



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

GIOVANA SANTOS DA PAZ

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA A PARTIR DE EFLUENTE SINTÉTICO COM
SUPLEMENTAÇÃO DE MAGNÉSIO (Mg) DE BAIXO CUSTO**

Recife
2025

GIOVANA SANTOS DA PAZ

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA A PARTIR DE EFLUENTE SINTÉTICO COM
SUPLEMENTAÇÃO DE MAGNÉSIO (Mg) DE BAIXO CUSTO**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientadora: Norma Buarque de Gusmão

Coorientadora: Maria Luiza Paes Xavier

Recife

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Paz, Giovana Santos da.

Produção de bioestrúvita a partir de efluente sintético com suplementação de magnésio (Mg) de baixo custo / Giovana Santos da Paz. - Recife, 2025.
51 p. : il., tab.

Orientador(a): Norma Buarque de Gusmão

Coorientador(a): Maria Luiza Paes Xavier

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas /Ciências Ambientais - Bacharelado, 2025.

Inclui referências.

1. Produção biológica de estrúvita. 2. Recuperação de fósforo (P). 3. Remoção de nutrientes de águas residuárias. 4. Fontes alternativas de magnésio (Mg). 5. Biotecnologia. I. Gusmão, Norma Buarque de . (Orientação). II. Xavier, Maria Luiza Paes. (Coorientação). IV. Título.

500 CDD (22.ed.)

GIOVANA SANTOS DA PAZ

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA A PARTIR DE EFLUENTE SINTÉTICO COM
SUPLEMENTAÇÃO DE MAGNÉSIO (MG) DE BAIXO CUSTO**

Trabalho de Conclusão de Curso de
Graduação apresentado ao Bacharelado
em Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais da Universidade
Federal de Pernambuco, como requisito
parcial para obtenção do título de
bacharel.

Aprovada em: ____/____/____

COMISSÃO EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **NORMA BUARQUE DE GUSMAO**
Data: 30/03/2025 18:36:17-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Norma Buarque de Gusmão (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente
 **SHYRLANE TORRES SOARES VERAS**
Data: 31/03/2025 19:34:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Shyrlane Torres Soares Veras (Examinador)
Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente
 **MISLANE IVA DA CRUZ**
Data: 31/03/2025 19:46:12-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MSc. Mislane Iva da Cruz (Examinador)
Universidade Federal de Pernambuco

Recife

2025

A Deus, pela força, e aos meus pais, pelo apoio.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho representa o resultado de uma jornada acadêmica marcada por aprendizados, desafios e conquistas, e não seria possível sem o apoio e contribuição de muitas pessoas, às quais expresso minha mais profunda gratidão.

Primeiramente, agradeço a Deus, pela força, perseverança e oportunidade de chegar até aqui.

À minha família, por todo amor, compreensão e suporte incondicional. Em especial, Valdênio Paz, Edilma Firmino, Aline Paz e Rebeca Paz, por acreditarem no meu potencial e serem minha base em todos os momentos.

À minha orientadora, Norma Buarque de Gusmão, por sua paciência, dedicação e pelas valiosas contribuições científicas e acadêmicas ao longo deste trabalho.

À minha coorientadora, Maria Luiza Paes Xavier, que, ao longo desses anos, compartilhou seus conhecimentos e contribuiu para a minha formação acadêmica e pessoal. Sua expertise e incentivo foram fundamentais para a concretização deste projeto.

À professora Bruna Soares, minha eterna gratidão por todo apoio, paciência e orientação ao longo deste projeto.

À Professora Érika Marinho, meus sinceros agradecimentos por suas valiosas contribuições científicas, que foram fundamentais para conclusão deste trabalho.

Aos meus colegas e amigos, que estiveram ao meu lado durante essa caminhada, oferecendo apoio, companheirismo e incentivo nos momentos mais difíceis. Em especial, Vanessa, pela colaboração nas atividades práticas.

Por fim, agradeço às instituições e laboratórios que possibilitaram a execução deste trabalho, bem como aos profissionais que, direta ou indiretamente, contribuíram para a sua realização.

A todos, meu sincero muito obrigada.

RESUMO

A produção biológica de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) por meio da biomineralização tem chamado a atenção da comunidade científica, especialmente porque está alinhada com a resolução de três grandes demandas: obtenção do fósforo, um recurso escasso; a necessidade de combater a eutrofização de corpos d'água; e remoção de nutrientes de águas residuárias para atender aos padrões de descarte nos corpos hídricos. Apesar disso, a limitação do processo de produção de estruvita está associada à fonte de magnésio, tornando-se relevante identificar quais fontes poderiam ser empregadas. Nesse sentido, este trabalho visa avaliar a produção biológica de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) a partir de efluente sintético simulando a urina humana hidrolisada, com emprego do *Bacillus pumilus*. O estudo comparou duas fontes de magnésio: MgO e $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, em reatores em batelada operando em condições controladas e a uma razão molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1:1,3. Os reatores foram mantidos por 10 dias, a 30 °C sob agitação de 100 rpm, e com monitoramento diário. Para isso, foram realizados testes de bancada, onde a concentração de nutrientes foi analisada por cromatografia de íons (PO_4^{3-} , NH_4^+ , Mg^{2+}), o crescimento microbiano foi avaliado por espectroscopia (660 nm), a formação de estruvita foi avaliada por meio de análises de sólidos suspensos, microscopia eletrônica de varredura (MEV) com espectroscopia de raios-X de energia dispersiva (EDS) e difração de raios-X (DRX). Os resultados obtidos indicam que a utilização do $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ tem sido identificada como a fonte de magnésio com maior potencial para a recuperação do fósforo, apresentando precipitação de sólidos fixos na ordem de 234,63 mg/L, maior remoção de matéria orgânica (97,63%, $k=0,126 \text{ d}^{-1}$) e cristais de estruvita com dimensões maiores (125 μm x 260 μm), enquanto o MgO apresentou menor desempenho (83,02%) e uma constante de velocidade reduzida ($k=0,020 \text{ d}^{-1}$), além de cristais com diâmetros médios menores (50 μm x 140 μm).

Palavras-chave: Biomineralização. Fontes alternativas. Recuperação de fósforo.

ABSTRACT

The biological production of struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) through biomineralization has attracted the scientific community's attention, particularly because it addresses three major challenges: obtaining phosphorus, a scarce resource; combating the eutrophication of water bodies; and removal of nutrients from wastewater to meet disposal standards in water bodies. However, the limitation of the struvite production process is associated with the magnesium source, making it essential to identify suitable alternatives. In this context, this study aims to evaluate the production of biostruvite from synthetic effluent simulating hydrolyzed human urine, using *Bacillus pumilus*. This study compared two magnesium sources: MgO and $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, in batch reactors operating under controlled conditions and at a molar ratio of $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ of 1:1:1,3. The reactors were maintained for 10 days at 30°C under agitation at 100 rpm, with daily monitoring. For this purpose, bench-scale tests were conducted, where nutrient concentrations were analyzed by ion chromatography (PO_4^{3-} , NH_4^+ , Mg^{2+}), microbial growth was assessed by spectroscopy (660 nm), and struvite formation was evaluated through suspended solids analysis, scanning electron microscopy (SEM) with energy-disperse X-ray spectroscopy (EDS), and X-ray diffraction (XRD). The results indicate that the use of $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ has been identified as the magnesium source with the greatest potential for phosphorus recovery, achieving a fixed solids precipitation of approximately 234,63 mg/L, higher organic matter removal (97,63%, $k=0,126 \text{ d}^{-1}$), and larger struvite crystals (125 μm x 260 μm). In contrast, MgO exhibited lower performance (83,02%) and a redacted rate constant ($k=0,020 \text{ d}^{-1}$), as well as crystals with smaller average diameters (50 μm x 140 μm).

Keywords: Biomineralization. Alternative sources. Phosphorus recovery.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Crescimento microbiano por densidade óptica (efluente sintético da urina com diferentes fontes de magnésio): a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO 37
- Figura 2 – Concentração de acetato ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO 37
- Figura 3 – Avaliação do pH dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO 39
- Figura 4 – Resultado de MEV/EDS dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – Urina 1; b) MgO – Urina 2 41
- Figura 5 – Difratoograma dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – Urina 1; b) MgO – Urina 2 42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Fontes alternativas de magnésio para a recuperação de estruvita	21
Tabela 2 –	Produção Química vs. Biológica de estruvita	24
Tabela 3 –	Componentes do meio de cultura ATCC 3 (American Type Culture Collection)	29
Tabela 4 –	Concentração utilizada na solução de macronutrientes	30
Tabela 5 –	Vantagens e desvantagens de diferentes fontes de Mg para síntese de estruvita	34
Tabela 6 –	Parâmetros cinéticos da degradação de acetato para modelo cinético de primeira ordem, para condição simulando urina com diferentes fontes de magnésio	38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	Alumínio
Ca	Cálcio
Co	Cobalto
Cd	Cádmio
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
DEGEO	Departamento de Geologia
DRX	Difração de Raio-X
EDS/EDX	Espectroscopia de raios-X de energia dispersiva
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
Fe	Ferro
H ₂ O	Água
ICSN	<i>Inorganic Crystal Structure Database</i>
K	Potássio
LABIOTA	Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental
LAGESE	Laboratório de Geologia Sedimentar e Ambiental
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
Mg ²⁺	Magnésio
MgCl ₂	Cloreto de magnésio
MgCO ₃	Carbonato de magnésio
MgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O	Fosfato de Amônio e Magnésio Hexahidratado - Estruvita
MgO	Óxido de magnésio
Mg(OH) ₂	Hidróxido de magnésio
MgSO ₄	Sulfato de magnésio
Mn	Manganês
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia

