção de P.

O comportamento evidenciado de CE e pH encontra-se na Figura 8. Assim percebe-se que o pH final dos ensaios permaneceu na faixa de 9,0 a 10,0, inclusive nas condições com

ajuste de pH para 8,5. Isso pode ter ocorrido devido adição da suspensão de  $Mg(OH)_2$ , que além de atuar como fonte de Mg, ajudou no ajuste e controle do pH (KRISHNAMOORTHY et al., 2021; PERERA; ENGLEHARDT; DVORAK, 2019). Já a condutividade elétrica permaneceu na faixa de 2,5 a 3,5  $mS.cm^{-1}$ . A CE expressa a condução de corrente elétrica por uma solução aquosa, de forma que era esperado que a maior adição de sais em solução resultasse no aumento da condutividade elétrica, situação evidenciada a partir do valor  $2,2 \pm 0,3 mS.cm^{-1}$  para CE do efluente misto 5% (Tabela 5), e faixa reportada (2,5 – 3,5  $mS.cm^{-1}$ ) após ensaios de precipitação química de estruvita.

**Figura 8** – Valores reportados para condutividade elétrica e pH após término dos ensaios em batelada de precipitação química de estruvita



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Diversos estudos foram realizados visando remoção de nutrientes em diferentes matrizes líquidas. Ma et al. (2018) obtiveram 71% de remoção de nitrogênio amoniacal e 85% de fosfato adotando precipitação química de estruvita em efluente de suinocultura. Rodrigues et al. (2019), visando recuperar nutrientes de urina humana, evidenciaram remoção de 24% de  $N-NH_3$  e 99% de  $P_{tot}$ . Já Kumari et al. (2020) conseguiram eficiência de remoção de fosfato em 95%. Luján-Facundo et al. (2017) encontraram em efluente de suinocultura remoção de aproximadamente 62% e 67% para nitrogênio amoniacal e fosfato, respectivamente. Purnomo et al. (2019) em efluente de bovinocultura reportaram remoção de fósforo na faixa de 43 – 54%. Já Abel-Denece, Abbott e Eskicioglu (2018) operando em sistema semi-contínuo,

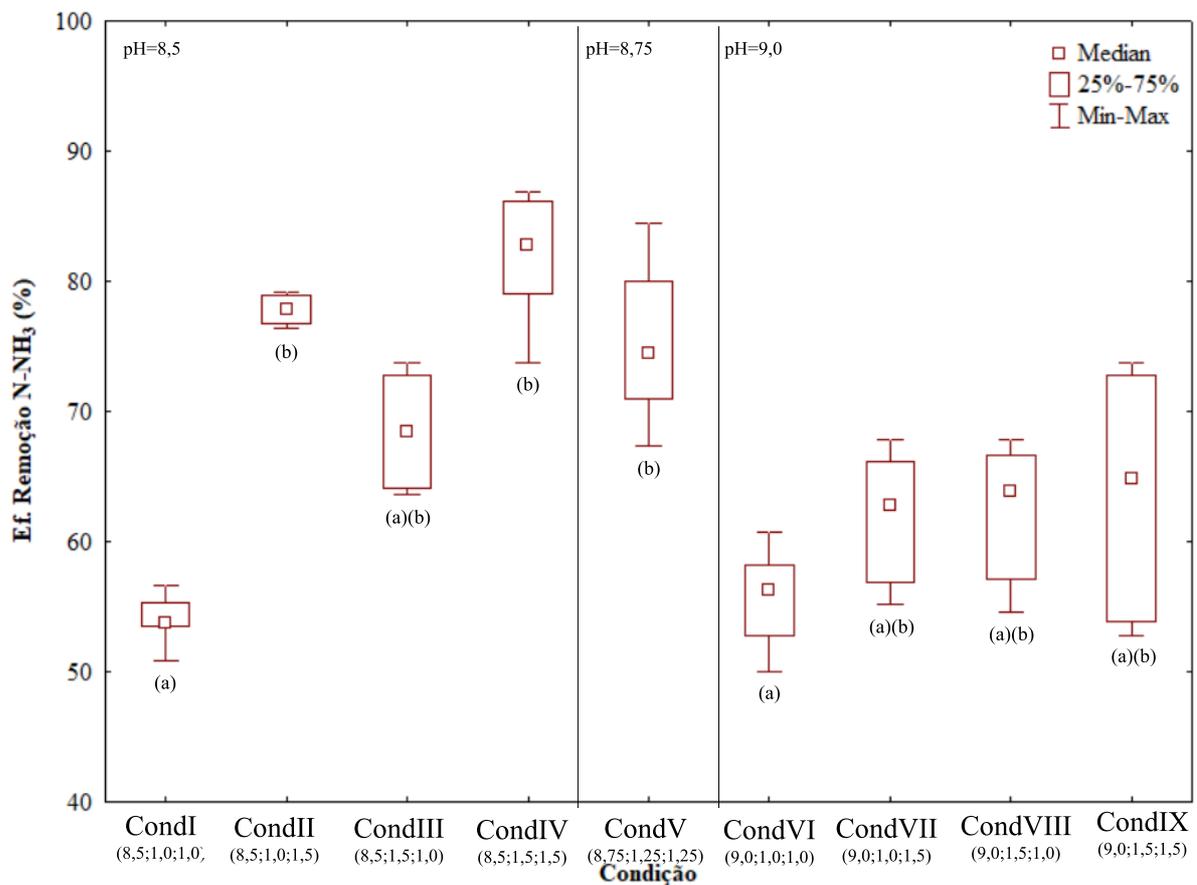
evidenciaram remoção de 66,6% para N e 82,4% para P. Percebe-se que a literatura possui faixa de remoção de nitrogênio amoniacal superior a 60% e para fósforo superior a 43%. Portanto, a literatura corrobora os ensaios realizados, uma vez que no presente estudo encontrou-se remoção máxima de 80,6% para N-NH<sub>3</sub> (CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>) e de 72,5% para P<sub>tot</sub> (CondVIII<sub>(9,0;1,5;1,0)</sub>).

#### 4.2.1 Tratamento estatístico de dados e condição otimizada

A partir dos dados reportados realizou-se o teste não paramétrico de *Kruskall Wallis* ANOVA (múltiplas amostras), visando identificar possíveis diferenças significativas entre os parâmetros analisados referentes às diferentes condições aleatorizadas (Tabela 7). Assim, através da comparação múltipla entre os grupos, verificou-se que havia, com confiança de 95%, diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os parâmetros das condições analisadas. De acordo com a Figura 9, percebe-se que a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal da CondIII<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>, CondVII<sub>(9,0;1,0;1,5)</sub>, CondVIII<sub>(9,0;1,5;1,0)</sub>, e CondIX<sub>(9,0;1,5;1,5)</sub> não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) em relação a demais condições. Contudo, percebe-se que as condições CondI<sub>(8,5;1,0;1,0)</sub> e CondVI<sub>(9,0;1,0;1,0)</sub>, diferem significativamente ( $p < 0,05$ ) da CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub>, CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub> e CondV<sub>(8,75;1,25;1,25)</sub>. Além disso, evidencia que de maneira geral, maiores eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub> ocorreram para valores de pH=8,5 (Figura 9). Em relação a DQO e P<sub>tot</sub>, também foram evidenciadas diferenças significativas entre algumas condições, conforme Figura 10.

Nesse sentido, a partir das diferenças significativas evidenciadas, buscou-se encontrar a condição ótima. Inicialmente foi analisado as condições com menor suplementação de sais, onde foi observado que CondI<sub>(8,0;1,0;1,0)</sub> e CondVI<sub>(9,0;1,0;1,0)</sub> reportaram as menores eficiências de remoção de N-NH<sub>3</sub>, com valores abaixo de 56% (Figura 4). Posteriormente, avaliou-se a condição intermediária, CondV<sub>(8,75;1,25;1,25)</sub>, que resultou em uma eficiência com valor de 75,4%. A CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>, apresentou maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal dos ensaios (80,6%), entretanto, corresponde a situação com maior suplementação de sais. A segunda maior remoção de N-NH<sub>3</sub> foi referente a CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub>, com valor de 77,8%, sendo que não difere significativamente da CondIV<sub>(8,5;1,5;1,5)</sub>, e possui eficiência inferior em apenas 2,8%.

**Figura 9** – Dados reportados diante comparação múltipla referentes a remoção de  $N-NH_3$  obtida a partir da precipitação química de estruvita em batelada

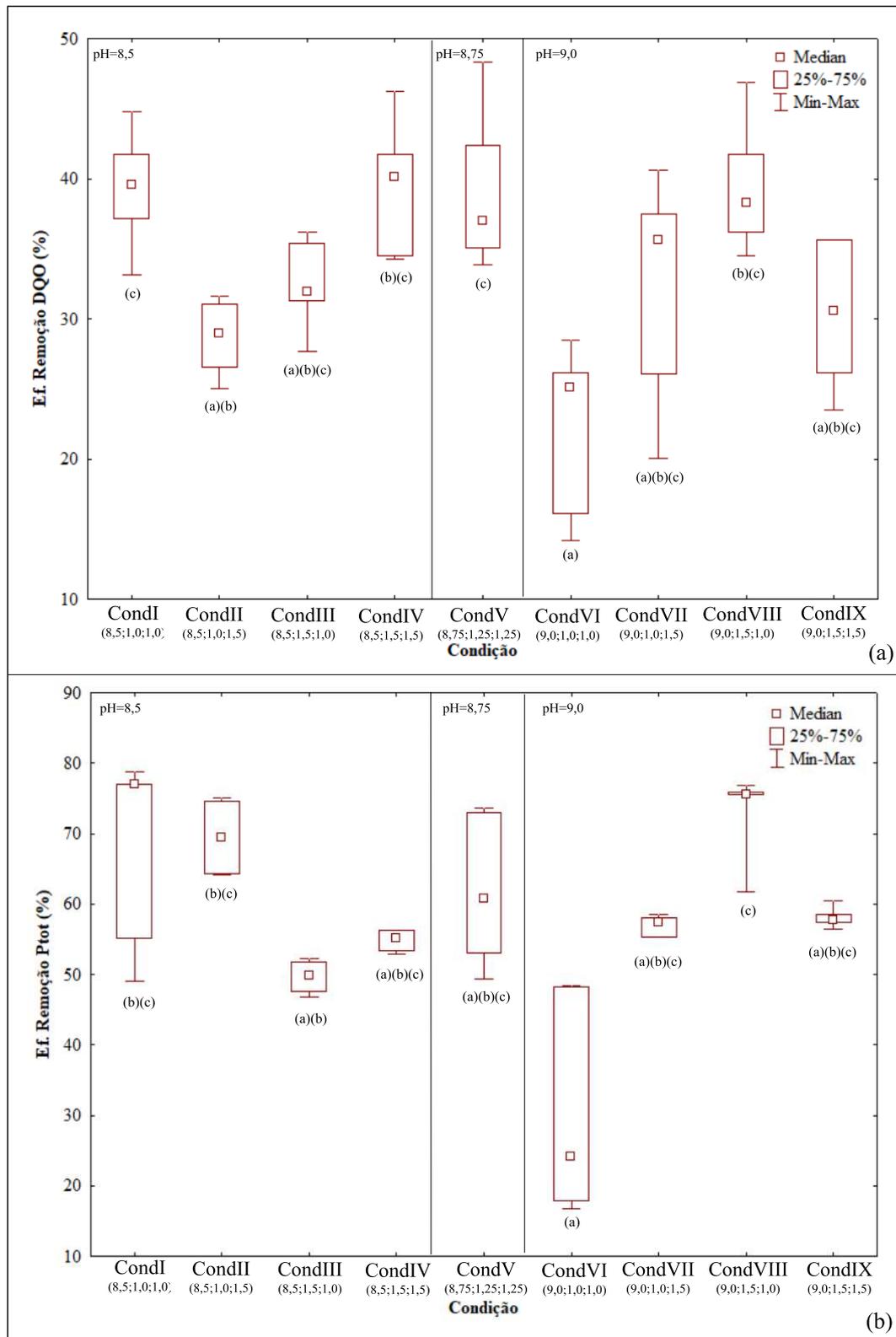


Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Nota: Teste Kruskal-Wallis ( $p$ -valor $<0,05$ ): Índices iguais indicam ausência de diferença significativa entre as condições a 95% de confiança.

Nesse sentido, considerou-se a CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub> como a condição otimizada do processo, destacando-se por possuir considerável remoção de nitrogênio amoniacal (77,8%) com menor adição de reagentes ao sistema. Por outro lado, é válido ressaltar que fixando pH em 8,5 e analisando razões estequiométricas de maior suplementação de magnésio (Mg:N=1,5) e menor de fósforo (P:N=1,0), CondIII<sub>(8,5;1,5;1,0)</sub>, evidenciou-se menor eficiência de remoção de  $N-NH_3$  (68,5%). Assim, ainda que não ocorra diferença significativa entre tais condições, a CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub> supera a CondIII<sub>(8,5;1,5;1,0)</sub>, em 9,3% de remoção de  $N-NH_3$ .

**Figura 10** – Dados reportados diante comparação múltipla obtidos a partir da precipitação química de estruvita em batelada: (a) DQO (b) P<sub>tot</sub>



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Nota: Teste Kruskal-Wallis ( $p$ -valor $<0,05$ ): Índices iguais indicam ausência de diferença significativa entre as condições a 95% de confiança.

Em síntese, justifica-se escolha de CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub> como condição otimizada por:

- Apresentar condição de menor pH (8,5), o que possibilitou menor necessidade de realização de ajustes;
- Possibilitar melhor formação de cristais de estruvita em detrimento de outros precipitados de fosfato formados a partir de valores de pH mais elevados (AZAM et al., 2019; KRISHNAMOORTHY et al., 2021);
- Possuir menor suplementação de sais de Mg (Mg:N = 1,0);
- Evidenciar considerável remoção de nitrogênio amoniacal em aproximadamente 78%, além de reportar eficiência de remoção de DQO em 28,8% e P<sub>tot</sub> de 69,5%.