NH_4^+	Amônio
PO_4^{3-}	Ortofosfato
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
rpm	Rotação por minuto
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	FÓSFORO	18
3.2	MAGNÉSIO	20
3.3	BIOESTRUVITA	22
3.3.1	Produção biológica de estruvita	24
4	MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1	LOCAL DE EXPERIMENTAÇÃO	27
4.2	AVALIAÇÃO TEÓRICA DA FORMAÇÃO DE BIOESTRUVITA	27
4.2.1	Seleção das fontes de magnésio	27
4.3	COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS	28
4.4	MICROORGANISMO	28
4.4.1	Testes de bancada	28
4.4.2	Efluente sintético	29
4.5	CRESCIMENTO MICROBIANO	30
4.5.1	Concentração dos nutrientes de interesse e preparação das amostras	30
4.5.2	Análises físico-químicas e caracterização mineralógica	31
4.5.3	4.5.3 Parâmetros cinéticos	32
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1	ANÁLISE DA FONTE DE MAGNÉSIO DE MENOR CUSTO	33

5.2	TESTES DE BANCADA	36
5.2.1	Crescimento microbiano e consumo de acetato	36
5.2.2	Sólidos Suspensos e efeito do pH	38
5.2.3	Concentrações dos nutrientes de interesse	39
5.2.4	Caracterização dos cristais de estruvita	40
6	CONCLUSÕES	45
	REFERÊNCIAS	46

1 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um elemento químico não metálico pertencente ao Grupo 15, família 5A da tabela periódica, assim como o nitrogênio, essencial para sustentar todas as formas de vida no planeta Terra (Pantano *et al.*, 2016; Soares *et al.*, 2014). Descoberto por volta do século XVII, e desde então, tem sido empregado para diversas finalidades (Pantano *et al.*, 2016), tanto na indústria de alimentos e bebidas quanto na formulação de detergentes.

No cenário atual, o fósforo (P) assume um papel fundamental nas atividades agrícolas, com ênfase na agricultura, atuando como um dos três principais nutrientes essenciais para o crescimento das plantas, em conjunto com o nitrogênio (N) e o potássio (K) (Pantano *et al.*, 2016), na formulação de fertilizantes.

Dessa maneira, devido ao Brasil desempenhar um papel significativo na produção de alimentos, a demanda pelo fósforo (P) como fertilizante agrícola é substancial. Segundo a CONAB (2025), o Brasil internalizou 44,3 milhões de toneladas de fertilizantes em 2024, um aumento de 8,3% em relação ao ano anterior. Esse crescimento reflete a dependência do país em relação à importação de fertilizantes.

Nedelciu *et al.* (2020) indicam que, a partir de 2040, a demanda global por fósforo (P) poderá superar a oferta, uma vez que os níveis atuais de produção não conseguirão atender as necessidades decorrentes do crescimento populacional. Ademais, a presença do fósforo (P) no ambiente é crucial para sustentar a vida aquática, já que as algas dependem desse nutriente para o processo de oxigenação dos corpos hídricos (Potrich, 2019). No entanto, o excesso desse nutriente combinado com a presença de compostos nitrogenados estimula o crescimento excessivo de algas, além de aumentar a carga orgânica. Isso, por sua vez, desencadeia o fenômeno de eutrofização das águas (Diniz, 2010), resultando na mortalidade de peixes, diminuição da biodiversidade e redução dos níveis de oxigênio dissolvidos no ambiente.

Diante disso, as preocupações relacionadas com a provável escassez do fósforo (P), seu demasiado uso e com as questões ambientais têm impulsionado o desenvolvimento de novas tecnologias voltadas para a recuperação do fósforo (P) presente em águas residuárias, principalmente estratégias de baixo custo.

Segundo Zangarini *et al.* (2020), o composto mais promissor para recuperar o fósforo (P) é a estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), um mineral que se classifica como fosfato de amônio e magnésio, descrito por Castro (2014) como um cristal branco, de estrutura cristalina ortorrômbica, de baixa solubilidade em água (0,018 g/100 mL a 25°C) e que possui aplicações comerciais, incluindo fertilizantes de liberação lenta, sendo considerado eficaz devido à liberação gradual de nutrientes e garantindo a disponibilidade prolongada para as plantas (Rahman *et al.*, 2014). Além disso, seu uso é ecologicamente vantajoso, pois contribui para a redução das emissões de gases de efeito estufa (Rahman *et al.*, 2014).

Entretanto, apesar de existirem estudos sobre a produção de estruvita por meio de processos físico-químicos, sua obtenção biológica a partir da biomineralização de lodos e águas residuárias, tem sido sugerida como uma alternativa, provocando um interesse expressivo na comunidade científica (Li *et al.*, 2017; Sanchez-Róman *et al.*, 2007; Sinha *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2014).

O processo biológico da produção de estruvita ocorre por meio de microrganismos bioacumuladores, a exemplo do *Bacillus pumilus* (bactéria Gram-positiva), potencial produtor extracelular de estruvita (Li *et al.*, 2017; Simões *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014). A desvantagem dos processos físico-químicos é que esses requerem pHs mais altos que os biológicos para a precipitação de estruvita (Castro, 2014). Outro ponto é que os processos físico-químicos são empregados na etapa de polimento do tratamento do efluente, ao passo que o processo biológico pode ser empregado na presença de matéria orgânica, uma vez que é requerida para o crescimento microbiano, sugerindo possível aplicação no tratamento secundário dos efluentes.

A recuperação de fósforo (P) via processos biológicos pode ser feita como matriz diferentes tipos de águas residuárias. Diwani *et al.* (2007) avaliaram a recuperação de minerais de efluentes industriais de fertilizantes a partir da precipitação de estruvita. Outros estudos identificaram em efluentes cervejeiros a concentração de 9,98 mg/L de fósforo (P) (Santos *et al.*, 2019). Gerhardt *et al.* (2018) estudaram a remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P) do efluente de uma indústria frigorífica de suínos e o caracterizou segundo análise de teor de magnésio, cálcio, amônio e fósforo total.

A produção de estruvita é considerada uma alternativa sustentável e um processo bastante promissor, no entanto a relação custo-eficácia depende

principalmente da fonte de magnésio, o principal fator limitante (Liu *et al.*, 2013), desencorajando sua aplicabilidade em larga escala. Dockhorn (2009) verificou que 75% dos gastos associados ao processo estão relacionados à incorporação de produtos químicos à base de magnésio nos efluentes.

Diante disso, diversos estudos têm sido realizados para tentar reduzir os custos quanto ao método de precipitação química de estruvita e, com base nisso, é possível classificar as alternativas disponíveis para sua obtenção biológica. Nesse sentido, este trabalho visa avaliar a produção de bioestruvita a partir de efluente sintético com suplementação de fonte de magnésio de baixo custo, com o intuito de estabelecer uma inovação de processo e torná-lo economicamente viável por meio da otimização da produção do mineral.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliação da produção de bioestruvita a partir de efluente sintético com suplementação de fonte de magnésio de baixo custo, visando a aplicabilidade do processo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

São objetivos específicos:

- i) Identificar a fonte de magnésio (Mg) de menor custo;
- ii) Avaliar o efeito da concentração da fonte de menor custo de magnésio (Mg), na suplementação efluente sintético, para produção de bioestruvita em testes de bancada;
- iii) Estabelecer parâmetros cinéticos de formação de bioestruvita, provenientes dos testes realizados no objetivo 2, a partir das diferentes concentrações de magnésio (Mg).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os ciclos biogeoquímicos, essenciais para manter o equilíbrio do planeta, têm sido impactados negativamente por atividades humanas (Aduan; Vilela; Reis, 2004). Frente ao desequilíbrio crescente no ciclo do fósforo, é necessário priorizar o desenvolvimento de tecnologias voltadas à recuperação e uso eficiente desse nutriente.

3.1 FÓSFORO

O fósforo (P) é um elemento químico insubstituível, essencial para diversas funções biológicas, sem que haja outro elemento químico capaz de desempenhar suas funções (Castro, 2014; Pantano *et al.*, 2016). O fósforo (P) está presente no DNA e no RNA, onde forma ligações fosfodiéster, e no ATP, molécula responsável pelo transporte de energia nas células. O fósforo (P) também compõe as membranas celulares na forma de fosfolipídios (Pantano *et al.*, 2016). Além de sua importância biológica, o fósforo (P) é fundamental para a agricultura, onde atua como um nutriente fundamental para o crescimento das plantas.

O fósforo (P) tem sido amplamente utilizado em diversas aplicações, incluindo a indústria de alimentos e bebidas, além da formulação de detergentes. Os resíduos e águas residuárias decorrentes desses usos possuem potencial significativo para a produção de bioestrúvita. O fósforo (P) também é essencial para garantir a segurança alimentar (Nedelciu *et al.*, 2020; Pantano *et al.*, 2016), sendo um componente-chave dos fertilizantes NPK, que combinam nitrogênio, fósforo e potássio para corrigir deficiências do solo.

Apesar de ocupar a 12ª posição entre os elementos mais abundantes na crosta terrestre, a intensa exploração de suas reservas não renováveis representa um risco significativo de escassez futura (Benites, 2015; FAO, 2008). Pantano *et al.* (2016) destacam que o fósforo (P), ao contrário de elementos como carbono, nitrogênio e enxofre, não possui compostos gasosos na natureza, o que torna sua ciclagem mais complexa.