#### 4.3 CONDIÇÃO OTIMIZADA EM DEMAIS PROPORÇÕES E AVALIAÇÃO DOS REAGENTES

A partir da condição otimizada, CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub>, realizou-se precipitação química de estruvita em batelada utilizando efluente misto nas proporções 1% e 10% de lixiviado (%v.v<sup>-1</sup>). A Tabela 8 apresenta comparativo entre as proporções.

**Tabela 8** – Comparativo entre resultados evidenciados de precipitação química de estruvita em efluente misto de diferentes proporções de lixiviado (%v.v<sup>-1</sup>)

Condição \ Parâmetros	1% lixiviado	5% lixiviado	10% lixiviado
Ef. remoção DQO (%)	49,7 ± 6,9	28,8 ± 1,1	26,2 ± 2,5
Ef. Remoção P <sub>tot</sub> (%)	37,9 ± 4,8	69,5 ± 7,2	86,4 ± 0,3
Ef. remoção N-NH <sub>3</sub> (%)	24,6 ± 4,8	77,8 ± 0,6	81,3 ± 1,0
pH	8,6 ± 0,1	9,3 ± 0,5	9,2 ± 0,3
CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	2,2 ± 0,5	3,1 ± 0,1	5,3 ± 0,1

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Em linhas gerais percebeu-se que a remoção de DQO reportada nas diferentes proporções de lixiviado (Tabela 8) assemelhou-se à valores registrados durante tratamento primário convencional, na faixa de 25 – 35% (von SPERLING, 2005). Entretanto, a remoção de nutrientes nos ensaios com 5% e 10% de lixiviado foi expressiva ao se comparar com valores usais durante tratamento biológico convencional secundário, uma vez que evidenciam remoção de P<sub>tot</sub> abaixo de 35% (von SPERLING, 2005) e nitrogênio amoniacal menor que 70% (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

A eficiência de remoção de  $N-NH_3$  e  $P_{tot}$  aumentou com o incremento de lixiviado na constituição do efluente misto, obtendo maior valor de remoção de  $81,3 \pm 1,0\%$  e  $86,5 \pm 0,3\%$ , respectivamente, para proporção com 10% de lixiviado. Essa característica pode estar relacionada com o aumento na concentração de nitrogênio no sistema. Segundo Tansel, Lunn e Monje (2018), o aumento na concentração total de amônia aumenta remoção de fósforo através da precipitação química de estruvita. Em relação a comparação entre os efluentes, não foi evidenciada diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre efluente misto de 5% e 10% de lixiviado, apenas entre 1% e 10%.

A remoção de DQO diminuiu com o aumento do lixiviado no sistema. Esse efeito pode ser resultado tanto de sólidos suspensos retidos no processo de filtração e a menor presença de matéria orgânica no sistema (Tabela 5), quanto aos fatores de adsorção relatados anteriormente e a oxidação de partículas inorgânicas presentes no lixiviado. Agrawal, Guest e Cusick (2018) relatam que a taxa de precipitação de estruvita é inversa à concentração de sólidos orgânicos, contudo, apontam a possibilidade de contaminantes orgânicos proporcionarem crescimento de cristais secundários e nucleação heterogênea. A concentração de sólidos suspensos influencia na formação de cristais de estruvita, possuindo impactos positivos e negativos no crescimento dos cristais, uma vez que podem fornecer embriões para nucleação ao mesmo tempo que podem dificultar seu crescimento e taxa de crescimento (AGRAWAL; GUEST; CUSICK, 2018). Nesse sentido, percebeu-se que a concentração de sólidos aumentou com acréscimo de lixiviado no sistema (Tabela 5), passando de  $100 \pm 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$  no efluente misto 5%, para  $136 \pm 10,4 \text{ mg.L}^{-1}$  no efluente composto por 10% de lixiviado, de forma que esses podem ter contribuído para formação de cristais através do fornecimento de embriões e/ou inibido a taxa de crescimento/formação de cristais devido presença da parcela orgânica.

Em relação à CE, percebeu-se que também ocorreu aumento à medida que houve incremento de lixiviado na proporção do efluente misto, possivelmente devido ao próprio aumento de íons inerentes ao lixiviado, assim como, ao aumento de sais adicionados visando a formação de estruvita. Já sobre o pH, verifica-se que a adição de  $Mg(OH)_2$  proporcionou tamponamento do sistema, além do próprio lixiviado contribuir com seu aumento. Além disso, distintos valores podem ser consequência da liberação de íons  $H^+$  durante precipitação química de estruvita (DOYLE; PARSONS, 2002; KRISHNAMOORTHY et al., 2021), mesmo que, em linhas gerais, possuam relativamente valores próximos, considerando desvio padrão reportado.

### 4.3.1 Avaliação reagente alternativo

Na Tabela 9 evidencia-se resultados reportados ao se comparar precipitação química de estruvita na condição otimizada (CondII<sub>(8,5;1,0;1,5)</sub>), utilizando reagente alternativo e sintético como fonte de sais de magnésio. Assim, observa-se que os ensaios realizados utilizando reagente sintético resultaram eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub>, P<sub>tot</sub> e DQO de 92,8%, 77,0% e 53,5%, respectivamente; além de pH ao final do ensaio de 8,1 e condutividade elétrica de 3,9 mS.cm<sup>-1</sup>. Esses valores, segundo o teste U de *Mann-Whitney*, foram significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) dos ensaios utilizando reagente alternativo.

**Tabela 9** – Comparativo entre ensaios de precipitação química de estruvita realizadas com reagente alternativo e sintético (Teste U de *Mann-Whitney*, p-valor < 0,05).

Parâmetros	Reagente	
	Alternativo	Sintético
Remoção de DQO (%)	28,8 ± 1,1	53,5 ± 4,5
Remoção de P <sub>tot</sub> (%)	69,5 ± 7,2	77,0 ± 3,7
Remoção de N-NH <sub>3</sub> (%)	77,8 ± 0,6	92,8 ± 4,8
pH final	9,3 ± 0,5	8,1 ± 0,4
CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	3,1 ± 0,1	3,9 ± 0,2

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

De maneira em geral os valores evidenciados ao se utilizar reagente sintético foram maiores ao se comparar com o reagente alternativo (Tabela 9), com exceção do pH. Os ensaios que ocorreram utilizando reagente alternativo reportaram pH de 9,3 ao passo que com reagente sintético o pH foi de 8,1. Essa característica pode se relacionar com atuação da suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> no controle de pH (KRISHNAMOORTHY et al., 2021; PERERA; ENGLEHARDT; DVORAK, 2019), assim como no auxílio para aumento do pH do sistema. Além disso, considerando que o reagente sintético (MgCl<sub>2</sub>) não favoreceu o tamponamento no sistema, a diminuição registrada de 8,3 (Tabela 5) para 8,1 (Tabela 9), pode ser consequência da liberação de íons H<sup>+</sup> durante processo de formação de estruvita (DOYLE; PARSONS, 2002; KRISHNAMOORTHY et al., 2021).