Ademais, o fósforo (P) não está uniformemente distribuído pelo planeta, gerando desafios na gestão global desse recurso, especialmente porque sua disponibilidade não atende de forma proporcional às crescentes demandas

provenientes da humanidade (Castro, 2014; Zhao *et al.*, 2019). Nedelciu *et al.* (2020) indicam que, a partir de 2040, a demanda global por fósforo (P) poderá superar a oferta, uma vez que os níveis atuais de produção não conseguirão atender as necessidades decorrentes do crescimento populacional. Para mitigar esse problema, é indispensável investir em práticas sustentáveis que promovam a reciclagem e a recuperação desse recurso vital.

Segundo Jasinski (2019, apud Saerens *et al.*, 2021), os maiores produtores globais de fósforo (P) em 2018 foram China, Marrocos, Saara Ocidental, Estados Unidos e Rússia, responsáveis por 52%, 12%, 10% e 5% da produção mundial, respectivamente. Isso significa que poucos países controlam a maior parte do fornecimento global desse recurso essencial.

Devido ao Brasil desempenhar um papel significativo na produção de alimentos, a demanda pelo fósforo como fertilizante agrícola é substancial. Porém, as reservas nacionais de fosfato são limitadas e de qualidade inferior, com altas concentrações de ferro (Fe) e alumínio (Al). Essas limitações dificultam a extração e o aproveitamento eficiente do fósforo (P) nacional, obrigando o país a recorrer a importações para atender às demandas agrícolas (Benites, 2015). Nos últimos nove anos, a dependência do Brasil em relação aos fertilizantes importados aumentou significativamente, atingindo um crescimento de aproximadamente 160%. Além disso, o poder de compra desses insumos foi reduzido, principalmente devido ao conflito entre Rússia e Ucrânia, que levou a um aumento superior a 100% nos preços (Argenta *et al.*, 2023).

Ademais, a presença do fósforo no ambiente é crucial para sustentar a vida aquática, já que as algas dependem desse nutriente para o processo de oxigenação dos corpos hídricos (Potrich, 2019). Entretanto, o excesso desse nutriente combinado com a presença de compostos nitrogenados estimula o crescimento desordenado de algas, aumentando também a carga orgânica. Isso, por sua vez, desencadeia o fenômeno de eutrofização das águas (Diniz, 2010).

Nesse contexto, preocupações sobre a possível escassez desse elemento, seu uso excessivo e os impactos ambientais associados têm incentivado o desenvolvimento de tecnologias novas e acessíveis para recuperar o fósforo (P) presente em águas residuárias.

3.2 MAGNÉSIO

O magnésio (Mg) desempenha um papel fundamental na produção de estruvita. No entanto, as águas residuárias geralmente apresentam níveis insuficientes de magnésio, exigindo a adição de compostos como sais de sulfato de magnésio (MgSO_4), cloreto de magnésio (MgCl_2) ou óxido de magnésio (MgO), amplamente utilizados devido à sua reatividade e pureza elevada. Apesar da eficiência desses compostos, o custo relacionado à utilização desses reagentes é um fator limitante, destacando a necessidade de alternativas mais econômicas para viabilizar sua adoção (Kataki *et al.*, 2016; Mamakoa *et al.*, 2019; Türker; Çelen, 2006).

O custo da produção de estruvita é significativamente influenciado pela fonte de magnésio, representando cerca de 75% dos custos totais (Dockhorn, 2009). Castro (2014) destaca ainda que o elevado consumo de sais na produção de estruvita representa um dos principais desafios para a aplicação dessa técnica em larga escala, devido aos altos custos operacionais envolvidos.

A substituição de compostos de magnésio (Mg) de alta pureza por fontes alternativas tem sido amplamente explorada para reduzir os custos de recuperação de estruvita. Essas alternativas, embora apresentem desafios, mostram potencial significativo em diferentes contextos. A Tabela 1 apresenta as principais características, vantagens e limitações relacionadas a cada fonte.

Tabela 1 – Fontes alternativas de magnésio para a recuperação de estruvita.

Fonte	Descrição	Eficiência	Limitações	Referências
Água do mar	Deriva da dissolução de minerais ricos em Mg.	Recuperação de P de até 95%.	Necessita de doses elevadas de Mg devido à presença de íons interferentes como Ca^{2+} e Na^+ . Eficiência de recuperação semelhante à do MgCl_2 .	Lee <i>et al.</i> (2003); Shin e Lee (1997).
Bittern	Subproduto do processo de produção de sal, com concentrações de Mg entre 9.220-32.000 mg l^{-1} .	Recuperação de P de até 99%.	Maior eficiência em recuperar P do que NH_4^+ . Mais rentável em áreas costeiras.	Etter <i>et al.</i> (2011); Lee e Zhao (2002).
Magnesita	Principal fonte de Mg, amplamente utilizado na obtenção de Mg metálico.	Dissolução ácida: 50% de aumento na recuperação de estruvita.	Mais rentável que o bittern e o MgSO_4 ; 34% de redução de custos quando comparado ao uso de MgCl_2 .	Etter <i>et al.</i> (2011); Gunay <i>et al.</i> (2008); Huang <i>et al.</i> (2010a,b).
Cinzas de madeira	Contêm Mg, mas também metais pesados.	Recuperação de P de até 99%.	Altos níveis de metais pesados podem limitar seu uso como fertilizante.	Sakthivel <i>et al.</i> (2011).

Fonte : Adaptado de Kataki *et al.*, 2016; Mamakoa *et al.*, 2019.

Cada fonte de magnésio possui particularidades que influenciam sua viabilidade técnica e econômica. A água do mar é uma opção economicamente viável em regiões costeiras, mas pode exigir doses elevadas de magnésio devido à presença de íons interferentes, que podem prejudicar a pureza, a eficiência e as propriedades físicas da estruvita durante sua produção. Íons divalentes como Cálcio (Ca), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), cobalto (Co) e cádmio (Cd) competem com o magnésio (Mg), enquanto íons monovalentes, como potássio (K), competem com a amônio (NH_4^+) (Branford-Hartke; Razmjou; Gregory, 2021; Castro, 2014; Kataki *et al.*, 2016; Shin; Lee, 1997).

Da mesma forma, a magnesita apresenta um grande potencial quando tratado por calcinação (Huang *et al.*, 2010b). A magnesita, um mineral natural com baixa solubilidade, quando submetida ao processo de calcinação, se transforma em magnésia, um óxido com maior solubilidade e reatividade. Além disso, as cinzas de madeira também são consideradas recursos acessíveis, no entanto, seu uso é limitado pelos metais pesados que contêm, tornando-as menos adequadas para a produção de fertilizantes. (Kataki *et al.*, 2016; Mamakoa *et al.*, 2019; Sakthivel *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2017).

As águas residuárias geralmente possuem concentrações inadequadas de magnésio, tornando necessária a adição de compostos como sulfato de magnésio (MgSO_4), cloreto de magnésio (MgCl_2) ou óxido de magnésio (MgO), amplamente utilizados devido à sua elevada reatividade e pureza. Embora esses compostos sejam eficientes, seu custo representa um fator limitante, reforçando a necessidade de alternativas mais acessíveis para viabilizar sua aplicação (Kataki *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2017; Mamakoa *et al.*, 2019; Türker; Çelen, 2007).

3.3 BIOESTRUVITA

De acordo com Castro (2014), a estruvita é definida como um sólido de coloração branca e estrutura cristalina ortorrômbica, formado a partir da combinação equimolar de fosfato (PO_4^{3-}), amônio (NH_4^+), magnésio (Mg^{2+}) e seis moléculas de água (H_2O) (Equação 1). O processo de formação ocorre em duas etapas: nucleação, que envolve a formação de cristais embriões, e crescimento, que consiste na agregação desses cristais (Castro, 2014; Doyle; Parsons, 2002).



As características morfológicas dos cristais de estruvita variam significativamente em função das condições operacionais do processo de cristalização. Fatores como temperatura, concentração e interação iônica, pH e tempo de retenção influenciam diretamente as interações moleculares durante a formação cristalina, podendo resultar em diversas estruturas distintas. Entre as morfologias mais comumente observadas destacam-se formas prismáticas,

piramidais, ortorrômbica e dendríticas, sendo a estrutura ortorrômbica reconhecida como a configuração termodinamicamente mais estável (Tansel; Lunn; Monje, 2018).

Os cristais de estruvita são comumente encontrados em ambientes com alta turbulência e pH básico, onde sua solubilidade é reduzida. Esses cristais tendem a se formar em locais com altas concentrações de fosfato e nitrogênio, como tubulações e equipamentos utilizados em processos de digestão anaeróbia e pós-digestão (Castro, 2014).

Ainda de acordo com este autor, a estruvita, devido à sua baixa solubilidade, é classificada como um fertilizante de liberação lenta. Esse composto tem potencial para ser utilizado em diversos mercados, como jardinagem, produção de alimentos naturais e orgânicos, além de atrair o interesse de consumidores que buscam produtos ecologicamente sustentáveis (Castro, 2014).

Doyle e Parsons (2002) destacam que a estruvita apresenta vantagens como fertilizante, especialmente devido ao seu baixo teor de metais pesados em comparação com rochas fosfatadas extraídas e utilizadas pela indústria de fertilizantes.

Diwani *et al.* (2007) investigaram a recuperação de minerais, como fósforo (P) e nitrogênio (N), a partir da precipitação de estruvita em efluentes industriais de fertilizantes. Em efluentes cervejeiros, Santos *et al.* (2019) identificaram uma concentração média de 9,98 mg/L de fósforo. Além disso, Gerhardt *et al.* (2018) caracterizaram o efluente de uma indústria frigorífica de suínos, analisando parâmetros como teor de magnésio, cálcio, amônio e fósforo total, com foco na remoção de nitrogênio e fósforo por meio de processos de precipitação.

Outros estudos também contribuíram para a compreensão da variabilidade dos efluentes. Xavier *et al.* (2014) avaliaram sobrenadantes de digestores anaeróbios de sistemas com remoção biológica de fósforo, enquanto Castro (2014) utilizou efluentes sintéticos para estudar a precipitação de estruvita. Além disso, Foletto *et al.* (2013b) investigaram a adsorção de corante a partir de soluções aquosas, como as provenientes de tinta de couro, e Foletto *et al.* (2013c) analisaram resíduos de indústrias de bebidas de cola.

A remoção de nutrientes de efluentes pode ser realizada por meio de processos físico-químicos, como aqueles baseados em precipitação de estruvita, que, embora eficazes, apresentam limitações econômicas devido à necessidade de adição de compostos de magnésio (Mg), especialmente quando aplicados a

efluentes com baixas concentrações de fósforo (P). Por outro lado, os processos biológicos, apesar de demandarem condições operacionais mais complexas e maior tempo de retenção, mostram-se mais simples e vantajosos economicamente (Leng; Colston; Soares, 2020; Remy *et al.*, 2013). A Tabela 2 mostra de forma resumida as diferenças fundamentais entre os processos físico-químicos e biológicos de produção de estruvita.

Tabela 2 – Produção Química vs. Biológica de estruvita.

Aspecto	Produção Química	Produção Biológica
Mecanismo	Precipitação química direta de Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-}	Biomíneralização por microrganismos (ex.: PAOs)
Eficiência	Alta em efluentes concentrados (ex. digestor anaeróbio)	Funciona mesmo em baixas [P] (<40 mg/L)
Pureza dos cristais	Alta, mas sensível a Ca^{2+} e Fe^{2+}	Menor pureza (pode conter matéria orgânica)
pH ótimo	>8,5	Em torno de 7,8
Tempo de processo	Rápido	Lento
Custos operacionais	Alto	Baixo
Eficiência em [P] baixa	Limitada (exige dosagem de Mg^{2+})	Viável
Referências	Morita <i>et al.</i> , 2019; Remy <i>et al.</i> , 2013; Simões <i>et al.</i> , 2018	Leng; Colston; Soares, 2020; Li <i>et al.</i> , 2017; Simões <i>et al.</i> , 2017

Fonte: A autora (2025).

3.3.1 Produção biológica de estruvita

Embora existam diversos estudos sobre a produção de estruvita por meio de processos físico-químicos, a obtenção biológica desse mineral, por meio da biomíneralização de lodos e águas residuárias, tem sido proposta como uma alternativa promissora, gerando crescente interesse entre pesquisadores (Li *et al.*, 2017; Sanchez-Roman *et al.*, 2007; Sinha *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2014). A biomíneralização de compostos de fósforo (P), como estruvita, fosfato de magnésio e fosfato de cálcio, foi demonstrado como um subproduto do metabolismo de bactérias específicas frequentemente encontradas no ambiente (Simões *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014).

A produção biológica de estruvita ocorre por meio de microrganismos bioacumuladores, como o *Bacillus pumilus*, uma bactéria Gram-positiva, com potencial para produção extracelular de estruvita. Outros microrganismos como

Halobacterium salinarum, *Myxococcus xanthus* e *Brevibacterium antiquum*, frequentemente encontrados no ambiente, também são potenciais produtores de bioestruvita como um subproduto metabólico (Li *et al.*, 2017; Simões *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014).

Estudos comparativos revelaram que *B. pumilus* e *B. antiquum* apresentam superior capacidade de remoção de nutrientes e formação de cristais em diversos meios de cultivo quando comparadas a outras espécies como *M. xanthus* e *H. salinarum*. Essa superioridade foi confirmada por trabalhos subsequentes, que reportaram produções na faixa de 131-198 mg/L de cristais, equivalente a 16,107-24,344 mg P/L, reforçando o potencial desses microrganismos para aplicações em processos de recuperação de nutrientes (Simões *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014).

Uma das vantagens dos processos biológicos em relação aos físico-químicos é que este último exige pH mais elevado para a precipitação da estruvita (Castro, 2014). Estudos demonstram que a nucleação de estruvita ocorre exclusivamente em condições de supersaturação (Equação 1), sendo o pH um fator crítico no processo. Pesquisas com precipitação biológica indicam maior eficiência na faixa de pH 7,3-8,3, com ótimo em torno de 7,8, embora as bactérias envolvidas mantenham viabilidade em uma ampla faixa (pH 5,7-9,1). Nota-se que esses valores se sobrepõem parcialmente às condições ideais para precipitação química (pH >8,5), o que pode dificultar a distinção entre os mecanismos biológico e químico de formação dos cristais (Simões *et al.*, 2017; Simões *et al.*, 2018).

Além disso, enquanto os processos físico-químicos são geralmente aplicados na etapa de polimento do tratamento de efluentes, o processo biológico pode ser implementado na presença de matéria orgânica, uma vez que esta é necessária para o crescimento microbiano. Isso sugere a possibilidade de aplicação ainda no tratamento secundário dos efluentes.

A formação de estruvita biológica depende não apenas da disponibilidade dos íons nutrientes, mas também de diversos fatores operacionais. Dentre os parâmetros mais relevantes destacam-se: (i) a seleção de microrganismos, (ii) características do substrato utilizado, (iii) tempo necessário para cultivo microbiano, (iv) interações iônicas (especialmente Ca^{2+} e Mg^{2+}), (v) balanço estequiométrico entre fósforo (P), nitrogênio (N) e magnésio (Mg), e (vi) controle de pH. Conforme evidenciado na literatura, as condições mais críticas para a cristalização biológica

são a proporção entre nutrientes, o pH do meio e a relação cálcio/magnésio, que influenciam diretamente a eficiência do processo (Huang; Xu; Zhang, 2011; Leng; Soares, 2023; Lin *et al.*, 2012; Simões *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014).

Diante do exposto, embora a compreensão dos mecanismos envolvidos na produção biológica de estruvita tenham avançado, a literatura científica ainda apresenta lacunas significativas nessa área, demandando pesquisas mais aprofundadas para solidificação do conhecimento. Aspectos fundamentais como a proporção estequiométrica dos nutrientes e parâmetros físico-químicos do meio devem ser criteriosamente avaliados para identificar efluentes com potencial de aplicação nesta tecnologia emergente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE EXPERIMENTAÇÃO

Os testes foram conduzidos nos Laboratórios de Saneamento Ambiental (LSA) e de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), no *campus* Sede.

As análises mineralógicas foram realizadas no Laboratório de Geologia Sedimentar e Ambiental (LAGESE) da UFPE (*campus* Sede), onde foram empregadas técnicas de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) com Espectroscopia de Dispersão de Energia (EDS), e no Laboratório de Química da UFPE, situado no *campus* Caruaru, onde foi feita a Difração de Raios-X (DRX).

4.2 AVALIAÇÃO TEÓRICA DA FORMAÇÃO DE BIOESTRUVITA

O método empregado consistiu em uma revisão de trabalhos com o intuito de consolidar os resultados encontrados na literatura e aprofundar o conhecimento sobre os processos de formação da bioestruvita. Adotou-se metodologias já estabelecidas para formação dos cristais de estruvita a partir de diferentes efluentes, bem como o estudo das técnicas utilizadas para avaliar a eficiência na remoção de nutrientes (Castro, 2014; Foletto *et al.*, 2012a; Huang *et al.*, 2015; Lin *et al.*, 2012; Simões *et al.*, 2020; Xavier *et al.*, 2014).

4.2.1 Seleção das fontes de magnésio

Com o objetivo de desenvolver uma estratégia economicamente viável, foram realizadas análises teóricas e um levantamento bibliográfico, tanto de trabalhos internacionais quanto nacionais, para identificar as principais fontes de magnésio (Mg) empregadas na síntese biológica de estruvita.

Utilizaram-se como fontes de magnésio (Mg) reagentes comerciais de sulfato de magnésio heptahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e óxido de magnésio (MgO). Dessa forma, foi possível comparar o desempenho de cada fonte e determinar qual delas é mais rentável. A seleção dessas fontes (MgO e $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) considerou critérios técnicos, econômicos e biológicos. Entre as alternativas disponíveis, priorizaram-se

compostos que combinassem baixo custo com eficiência comprovada na precipitação de estruvita. O MgO foi selecionado por seu custo competitivo, enquanto o $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ foi incluído por sua alta solubilidade e desempenho documentado em estudos anteriores, com taxas de recuperação de fósforo (P) acima de 90% (Castro, 2014; Katakai *et al.*, 2016; Ye *et al.*, 2014).

4.3 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A identificação dos efluentes com potencial de aplicação na produção de estruvita biológica ocorreu a partir do estudo exploratório e da coleta de dados obtidos de diferentes artigos científicos.

Neste trabalho, foi utilizado efluente sintético formulados com base em urina humana hidrolisada. A seleção desse efluente sintético justifica-se por três fatores: (i) sua composição rica em sais minerais; (ii) ser um recurso ilimitado; e (iii) sua utilização na recuperação comercial de estruvita físico-química (Katakai *et al.*, 2016; Zeng *et al.*, 2018).