A suplementação de magnésio através de MgCl<sub>2</sub> tende a ser mais eficiente quando se compara com MgO e Mg(OH)<sub>2</sub>, pois não é corrosivo e tóxico, além de possuir alta solubilidade e curto tempo de dissolução. Contudo, requer suplementação alcalina para aumento do pH, ao

passo que  $Mg(OH)_2$ , oferece fonte de magnésio e eleva pH da solução (LEE et al., 2013; KRISHNAMOORTHY et al., 2021). Ademais, menores valores de eficiência de remoção ao utilizar suspensão de  $Mg(OH)_2$  pode estar relacionado com as impurezas presentes em sua constituição (Tabela 3), sendo que o reagente sintético, segundo fabricante, possui pureza de 99 – 102%. Segundo Doyle e Parsons (2002), impurezas presentes no meio diminuem a eficiência do sistema.

Em estudo anterior, Castro, Araújo e Lange (2015), a partir de  $pH = 8,5$ ,  $Mg:N:P = 1,5:1,0:1,25$  e utilizando suspensão de  $Mg(OH)_2$  hidratada com  $H_2O$  como fonte de sais de magnésio, evidenciou remoção de nitrogênio amoniacal em 52,2%. Portanto, é válido ressaltar que os ensaios realizados utilizando reagente alternativo e de baixo custo apresentaram bons resultados, uma vez que proporcionaram eficiência de remoção de  $P_{tot}$  e  $N-NH_3$ , de 69,5% e 77,8%, respectivamente.

#### 4.4 ENSAIOS PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DE ESTRUVITA – FLUXO CONTÍNUO

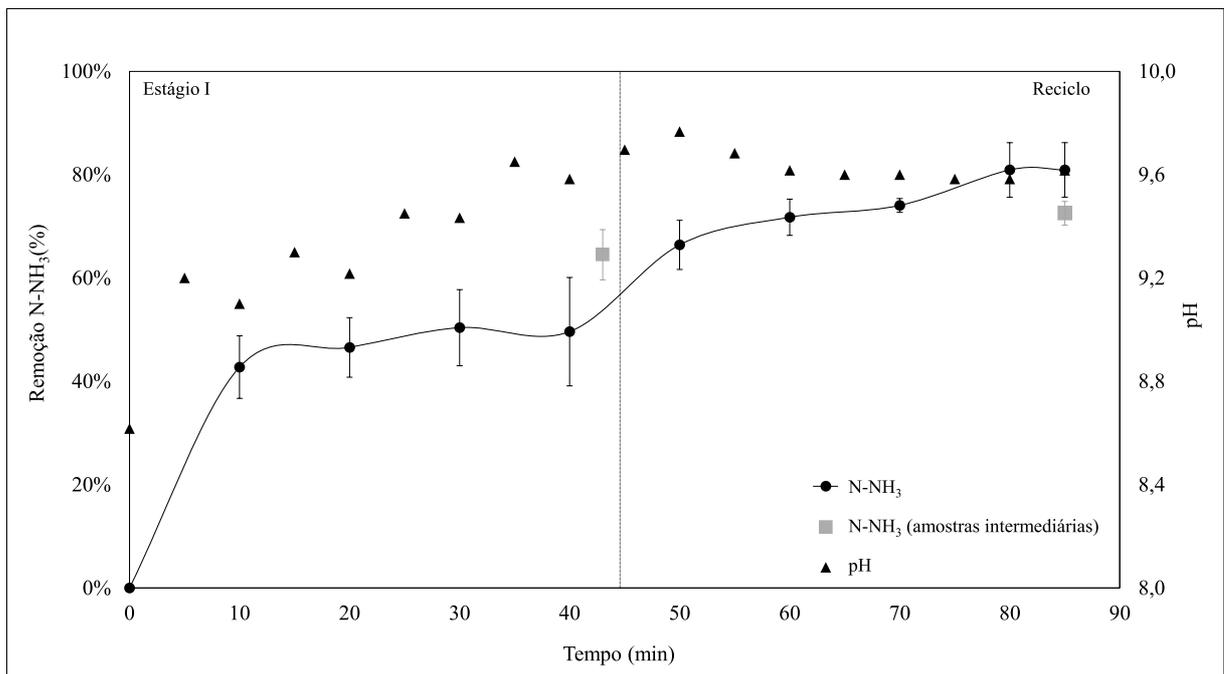
O tempo de operação do reator foi obtido a partir da razão do volume de efluente utilizado (20L) pela vazão de alimentação ( $450 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ), resultando em aproximadamente 44,4 min para cada ciclo, ou seja, os ensaios ocorreram em uma operação total de aproximadamente 89 min.

A evolução da remoção de  $N-NH_3$  e comportamento do pH evidenciado ao longo da operação do sistema encontra-se na Figura 11. Observou-se um incremento na remoção de nitrogênio ao longo do tempo. No *Estágio I*, após primeira suplementação da suspensão de  $Mg(OH)_2$ , a remoção foi em torno de 43%, sendo que ao final desse estágio, o valor foi de 49,6%. Ao iniciar a etapa de reciclo a remoção acumulada de  $N-NH_3$  foi de cerca 66% e o processo final atingiu eficiência global de 80,9%, considerando etapa única de suplementação. Assim, a recirculação do efluente proporcionou um aumento de aproximadamente 31% na eficiência do sistema. O aumento da remoção de nitrogênio amoniacal durante o *Reciclo* pode ter ocorrido devido à presença residual da suspensão de  $Mg(OH)_2$  na coluna do reator, assim como a presença de núcleos embriões que podem ter contribuído para a formação dos cristais, uma vez que o processo de estruvita ocorrem inicialmente com a nucleação e posterior crescimento (CARMONA, 2017; DOYLE; PARSONS, 2002).

Em estudo anterior, Castro, Cordeiro e Lange (2019), realizaram precipitação química de estruvita em sistema de leito fluidizado utilizando suspensão de  $Mg(OH)_2$  para

suplementação de sais de Mg. Além disso, adotaram N:P = 1:1,5, Mg:N = 1,5 e pH = 9,0. Como resultado encontraram remoção global de nitrogênio amoniacal em 50,9% para lixiviado de aterro sanitário e 55,9% para efluente sintético. Ademais, a recirculação adotada nesse estudo, que também ocorreu sem injeção de sais, proporcionou aumento na eficiência global do sistema em, apenas, 10%, aproximadamente.

**Figura 11** – Variação do pH e remoção de N-NH<sub>3</sub> durante ensaio em contínuo de precipitação química de estruvita em coluna de leito fluidizado



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

O perfil de variação do pH (Figura 11) indicou seu controle satisfatório, permanecendo na faixa de 9,0 – 10,0, com exceção do valor de 8,6 no *start-up* do ensaio, correspondendo à um valor referente as condições iniciais do efluente misto utilizado. Contudo, após injeção da suspensão, ocorreu seu aumento, permanecendo na faixa supracitada. Além disso, a evolução do pH durante a operação do sistema indicou formação de estruvita, uma vez que, após adição do resíduo de óxido de magnésio hidratado, ocorreu aumento do pH, com posterior queda até que se executasse uma próxima injeção, resultando novamente no seu aumento. Essa queda do pH pode ser consequência da liberação de íons H<sup>+</sup> registradas durante a reação de precipitação química de estruvita (DOYLE; PARSONS, 2002; KRISHNAMOORTHY et al., 2021).