A composição do efluente foi adaptada de Zeng *et al.* (2018) e enriquecida com diferentes fontes de magnésio (Mg), com o intuito de avaliar a influência desse elemento na formação da estruvita. A adoção de uma formulação padronizada permitiu um controle preciso das variáveis, possibilitando a análise do efeito das distintas fontes de Mg no processo biológico de precipitação biológica da estruvita.

4.4 MICRORGANISMO

O microrganismo *Bacillus pumilus*, Meyer & Gottheil (ATCC 14884, CCT 3115), obtido do banco de cepas da Fundação André Torsello, foi empregado para realização dos testes de bancada.

4.4.1 Testes de bancada

O microrganismo *Bacillus pumilus* foi ativado em meio ágar ATCC 3 (Tabela 3) em placas de Petri por um período de 4 dias. Posteriormente, a bactéria foi transferida para frascos de penicilina com septo de borracha butílica e lacre de alumínio contendo 25 mL do caldo ATCC 3, sendo realizado um inóculo de $0,25 \text{ cm}^2$,

mantidos a 30°C sob agitação de 100 rpm, também por 4 dias. No entanto, de acordo com a análise do crescimento microbiano, o microrganismo se adaptou e o tempo necessário para atingir 2/3 da fase exponencial de crescimento foi de 26 horas, levando em consideração que a fase exponencial teve início por volta das 12 horas e encerrou às 34 horas.

Tabela 3 – Componentes do meio de cultura ATCC 3 (American Type Culture Collection).

Compostos	Concentrações (g/L)
Extrato de carne	3
Peptona	5
Ágar	15
pH	6,8

Fonte: Difco & BBL Manual (2009).

4.4.2 Efluente sintético

A cultura crescida em meio líquido foi transferida para frascos com volume total de 100 mL, contendo 45 mL do efluente sintético escolhido: urina hidrolisada, conforme sugerido por Zeng *et al.* (2018). A primeira batelada foi suplementada com sulfato de magnésio heptahidratado, enquanto a segunda com suplementação de óxido de magnésio autoclavados, composto por macronutrientes indicados na Tabela 4, e por 1 mL/L de micronutrientes (mg/L): 50 H_3BO_3 ; 50 ZnCl_2 ; 30 CuCl_2 ; 50 $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$; 50 $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; 50 CoCl_2 e 50 NiCl_2 , conforme proposto por Lin *et al.* (2012) e Huang *et al.* (2015).

Os reatores foram montados em batelada com inóculo na proporção de 10% v/v a 30°C sob agitação de 100 rpm. Os experimentos foram realizados em duplicata e os controles, ou seja, sem a inoculação do microrganismo, foram mantidos nas mesmas condições.

As concentrações de NH_4^+ , PO_4^{3-} e Mg^{2+} de ambos os meios (Urina e Urina 2) foram de (mg/L): 724,5, 202,3 e 263, respectivamente.

Tabela 4 – Concentração utilizada na solução de macronutrientes.

Macronutrientes	Concentração (mg/L)	
	Meio sintético 1	Meio sintético 2
CH ₃ COONa	720	720
NH ₄ Cl	2153	2153
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2668	-
K ₂ HPO ₄	185,5	185,5
KH ₂ PO ₄	144,9	144,9
MgO	-	436,2
pH	6,24	6,53

Fonte: Adaptado de Lin *et al.* (2012), Simões *et al.* (2018).

A formação de estruvita ocorre na presença dos íons de magnésio (Mg²⁺), amônio (NH₄⁺) e fosfato (PO₄³⁻), a razão estequiométrica de Mg²⁺:NH₄⁺:N:PO₄³⁻:P = 1:1:1 (Yetilmezsoy *et al.*, 2017). No entanto, seguindo as recomendações de Simões *et al.* (2020), optou-se pela relação 1:1:1,3, uma vez que concentrações acima da razão molar teórica (1:1:1) favorecem o desencadeamento da precipitação e/ou obtenção de taxas suficientes de recuperação de P.

4.5 CRESCIMENTO MICROBIANO

Amostras dos meios inoculados foram coletadas em intervalos de 0, 3, 5, 7 e 10 dias após a inoculação para avaliar o crescimento microbiano e a concentração de fosfato, amônio, magnésio e acetato presentes no efluente. Os intervalos de amostragem foram definidos com base: (i) na curva de crescimento do *B. pumilus*, que atingiu fase estacionária em aproximadamente 3 dias; (ii) em estudos prévios com biomineralização (Kumari e Jagadevan, 2022; Simões *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2014) e (iii) em pré-testes que indicaram remoção estável de PO₄³⁻ após 7 dias (Lin *et al.*, 2012). O crescimento microbiano foi analisado por espectrofotometria (660 nm).

4.5.1 Concentrações dos nutrientes de interesse e preparação das amostras

Para caracterizar e identificar os cristais de estruvita, uma parte dos reatores do décimo dia foi destinada às análises de MEV/EDS e DRX, o que exigiu um

volume maior de amostra. Por essa razão, os reatores do dia 10 foram preparados em Erlenmeyer com capacidade total de 500 mL, utilizando um volume reacional de 200 mL.

Os cristais presentes na fase sólida foram filtrados a vácuo através de membranas de fibra de vidro (1,2 μm) e avaliados em 10 dias de incubação. Em seguida, foram caracterizados por microscopia eletrônica de varredura de alta resolução (MEV) com espectroscopia de raios-X de energia dispersiva (EDS/EDX).

Após a coleta no décimo dia, os cristais retidos foram submetidos à desidratação em álcool etílico. O procedimento consistiu na adição das amostras em soluções de álcool etílico em concentrações crescentes (50%, 70%, 80%, 90% e 100%), com intervalos de aproximadamente 1 hora para secagem entre cada etapa. As membranas foram então raspadas e os cristais foram depositados em placas de Petri para realizar as desidratações. Na etapa final, para garantir que as amostras estivessem completamente secas, elas permaneceram em repouso por 24 horas, a temperatura ambiente.

4.5.2 Análises físico-químicas e caracterização mineralógica

O crescimento microbiano foi monitorado por meio de densidade óptica, utilizando o espectrofotômetro Spectroquant® Prove 300 da MERCK® a um comprimento de onda de 660 nm. As amostras foram diluídas na proporção de 1:5 com água Mili-Q, a qual também foi utilizada para calibrar o equipamento. O pH foi medido com pHmetro (Simpla PH140 - AKSO®).

A análise da formação de bioestruturas foi feita por meio de partículas suspensas, onde os cristais encontram-se contidos nos sólidos, a partir da metodologia estabelecida no APHA (2023). Além disso, eventuais contaminações foram examinadas por microscopia óptica; plaqueamento em meio específico ATCC 3 e a coloração de Gram, seguindo as instruções contidas no manual do kit da Newprov, que inclui o cristal violeta para coloração, lugol para fixação, acetona para descoloração e fucsina para contracoloração.

A quantificação do acetato foi realizada por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE/HPLC), utilizando um sistema de cromatografia da série Shimadzu Prominence CBM-20A, detector RID; e as concentrações dos íons (PO_4^{3-} , NH_4^+ e Mg^{2+}) foram determinadas por cromatografia de íons (Thermo Scientific™ Dionex™

ICS-2100). O consumo de acetato foi monitorado para avaliar a cinética de crescimento microbiano, uma vez que este composto serve como principal fonte de carbono e energia para o microrganismo *B. pumilus*.

As características dos sólidos precipitados foram analisadas por meio de DRX e MEV. Essas análises foram conduzidas no Laboratório de Química da UFPE (*campus* Caruaru) e no Laboratório de Geologia Sedimentar e Ambiental (LAGESE) do Departamento de Geologia (DEGEO) da UFPE, *campus* Recife, respectivamente.

4.5.3 Parâmetros cinéticos

Os parâmetros cinéticos (acetato, magnésio, amônio e fosfato) foram definidos por método de integração utilizando a equação matemática de primeira ordem simplificada (Equação 2), proposto por Motteran *et al.*, (2016).

$$C = C_r + (C_i - C_r)^{(-k \cdot t)} \quad (2)$$

onde:

C = percentual de concentração de acetato , magnésio, amônio ou fosfato (%);

C_r = percentual de concentração residual de acetato, magnésio, amônio ou fosfato (%);

C_i = percentual de concentração inicial de acetato, magnésio, amônio ou fosfato (%);

k = constante de decaimento (h^{-1});

t = tempo (h).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DA FONTE DE MAGNÉSIO DE MENOR CUSTO

Ainda que a produção de estruvita seja uma alternativa sustentável e um processo bastante promissor, a relação custo-eficácia depende principalmente da fonte de magnésio (Mg), o principal fator limitante, desencorajando sua aplicabilidade em larga escala (Liu *et al.*, 2013). Geralmente, as águas residuárias apresentam menores concentrações de magnésio (Mg) em relação ao fosfato e amônio, sendo necessário a suplementação de magnésio (Mg) para posterior formação de estruvita.

Diversas pesquisas têm sido realizadas para tentar reduzir os custos quanto ao método de precipitação química de estruvita e, com base nisso, é possível classificar as alternativas disponíveis para sua obtenção biológica. De acordo com Huang *et al.* (2010, 2011), a utilização de fontes renováveis e economicamente viáveis de magnésio (Mg) é uma alternativa rentável para diminuir os custos relacionados ao processo de produção de estruvita.