Em relação a eficiência de remoção de N-NH<sub>3</sub> após cada estágio, a partir das amostras intermediárias, verificou-se valores de 64,5% e 72,5%, ao final do *Estágio I* e *Reciclo*,

respectivamente. Assim, a remoção reportada da amostra intermediária ao final do *Estágio I* foi maior em relação ao valor coletado na saída do reator ao final desse estágio (49,6%). Isso pode ter ocorrido devido ao contínuo processo de precipitação nas bombonas de armazenamento, uma vez que havia condições favoráveis para formação de estruvita (pH, Mg:N e P:N). Ademais, ressalta-se que a remoção da amostra intermediária ao final do *Estágio I* (64,5%) é próxima ao valor do início da operação do *Reciclo* (66,4%). Já a remoção de nitrogênio amoniacal da amostra intermediária ao final do *Reciclo* (72,5%) foi menor ao se comparar com o valor reportado na saída do reator (80,9%). Assim, essa diferença de 8,4% pode ser resultado da possível equalização do efluente dentro da bombona.

Em relação ao  $P_{tot}$ , registrou-se eficiência de remoção  $57,1 \pm 2,1\%$ . Estudos anteriores foram realizados visando remoção de fósforo através da precipitação química de estruvita ocorrendo em fluxo contínuo. Crutchik et al. (2017) operaram de forma contínua um reator de leito fluidizado durante 8h, onde utilizaram suspensão de  $Mg(OH)_2$  para suplementação de sais. Como resultado encontraram remoção de fósforo acima de 94%. Lu et al. (2017) com operação de 12h, reportaram remoção de fósforo acima de 90%. Os autores verificaram também que com 2h de operação, haviam removido mais de 70% de P. Já Aguado et al. (2019) utilizando duas fontes de sais de magnésio,  $MgCl_2$  e água marinha, evidenciaram eficiência de remoção de fósforo acima de 90% e 87%, respectivamente, com um tempo de detenção hidráulica de 4,35h. Por último, Purnomo et al. (2019) evidenciaram a partir da precipitação química de estruvita em um reator com fluxo contínuo com vazão de alimentação de  $492 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ , proporção P:Mg = 1:1 e operação de 8h, remoção de P em 27%. Com aumento da vazão de entrada para  $948 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  a eficiência aumentou para 39%. Quando aumentaram a proporção de P:Mg para 1:4, evidenciaram remoção de 54% para vazão de  $492 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ . Já para vazão de  $948 \text{ mL}/\text{min}$ , encontraram eficiência de 43% com 7h de operação. Os autores apontam ainda que a suplementação de sais de Mg ocorreu com  $MgCl_2$  de acordo com a concentração de fosfato presente no efluente bruto.

Dessa forma, percebe-se conformidade com a literatura e aplicabilidade da precipitação química de estruvita em estações de tratamento de efluentes que operem suas unidades de forma contínua em reatores de leito fluidizado. Em termos de eficiência, foi evidenciado remoção de nitrogênio amoniacal acima de 72% e de fósforo total superior à 57%. Logo, desconsiderando interferências do pH, esses valores foram próximos aos registrados durante os ensaios em batelada que ocorrem em *jar test*, condições mais controladas, onde resultaram eficiências de 77,8% e 69,5%, para  $N-NH_3$  e  $P_{tot}$ , respectivamente. Além disso, com aumento de etapas subsequentes em detrimento de etapa única como ocorreu, e aumento do tempo de operação,

poderá acarretar acréscimo na remoção desses nutrientes em sistemas contínuos (LU et al., 2017).

## 5 CONCLUSÃO

Com o estudo, conclui-se:

- O aumento do lixiviado na proporção do efluente misto composto conjuntamente com esgoto doméstico, resultou no aumento das concentrações de N-NH<sub>3</sub>, indicando viés estratégico na redução desse nutriente anteriormente a etapas biológicas de tratamento de efluentes devido seu potencial tóxico a microrganismos;
- A precipitação química de estruvita em efluente misto atingiu remoção de nitrogênio amoniacal em até 80,6%, fósforo em até 72,4% e DQO em até 39,4%;
- A condição otimizada possuía pH=8,5, Mg:N=1,0 e P:N=1,5, e resultou na remoção de  $77,8 \pm 0,6\%$ ,  $28,8 \pm 1,1\%$  e  $69,5 \pm 7,2\%$  de nitrogênio amoniacal, DQO e fósforo total, respectivamente;
- A condição otimizada apresentou resultados satisfatórios para precipitação química de estruvita em efluente misto com 10% de lixiviado, evidenciando remoção de N-NH<sub>3</sub> em  $81,3 \pm 1,0\%$  e P<sub>tot</sub> de  $86,5 \pm 0,3$ . Contudo, o efluente misto 1% não apresentou remoções expressivas, possivelmente devido a menores concentrações de amônia no sistema.
- A suspensão de Mg(OH)<sub>2</sub> utilizada como reagente alternativo e de baixo custo visando suplementação de sais de Mg proporcionou controle de pH ao longo do processo de precipitação em uma faixa que se manteve de 9,0 a 10,0;
- Os ensaios de precipitação química de estruvita em fluxo contínuo que ocorreram em reator de leito fluidizado resultaram em uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal acima de 72% e superior à 57% para o fósforo total

Portanto, pode-se inferir que a técnica investigada apresenta aplicabilidade da precipitação química de estruvita de forma possibilitar tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de efluentes.

## 5.1 SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS

O presente trabalho verificou a precipitação química de estruvita em efluente misto composto por lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico ocorrendo em batelada e fluxo contínuo. Contudo, diante avaliação crítica dos resultados, sugere-se para trabalhos futuros:

- Medição da condutividade elétrica ao longo dos ensaios, de forma relacionar CE e formação de estruvita;
- Realização de precipitação química de estruvita com maior número de etapas consecutivas, em vez de etapa única, visando avaliar possível aumento na eficiência de remoção de nutrientes;
- Avaliação das concentrações remanescentes dos parâmetros avaliados após precipitação química de estruvita em efluente misto;
- Otimização da precipitação química em termos de parâmetros operacionais, como velocidade de agitação do sistema e tempo de sedimentação após a reação;
- Análise multivariada de precipitação química de estruvita operando em fluxo contínuo;
- Aumento no tempo de operação da precipitação química de estruvita em fluxo contínuo, de forma a verificar se o aumento do tempo resulta no aumento da eficiência do sistema e promove crescimento dos cristais.
- Avaliação da remoção da toxicidade e viabilidade da aplicação da estruvita como fertilizante, em termos quali-quantitativos
- Verificação da formação de cristais estruvita através de análises instrumentais (microscopia eletrônica de varredura e difração de raio X), assim como, avaliação da pureza dos cristais formados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL-DENEE M.; ABBOTT T; ESKICIOGLU C. Using mass struvite precipitation to remove recalcitrant nutrients and micropollutants from anaerobic digestion dewatering centrate. **Water Research**, v. 132, p. 292-300, 01 abr. 2018.

ABES – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Juiz de Fora utiliza modelo de aterro sanitário privado**. 2014. Disponível em: <http://www.abes-mg.org.br/visualizacao-de-clipping/ler/5018/juiz-de-fora-utiliza-modelo-de-aterro-sanitario-privado>. Acesso em: 24 ago. 2021.