Diferentes fontes de magnésio (Mg) têm sido utilizadas para obter a estruvita, como cloreto de magnésio (MgCl_2), sulfato de magnésio (MgSO_4) e o hidróxido de magnésio [$\text{Mg}(\text{OH})_2$]. Entretanto, são fontes de alto custo. Outras fontes de magnésio (Mg) têm sido sugeridas, como a utilização direta de sais de magnésio comerciais. No entanto, essa abordagem pode resultar em custos adicionais, uma vez que esses sais nem sempre são eficientes na recuperação de fósforo (P) de águas residuárias (Liu *et al.*, 2013); o carbonato de magnésio (MgCO_3), mineral de ocorrência natural e abundante; água do mar ou bittern, subproduto da produção de sal a partir da água do mar, e cinzas de madeira.

Segundo Lee *et al.* (2003), a utilização de bittern como fonte de magnésio (Mg) de baixo custo para remoção de fósforo de soluções puras, foram equivalentes às obtidas com MgCl_2 ou água do mar. Etter *et al.* (2011) avaliou diferentes fontes de magnésio (Mg) para recuperação de fósforo (P) e os resultados mostraram que o bittern, apesar de ser uma fonte prática de magnésio (Mg) e do custo-benefício, teria que ser transportado da Índia para o Nepal. Ademais, Sakthivel *et al.* (2012) investigou a utilização de cinzas de madeira como fonte de magnésio (Mg) para formação de estruvita e concluiu que, apesar de ser economicamente viável,

dependendo da sua composição, é uma fonte perigosa devido às altas concentrações de metais pesados.

Na Tabela 5 é possível observar as vantagens e desvantagens de quatro diferentes fontes de Mg.

Tabela 5 – Vantagens e desvantagens de diferentes fontes de Mg para síntese de estruvita

Fontes	Óxido de magnésio	Bittern	Carbonato de magnésio	Cloreto de magnésio
Descrição	Mineral branco inodoro	Subproduto da produção de sal a partir da água do mar	Mineral sólido branco de ocorrência natural	Cristal incolor e inodoro
Fórmula	MgO	Mg ²⁺	MgCO ₃	MgCl ₂
Vantagem	Disponibilidade	Alta concentração de Mg ²⁺	Baixo custo	Disponibilidade
Desvantagem	Processamento requer energia	Custo adicional de transporte	Produção de lodo	Alto custo

Fonte: Adaptado de Etter *et al.* (2011), Mamakoa *et al.* (2019).

O estudo conduzido por Rodrigues *et al.* (2022, apud Alves, 2022), concentra-se na exploração de fontes alternativas de Mg com o objetivo de viabilizar a precipitação de estruvita para posterior utilização como fertilizante agrícola. Nos experimentos realizados, os pesquisadores utilizaram sal marinho e bittern como fontes de magnésio (Mg) para a precipitação de estruvita em diferentes amostras de urina hidrolisada. Seu objetivo era avaliar a viabilidade dessas fontes na formação do mineral. Ao final da pesquisa, a equipe concluiu que o uso de bittern se apresenta como uma alternativa promissora em relação às fontes comerciais de magnésio (Mg). Isso se deve à combinação de baixo custo, alta eficiência na recuperação de fósforo e produção de cristais de estruvita de maior granulometria, em comparação com aqueles obtidos a partir de fontes convencionais. Além disso, os resultados sugerem que o bittern é ainda mais vantajoso que o sal marinho. Em última análise, os autores afirmam que o bittern se destaca como uma fonte interessante de magnésio (Mg) para a precipitação de estruvita, pois além de aprimorar a transferibilidade do processo, resulta em cristais de estruvita com aplicação potencial como fertilizante.

Lahav *et al.* (2013, apud Castro, 2014), utilizaram como fonte alternativa de magnésio (Mg) uma solução de baixo custo obtida pela nanofiltração e separação prévia da água do mar, na obtenção do composto $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ a partir de efluentes líquidos. Os resultados obtidos indicaram a efetividade do método, com obtenção dos cristais de estruvita e remoção de fósforo superior a 90%, além de redução de cerca de 50% dos custos dos processos em comparação aos resultados obtidos com reagentes convencionais.

Huang *et al.* (2012, 2011) verificaram a influência de magnesita (MgCO_3) decomposta na formação da estruvita. Os resultados indicaram que o uso da magnesita decomposta tem potencial de reduzir em cerca de 34%.

Mamakoa *et al.* (2019) avaliou o óxido de magnésio (MgO), carbonato de magnésio (MgCO_3) e cloreto de magnésio (MgCl_2) como fontes de Mg para síntese de estruvita, considerando a qualidade da estruvita, os impactos ambientais, a disponibilidade e os custos. O estudo mostrou que o MgCO_3 é a fonte mais ecológica, rentável e de fácil acesso para formação de estruvita de águas residuárias.

As principais empresas responsáveis pelo fornecimento do MgCO_3 no Brasil estão distribuídas no Nordeste do país, mais especificamente no Ceará e na Bahia. Dentre elas, o principal produtor é a Magnesita S.A., responsável pela produção de aproximadamente 80% e com o maior faturamento. A produção nacional de magnesita bruta é liderada por empresas como a Ibar Nordeste S.A., Xilolite S/A e Magnesium do Brasil Ltda (MME, 2019).

Castro (2014), por sua vez, estudou a precipitação de estruvita por meio de processos físico-químicos e utilizou, como fonte alternativa de magnésio (Mg), suspensões de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, um composto com alto teor de MgO , de baixo custo e obtido pela hidratação de MgO industrial. O autor destaca que o preço comercial desse composto industrial de MgO é de aproximadamente R\$980,00 por tonelada.

Diante das alternativas avaliadas, a seleção do $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e MgO como fontes de magnésio (Mg) neste estudo baseou-se em um equilíbrio entre critérios técnicos e viabilidade econômica. O $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ foi priorizado por sua alta solubilidade em condições fisiológicas (favorecendo a biodisponibilidade de Mg^{2+}) e desempenho comprovado, com taxas de recuperação de fósforo (P) superiores a 90%. Já o MgO , embora menos solúvel, é economicamente viável (Castro, 2014; Simões *et al.*, 2018; Ye *et al.*, 2014).

5.2 TESTES DE BANCADA

5.2.1 Crescimento microbiano e consumo de acetato

Foi possível observar o crescimento microbiano em ambos os meios avaliados. No caso do efluente tratado com óxido de magnésio (Urina 2) (Figura 1.b), houve uma ocorrência de crescimento com uma taxa menor em comparação com o meio 1, utilizando sulfato de magnésio heptahidratado, possivelmente devido à limitada solubilidade desse composto.

A urina 1, por sua vez, exibiu um crescimento microbiano ideal ao longo de 3 dias de cultivo. Em contraste, a urina 2 alcançou a condição de crescimento ótimo apenas no sétimo dia após a inoculação, seguido também por uma fase de declínio que perdurou até o final do período de cultivo. Nos sistemas não inoculados de ambos os meios não foi evidenciado um crescimento microbiano significativo (Figura 1).

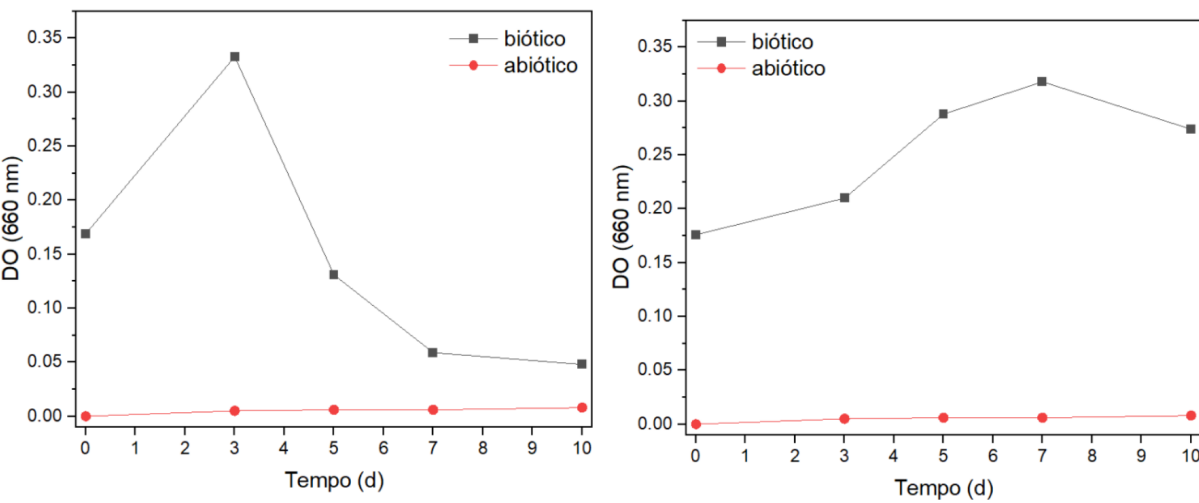
Durante os três primeiros dias de inoculação, a urina 1 apresentou uma etapa de crescimento microbiano exponencial seguida por uma fase estacionária, em consonância com os resultados obtidos por Kumari e Jagadevan (2022).

Em contrapartida, na urina 2 ocorreu uma fase exponencial, porém a fase estacionária se deu nos 2 dias finais de avaliação (Figura 1.b).

A Figura 2 ilustra a mudança na concentração de acetato durante o período de incubação do efluente utilizado para simular a urina, em relação às duas fontes de magnésio (Mg) investigadas. Comparando as duas fontes de magnésio (Mg), nota-se que a urina 2 revela uma taxa de degradação consideravelmente baixa, enquanto a urina 1 exibe constantes de velocidade (k) mais elevadas (Tabela 6).

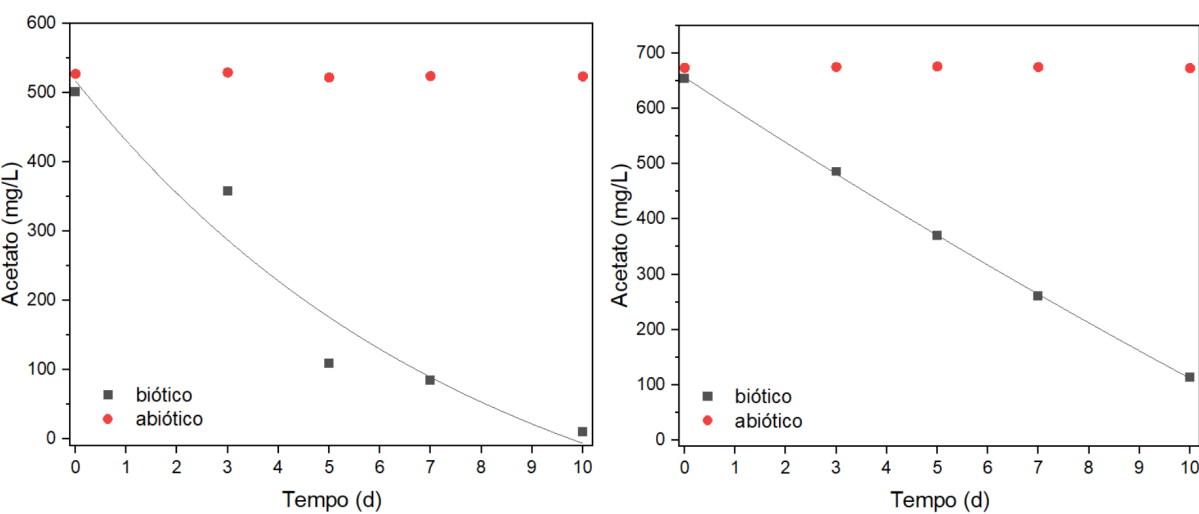
Em relação à remoção de matéria orgânica (Figura 2), os resultados obtidos foram de 97,63% e 83,02% para as urinas 1 e 2, respectivamente. A urina 2 apresentou uma constante de velocidade reduzida, provavelmente devido à baixa solubilidade do óxido de magnésio em água, uma vez que já foi possível observar a formação de sedimentos no reator a partir do momento da inoculação.

Figura 1 – Crescimento microbiano por densidade óptica (efluente sintético da urina com diferentes fontes de magnésio): a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO



Fonte: A autora (2025).

Figura 2 – Concentração de acetato ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO



Fonte: A autora (2025).

Tabela 6 – Parâmetros cinéticos da degradação de acetato para modelo cinético de primeira ordem, para condição simulando urina com diferentes fontes de magnésio.

Parâmetros	Unidades	Valores obtidos	
		Urina 1 (MgSO ₄ ·7H ₂ O)	Urina 2 (MgO)
C _r	mg/L	< 0	< 0
C _i	mg/L	516,61	656,02
k	d ⁻¹	0,126	0,020
R ²	-	0,9421	0,9996

Fonte: A autora (2025).

5.2.2 Sólidos Suspensos e efeito do pH

Os resultados provenientes do SSF revelaram um aumento gradual da quantidade de sólidos em ambos os meios a partir do terceiro dia de inoculação. No entanto, uma elevação significativa se manifestou a partir do quinto dia, alcançando um teor de sólidos de 57,14% para a urina 1, em contraste com o valor inicial de 6,90% no dia 0.

A proporção de sólidos continuou a crescer substancialmente, atingindo o ápice de 96,17% (234,63 ± 40,89 mg/L) da concentração total de sólidos (243,98 ± 39,21 mg/L) no último dia (décimo dia) de análise para a urina 1. O processo de medição de sólidos suspensos realizado na urina 2 (com óxido de magnésio) revelou 71,46% dos sólidos totais (255,02 ± 11,42 mg/L) contidos nos sólidos fixos (182,23 ± 31,56 mg/L).

No entanto, devido à presença de depósitos de aparência branca entre os cristais no meio da urina 2, é provável que esse percentual não estivesse puro, suposição que pode ser certificada por meio da análise de DRX.

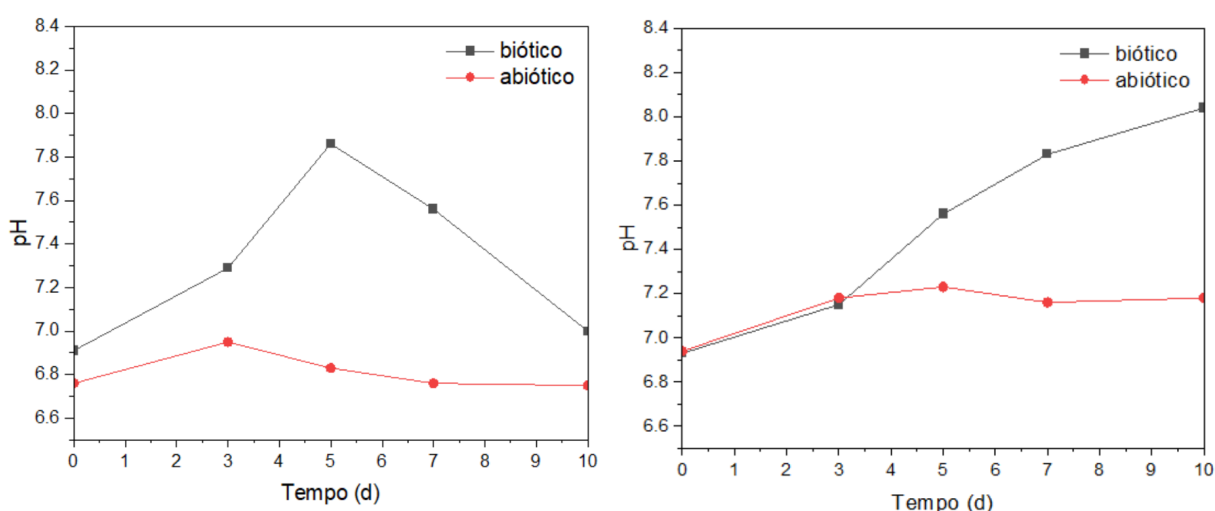
Os resultados provenientes das análises dos meios revelaram um aumento gradual do pH em ambos os reatores após a inoculação. No décimo dia, os níveis de pH foram registrados como 7,04 ± 0,05 e 8,07 ± 0,06 para urina 1 e 2, respectivamente.

Uma dinâmica diferente foi observada na urina 1, com pH mais alto no quinto dia, seguido por uma redução nos dias seguintes. Essa tendência é visualmente representada na Figura 3.a.

Ademais, foi observado que o notável aumento na quantidade de sólidos no meio de cultivo da urina 2 ocorre de forma simultânea ao aumento do pH (Figura 3). Essa associação indica a potencial influência do pH na formação de precipitados de estruvita e no acúmulo de sólidos fixos. Esse achado está em consonância com pesquisas prévias (Simões *et al.*, 2018) que ressaltaram a relevância do controle do pH para a formação eficaz de estruvita.

Em contraste, no sistema abiótico, o pH (Figura 3) permaneceu em torno de 7, graças à inclusão do tampão fosfato. Isso sugere que o incremento de pH nos reatores biológicos também pode ter sido induzido pela atividade microbiana, possivelmente associada à geração de amônia e à liberação de íons hidroxila.

Figura 3 – Avaliação do pH dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; b) MgO



Fonte: A autora (2025).

5.2.3 Concentrações dos nutrientes de interesse

As concentrações dos íons PO_4^{3-} e as taxas de remoção de NH_4^+ e Mg^{2+} foram acompanhadas durante o período de cultivo nos reatores utilizando as urinas 1 e 2. A formação de estruvita levou a uma notável redução na concentração de $\text{PO}_4\text{-P}$ de $21,53 \pm 1,47$ mg/L e $5,09 \pm 0,29$ mg/L para a urina 1 e 2, respectivamente. Esses resultados estão de acordo com estudos anteriores (Kataki *et al.*, 2016; Schick *et al.*, 2009; Ye *et al.*, 2014) que obtiveram taxas de recuperação de fosfato acima de 90%, utilizando sais altamente solúveis e reativos como o MgCl_2 e MgSO_4 .

A diminuição do íon PO_4^{3-} aconteceu de forma gradual ao longo do período, com uma redução mais notável nos três primeiros dias (53,89% e 58,01% para as urinas 1 e 2, respectivamente), seguida por uma remoção mais lenta nos dias subsequentes. Esses resultados corroboram com a teoria de que o fosfato está sendo utilizado na formação de estruvita. Nos reatores de controle, não foram identificadas mudanças significativas na concentração dos sais.

Nos estudos realizados por Zeng e Li (2006) sobre a precipitação de estruvita por processos físico-químicos, foi demonstrado que a eficácia de remoção de fósforo está diretamente ligada ao tipo de sal de magnésio (Mg) utilizado, apresentando uma taxa mais alta de formação com o uso do MgSO_4 . Ao fazer uma comparação com este estudo, foi evidenciado uma relação distinta na condição biológica, onde o $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ exibiu uma menor formação de estruvita em comparação com o MgO .

Houve variação nas concentrações de íons de magnésio (Mg^{2+}) entre os dois meios. O meio com $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ demonstrou a maior eficácia de remoção (80%), ao passo que a urina 2 alcançou uma taxa de 70%.

Em relação à concentração de amônio, o meio 2 apresentou a maior taxa de remoção de NH_4^+ (53%), enquanto a urina 1 alcançou uma taxa de remoção inferior àquela obtida pelo meio com MgO , sugerindo que a baixa solubilidade do sal de Mg pode ter influenciado na concentração de amônio.