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

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 1986.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS E LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil 2020**. 2020.

ADDAGADA, L. Enhanced Phosphate Recovery Using Crystal-Seed-Enhanced Struvite Precipitation: Process Optimization with Response Surface Methodology. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 24, n. 4, out. 2020.

AGRAWAL, S.; GUEST, J. S.; CUSICK, R. D. Elucidating the impacts of initial supersaturation and seed crystal loading on struvite precipitation kinetics, fines production, and crystal growth. **Water Research**, v. 132, p. 252-259, jan. 2018.

AGUADO, D. *et al.* P-recovery in a pilot-scale struvite crystallisation reactor for source separated urine systems using seawater and magnesium chloride as magnesium sources. **Science of the Total Environment**, v. 672, p. 88–96, 2019.

AHMAD, A. A.; IDRIS, A. Release and recovery of phosphorus from wastewater treatment sludge via struvite precipitation. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 28–30, p. 5696–5703, 2014.

ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

ALBUQUERQUE, E. M. DE *et al.* Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, n. January, p. 119–128, 2018.

ALTINBAŞ, M.; YANGIN, C.; OZTURK, I. Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 9, p. 271–278, 2002.

AMINI, A. et al. Cost-effective treatment of swine wastes through recovery of energy and nutrients. **Waste Management**, v. 69, p. 508-517, nov. 2017.

APHA/AWWA/WEF. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>a</sup> ed. Washington, DC. 2012.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (dco) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. sanit. ambient.**, v.11, n. 4, p. 295-304, 2006.

ARSEA – AGÊNCIA REGULADORA ÁGUA E ESGOTO. **Relatório de Fiscalização. Sistema de Esgotamento Sanitário da Sede do Município de Juiz de Fora**. 2014.

Disponível em:

[http://www.arsae.mg.gov.br/images/Relatorios/Rf\\_tec\\_op\\_ses\\_juiz\\_de\\_fora.pdf](http://www.arsae.mg.gov.br/images/Relatorios/Rf_tec_op_ses_juiz_de_fora.pdf). Acesso em: 24 ago. 2021.

ARYAL, R., YADAV, M., HUSSAIN, S., BEECHAM, S., DIPROSE, D. Tracking changes in fluorescent organic composition in leachates using excitation emission matrix-parallel factor analysis. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 104, p. 507-516, 2016.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D2035 – 13. Standard Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water**. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2013,

AZAM, H. M. et al. Phosphorous in the environment: characteristics with distribution and effects, removal mechanisms, treatment technologies, and factors affecting recovery as minerals in natural and engineered systems. **Environmental Science and Pollution Research**, 2019.

BAETTKER, E. C. **Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário e reator anaeróbio tipo UASB**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

BAETTKER, E. C. *et al.* Conservation of Water Resources Through Combined Treatment of Landfill Leachate in Wastewater Treatment. In; XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2017. **Anais..** Florianópolis, p. 1-8.

BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no distrito federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. 2015. Dissertação (Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2015.

BATISTA, L. F.; SOUZA, M. A. A. Aptidão dos lodos gerados nas Estações de Tratamento de Esgotos no Distrito Federal para condicionamento, utilização e disposição final. **Revista DAE**, v. 68, n. 226, p. 179-195, 2020.

BIACONI, A. et al. TRANSFORMAÇÃO DE DADOS E IMPLICAÇÕES DA UTILIZAÇÃO DO TESTE DE KRUSKAL-WALLIS EM PESQUISAS

AGROECOLÓGICAS. **Pesticidas**: r. ecotoxicol. e meio ambiente, Curitiba, v. 18, p. 27-34, jan./dez. 2008

BIRCHAL, V. S. S.; ROCHA, S. D. F.; CIMINELLI, V.S.T. The effect of magnesite calcination conditions on magnesia hydration. **Minerals Engineering**, v. 13, n. 14-15, p. 1629-1633, 2000

BOCCHIGLIERI, M. M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. 2010. Tese (Doutorado em Saúde Pública), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 3 de ago. 2010.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. [S. l.], 15 jul. 2020. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm). Acesso em: nov. 2021

BRENNAN, R. B. *et al.* Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 64–72, 2017.

CAMPOS, F.; PIVELI, R. P. Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. **Rev. Ambient. Água**, vol. 11, n. 2, 2016.

CAO, L. *et al.* Nutrient removal from digested swine wastewater by combining ammonia stripping with struvite precipitation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 7, p. 6725–6734, 8 mar. 2019.

CAPDEVIELLE, A. *et al.* Effects of organic matter on crystallization of struvite in biologically treated swine wastewater. **Environmental Technology**, v. 37, n.7, p. 880 – 892, 2016.

CAPDEVIELLE, A. *et al.* Optimization of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewater-Determination of the optimal process parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 244–245, p. 357–369, 5 jan. 2013.

CARMONA, J. C. L. **Recuperação de nitrogênio e fósforo na forma de estruvita a partir de lodo gerado em processo biológico de tratamento de esgoto**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

CASTRO, S. R. **Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes**. 2014. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

- CASTRO, S. R.; ARAÚJO, M. A. C.; LANGE, L. C. Experimental design for the evaluation of struvite sedimentation obtained from an ammonium concentrated wastewater. **Water Sci Technol**, v. 68, n.7, p. 1607-1613, 2013.
- CASTRO, S. R.; ARAÚJO, M. A. C.; LANGE, L. C. Evaluation of the hydration process of an industrial magnesia compound to obtain struvite crystals: a technique for recovering nutrientes. **REM: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, p. 77 - 84, 2015.
- CASTRO, S. R.; CORDEIRO, J. C. R.; LANGE, L. C. RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM COLUNA DE LEITO FLUIDIZADO A PARTIR DE LIXIVIADO DE ATERRO: OPERAÇÃO EM SEMI-CONTÍNUO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2019. **Anais...** ABES, 2019.
- ÇECEN, F.; ÇAKIROLUM, D. Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater. **Biotechnology Letters**, v. 23, p. 821-826, 2001.
- CERRILLO, M. *et al.* Struvite precipitation as a technology to be integrated in a manure anaerobic digestion treatment plant - removal efficiency, crystal characterization and agricultural assessment. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 90, n. 6, p. 1135–1143, 2015.
- CESAMA – COMPANHIA DE SANEAMENTO MUNICIPAL. **Tratamento de Qualidade**. Disponível em: <http://www.cesama.com.br/site/uploads/arquivos/109/16111551068.pdf>. Acesso em: 24 ago. 2021.
- CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 838–844, 2016.
- CHEN, Y. *et al.* Removal and recovery of phosphate anion as struvite from wastewater. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 20, n. 10, p. 2375–2380, 2018.
- CHIMENOS, J. M. *et al.* Removal of ammonium and phosphates from wastewater resulting from the process of cochineal extraction using MgO-containing by-product. **Water Research**, v. 37, p. 1601-1607, 2003.
- CRUTCHIK, D. *et al.* Biorefinery of cellulosic primary sludge towards targeted Short Chain Fatty Acids, phosphorus and methane recovery. **Water Research**, v. 136, p. 112 - 119, 2018.
- CRUTCHIK, D. *et al.* Evaluation of a low-cost magnesium product for phosphorus recovery by struvite crystallization. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 4, p. 1012–1021, 2017.
- DARWISH, M. *et al.* Ammonium-nitrogen recovery from wastewater by struvite crystallization technology. **Separation and Purification Reviews**, v. 45, n. 4, p. 261–274, 2016.
- DELDUQUE, T. P. **Remoção da amônia por air stripping em canais corrugados helicoidais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

DEMLURB – DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. **Institucional. Aterro Sanitário**. 2020. Disponível em: <https://demlurb.pjf.mg.gov.br/aterro.php>. Acesso em: 24 ago. 2021.

DIAS, A. C. **Lodos ativados com adição de carvão ativado no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2017.

DINIZ, D. T. L. Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF: UnB, 2010.

DOYLE, J. D; PARSONS, S. A. Struvite formation, control and recovery. **Water Research**, v. 36, n. 16, p. 3925–3940, 2002.

EL-GOHARY, F. A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pretreated landfill leachate. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 268-274, 2016. **Environmental materials and waste**. p. 117-148. 2016.

FACCHIN, J.M.J. et al. Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000. **Anais [...]** Porto Alegre, p. 1-11.

FELICI, E. M. *et al.* Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-foculação-sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 177–184, 2013.

FERRAZ, F. M. **Estudo de tratabilidade dos lixiviados de aterros sanitários – ênfase no tratamento consorciado com esgoto sanitário em sistemas aeróbios**. 2011. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

FERREIRA, J. G.; GOMES, M. F. B.; DANTAS, M. W. DE A. Desafios e controvérsias do novo marco legal do saneamento básico no Brasil / Challenges and controversies of the new legal framework for basic sanitation in Brazil. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 7, p. 65449–65468, 2 jul. 2021.

GABARRÓ, J. *et al.* Effect of temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 283–289, 2012.

GALVÃO, R. B. *et al.* Impacto da incorporação de lixiviado estabilizado pré-tratado de aterro sanitário ao tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB. **Revista DAE**, v. 223, n. 68, p. 38–51, 2020.

GELL, K *et al.* Safety and Effectiveness of Struvite from Black Water and Urine as a Phosphorus Fertilizer. **Journal Of Agricultural Science**, [S.L.], v. 3, n. 3, p. 1-7, 5 set. 2011.

GOMES, L. P. et al. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES/ Projeto PROSAB. 2009.

GOTVAJN, A. Ž.; PAVKO, A. Perspectives on Biological Treatment of Sanitary Landfill Leachate. **Wastewater Treatment Engineering**, p. 115 - 151, 2015.

GUO, W. et al. On site composting of food waste: A pilot scale case study in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 132, n. September 2017, p. 130–138, 2018.

HE, C. *et al.* Effective nitrogen removal and recovery from dewatered sewage sludge using a novel integrated system of accelerated hydrothermal deamination and air stripping. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 11, p. 6872–6880, 2015.

HE, H. et al. Nutrient sequestration from wastewater by using zeolite Na-P1 synthesized from coal fly ash. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 38, n. 8, p. 1022–1029, 18 abr. 2017.

HERMASSI, M. *et al.* Simultaneous ammonium and phosphate recovery and stabilization from urban sewage sludge anaerobic digestates using reactive sorbents. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 781–789, 2018.

HU, L. et al. Simultaneous recovery of ammonium, potassium and magnesium from produced water by struvite precipitation. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, 15 fev. 2020.

HUANG, H. *et al.* Feasibility of physicochemical recovery of nutrients from swine wastewater: Evaluation of three kinds of magnesium sources. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 70, p. 209 - 218, jan. 2017.

HUANG, H. *et al.* Nutrients removal from swine wastewater by struvite precipitation recycling technology with the use of  $Mg_3(PO_4)_2$  as active component. **Ecological Engineering**, v. 92, p.111-118, jul. 2016a.

HUANG, H. *et al.* Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology. **Journal of Cleaner Production**, v. 127, p. 302-310, 20 jul. 2016b.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro. 2011.

JAGTAP, N.; BOYER, T. H. Integrated, multi-process approach to total nutrient recovery from stored urine. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 4, n. 10, p. 1639–1650, 1 out. 2018.

JAYAWARDHANA, Y. et al. Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 1, p. 1–6, 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, n. 1, p. 1–6, 2005.

- JIA, G. *et al.* Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, p. 297–305, 2017.
- JIANG, T. *et al.* Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 219–226, 2016.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2011.
- KATAKI, S. *et al.* Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. **Waste Management**, v. 49, p. 437–454, 2016b.
- KATAKI, S. *et al.* Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 107, p. 142–156, 2016a.
- KIANI, D. *et al.* Transient Struvite Formation during Stoichiometric (1:1)  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{PO}_4^{3-}$  Adsorption/Reaction on Magnesium Oxide (MgO) Particles. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 7, n. 1, p. 1545–1556, 2018.
- KIM, D. *et al.* Effects of pH, molar ratios and pre-treatment on phosphorus recovery through struvite crystallization from effluent of anaerobically digested swine wastewater. **Environmental Engineering Research**, v. 22, n. 1, p. 12–18, 2017.
- KIM, D. *et al.* Use of concentrate water from seawater desalination plant as magnesium sources for struvite formation by using anaerobically digested effluent of swine wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 55, p. 26751–26757, 2016.
- KIM, N. The limit distribution of a modified Shapiro – Wilk statistic for normality to Type II censored data. **Journal of the Korean Statistical Society**, v. 40, n. 3, p. 257–266, 2011.
- KIRINOVIC, E. *et al.* Spectroscopic and microscopic identification of the reaction products and intermediates during the struvite ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) formation from magnesium oxide (MgO) and magnesium carbonate ( $\text{MgCO}_3$ ) microparticles. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1567–1577, 2017.
- KRISHNAMOORTHY, N. *et al.* Engineering principles and process designs for phosphorus recovery as struvite: A comprehensive review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, 1 out. 2021.
- KUMARI, S. *et al.* A holistic and sustainable approach for recovery of phosphorus via struvite crystallization from synthetic distillery wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 254, p. 120037, 2020.
- LE CORRE, K. S. *et al.* Impact of calcium on struvite crystal size, shape and purity. **Journal of Crystal Growth**, v. 283, n. 3–4, p. 514–522, 2005.

- LEE, S. H. et al. Development and validation of an equilibrium model for struvite formation with calcium co-precipitation. **Journal of Crystal Growth**, v. 372, p. 129–137, 2013.
- LEE, S. H.; KUMAR, R.; JEON, B. H. Struvite precipitation under changing ionic conditions in synthetic wastewater: Experiment and modeling. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 474, p. 93–102, 15 jul. 2016.
- LEITE, V. D. *et al.* Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. **Revista DAE**, v. 65, n. 207, p. 77–93, 2017.
- LU, B. *et al.* Phosphorus removal and recovery from wastewater by highly efficient struvite crystallization in an improved fluidized bed reactor. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. 11, p. 2879–2885, 2017.
- LUJÁN-FACUNDO, M. J. et al. Alternatives for the management of pig slurry: Phosphorous recovery and biogas generation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, 1 ago. 2019.
- MA, L. et al. Ammonia and phosphorous precipitation through struvite crystallization from swine wastewater with high suspended solid. **Desalination and Water Treatment**, v. 166, p. 258 – 266, 2018.
- MALHOTRA, M.; GARG, A. Hydrothermal carbonization of centrifuged sewage sludge: Determination of resource recovery from liquid fraction and thermal behaviour of hydrochar. **Waste Management**, v. 117, p. 114–123, 2020.
- MANNARINO, C. F. et al. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência & Saúde Coletiva**, 18(11):3235-3243, 2013.
- METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.
- MICROSOFT. MS Excel (spreadsheets), versão 2016. 2016.
- MINITAB. Minitab Statistical Software, versão 19. 2019.
- MIORIM, M. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2018.
- MIOT, H. A. Avaliação da normalidade dos dados em estudos clínicos e experimentais. **JVasc Bras**, v. 16, n. 2, p. 88–91, 2017.
- MORALES, C. G. et al. Effect of the stirring speed on the struvite formation using the centrate from a WWTP. **Revista Facultad de Ingeniería**, n. 92, p. 42–50, 2019.
- MORITA, D. M.; AVILA, R. D. L.; AIDAR, F. N. Nucleation in the formation of struvite: State of art. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 4, p. 637–654, 1 jul. 2019.

MOURA, D. A. G. Remoção de amônia por arraste com ar de lixiviados de aterros sanitários. 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MUHMWOOD, A. et al. Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: Performance optimization and interactions with heavy metals and pathogens. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1–9, 1 set. 2018.

NASCENTES, A. L. et al. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico - Aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista Teccen.*, 08 (1), p. 05-12, 2015.

NASCENTES, A. L. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2013. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

OLIVEIRA, A. G. et al. Avaliação microbiológica de tratamento conjunto de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoa de estabilização. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, vol. 9, n. 2, p. 256 – 273, 2016.

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140–157, 2017.

PAIXÃO FILHO, J. L. Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PANTZIAROS, A. G. et al. Struvite precipitation and COD reduction in a two-step treatment of olive mill wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 3, p. 730–735, 1 mar. 2018.

PERERA, M. K.; ENGLEHARDT, J. D.; DVORAK, A. C. **Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review**. **Environmental Engineering Science** Mary Ann Liebert Inc., , 1 maio 2019.

PONTES, A. C. F. **Obtenção dos níveis de significância para os testes de Kruskal Wallis, Friedman e comparações múltiplas não-paramétricas**. 2000. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

PURNOMO, C. W. et al. STRUVITE PRECIPITATION USING CONTINUOUS FLOW REACTOR. AIP CONFERENCE PROCEEDINGS. **Anais [...]** American Institute of Physics Inc., 21 mar. 2019.

RAHMAN, M. M. et al. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization - A review. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 7, n. 1, p. 139–155, 2014.

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

REQUE, P. T. Avaliação da biodegradabilidade de lixiviado de aterro sanitário consorciado com esgoto doméstico em um sistema biológico de tratamento de efluentes. 2015. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

RODRIGUES, D. M. et al. Recovery of phosphates as struvite from urine-diverting toilets: Optimization of pH, Mg:PO<sub>4</sub> ratio and contact time to improve precipitation yield and crystal morphology. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 7, p. 1276–1286, 1 out. 2019

RYU, H. D.; LEE, S. I. Struvite recovery from swine wastewater and its assessment as a fertilizer. **Environmental Engineering Research**, v. 21, n. 1, p. 29–35, 2016.

SHEN, Y. *et al.* An environmental friendly animal waste disposal process with ammonia recovery and energy production: Experimental study and economic analysis. **Waste Management**, v. 68, p. 636–645, 2017.

SIEGEL, S. **Nonparametric Statistics for the behavioral sciences**. McGraw-Hill Book Company, INC. New York, Toronto, London, 1956.

SILVA, F. B. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários**. 2009. Dissertação (Mestrado em Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, R. B. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020**. Brasília, mar. 2020b.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2020**. Brasília, mar. 2020a.

SOLON, K. et al. Plant-wide modelling of phosphorus transformations in wastewater treatment systems: Impacts of control and operational strategies. **Water Research**, v. 113, p. 97–110, 2017.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007, **Anais [...]**, Belo Horizonte. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2007.

STATASOFT. Statistica (data analysis software system), versão 8.0. 2007.

TADDEO, R.; KOLPPO, K.; LEPISTÖ, R. Sustainable nutrients recovery and recycling by optimizing the chemical addition sequence for struvite precipitation from raw swine slurries. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 52–58, 15 set. 2016.

TANSEL, B.; LUNN, G.; MONJE, O. Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. **Chemosphere**, v. 194, p. 504–514, 2018.

TURETTA, L. **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

URBAN, R. C.; ISAAC, R. L.; MORITA, D. M. Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: estado da arte. **Revista DAE**, v. 67, n. 219, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3ª Ed. Belo Horizonte, 2005.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. Ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

WANG, H. *et al.* Optimization and reaction kinetics analysis for phosphorus removal in struvite precipitation process. **Water Environment Research**, v. 92, n. 8, p. 1162–1172, 2020.

WANG, H. *et al.* Recovery of nutrients from wastewater by a MgCl<sub>2</sub> modified zeolite and their reuse as an amendment for Cu and Pb immobilization in soil. **RSC Advances**, v. 6, p. 55809–55818, 02 jun. 2016.

WANG, Q. *et al.* Assessment of phosphorus recovery from swine wastewater in Beijing, China. **Sustainability (Switzerland)**, v. 9, n. 10, 2017.

WANG, X. *et al.* Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 17–22, 2013.

WARD, A.J.; AROLA, K.; BREWSTER E. T.; MEHTA C. M.; BATSTONE D. J. Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electro dialysis. **Water Research**, v. 135, p. 57–65, 08 fev. 2018.

WU, S. *et al.* Enhancing recovery of magnesium as struvite from landfill leachate by pretreatment of calcium with simultaneous reduction of liquid volume via forward osmosis. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p.137–146, 1 jan. 2018.

WU, Z. *et al.* Forward osmosis promoted *in-situ* formation of struvite with simultaneous water recovery from digested swine wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 342, p. 274–280, 2018.

XU, K. *et al.* Removal and recovery of N, P and K from urine via ammonia stripping and precipitations of struvite and struvite-K. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 1, p. 155–164, 2016.

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, 2017.

YEE, R. A. *et al.* Nutrient recovery from source-diverted blackwater: Optimization for enhanced phosphorus recovery and reduced co-precipitation. **Journal of Cleaner Production**, v. 235, p. 417–425, 2019.

YETILMEZSOY, K. *et al.* Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: A study of financial and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 152, p. 88–102, 2017.

ZHANG, T. *et al.* Swine manure valorization for phosphorus and nitrogen recovery by catalytic–thermal hydrolysis and struvite crystallization. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 138999, 2020.

ZIN, M. M. T.; TIWARI, D.; KIM, D. J. Maximizing ammonium and phosphate recovery from food wastewater and incinerated sewage sludge ash by optimal Mg dose with RSM. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 86, p. 136–143, 2020.