Ademais, as melhores taxas de remoção de amônio foram obtidas entre o 5º e 7º dia de inoculação. Como reportado por Wang *et al.* (2018), o MgO não foi dissolvido antes do uso, possibilitando uma maior disponibilidade de íons Mg^{2+} . No entanto, mesmo sendo uma fonte de baixa solubilidade, o meio apresentou elevadas taxas de remoção de PO_4^{3-} e NH_4^+ .

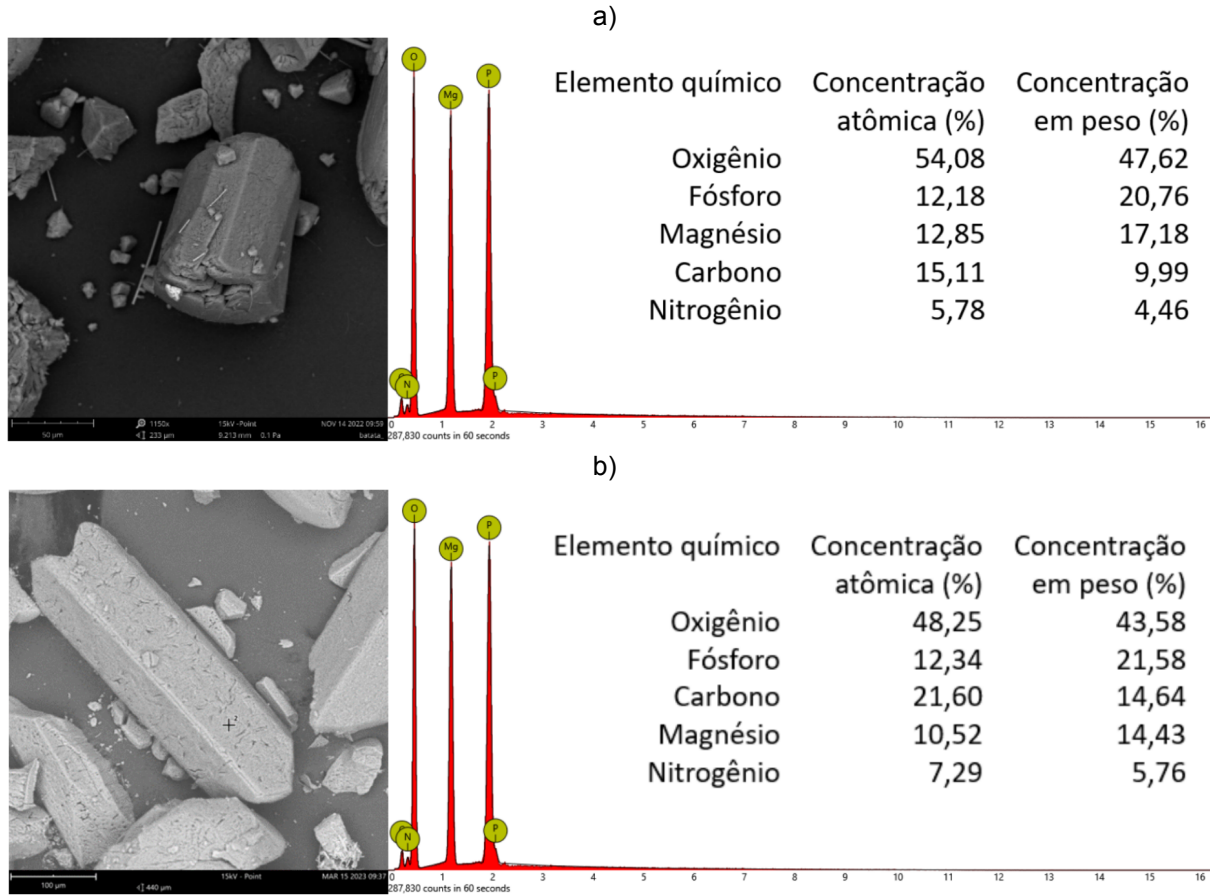
5.2.4 Caracterização dos cristais de estruvita

A Figura 4 ilustra a imagem MEV dos precipitados da urina, é possível observar as diferenças nos cristais entre os dois meios avaliados, além do EDS correspondente a cada meio. Esse espectro apresenta picos relacionados a Mg, P, O e N, sugerindo que o composto $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pode ter sido formado em ambos os meios examinados.

Os cristais obtidos apresentam diâmetros médios de 125 µm x 260 µm e 50 µm x 140 µm para urina 1 e 2, respectivamente. Tais medidas foram obtidas a partir das micrografias dos cristais na análise MEV (Figura 4).

Leng e Soares (2023) descreveram para os precipitados formados com suplementação de óxido de magnésio a forma placa trapezoidal alongada, também observada neste estudo. Além desta, a forma prismática também foi observada (Figura 4.a). Todos os cristais obtidos apresentam superfície porosa similar àquelas descritas em estudos anteriores (Sadowski; Prymer; Torzewska, 2014; Wei *et al.*, 2019). Essa porosidade é resultado da agregação orientada e da incorporação de subunidades cristalinas, o que aumenta a interação eletrostática entre a superfície e partículas carregadas, favorecendo o crescimento dos cristais (Leng; Soares, 2023). Ambos os meios analisados apresentam alta taxa de concentração de fósforo, magnésio e nitrogênio (Figura 4), indicando a formação da estruvita.

Figura 4 – Resultado de MEV/EDS dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ - Urina 1; b) MgO – Urina 2

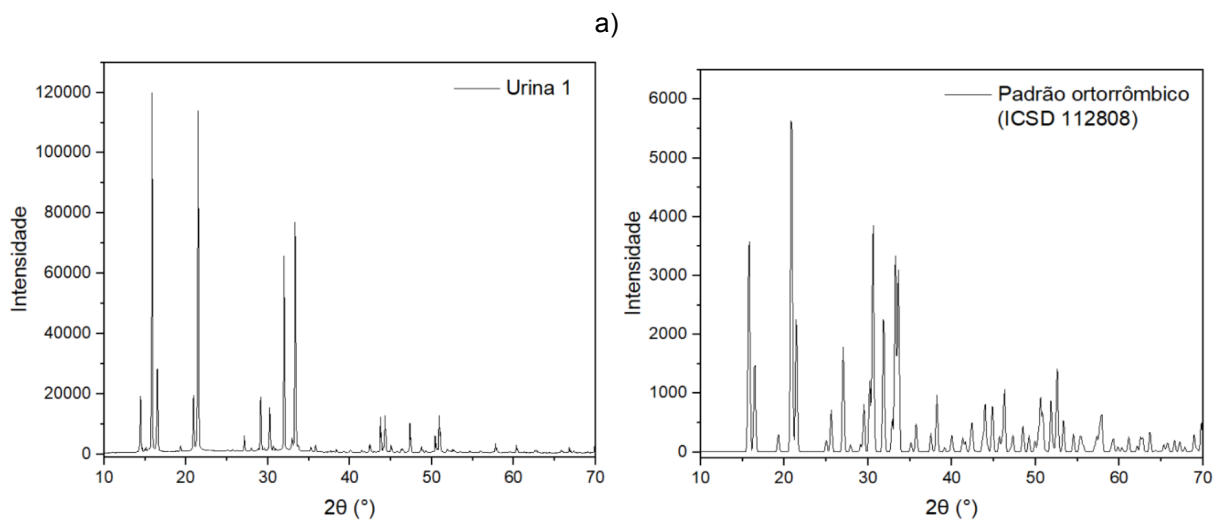


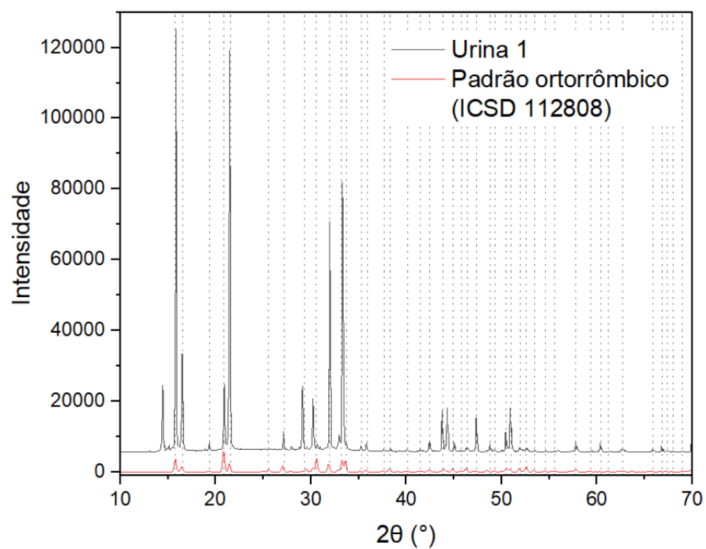
Fonte: A autora (2025).

Quanto ao DRX (Figura 5), ambos os meios analisados apresentaram presença de estruvita com estrutura cristalina ortorrômbica. Yilmazel e Demirer (2013) destacam que a formação dos cristais de estruvita pode ser confirmada qualitativamente por meio das análises de DRX. Como evidenciado na Figura 5, o difratograma exibe picos que correspondem ao padrão de difratograma da estruvita, conforme o ICSD nº 112808. Essa identificação se baseia no estudo publicado por Yuan *et al.* (2021), que descreve os picos característicos a 2θ . Essa análise revela uma estrutura cristalina ortorrômbica, sugerindo que os cristais de estruvita formados possuem essa mesma organização cristalina.

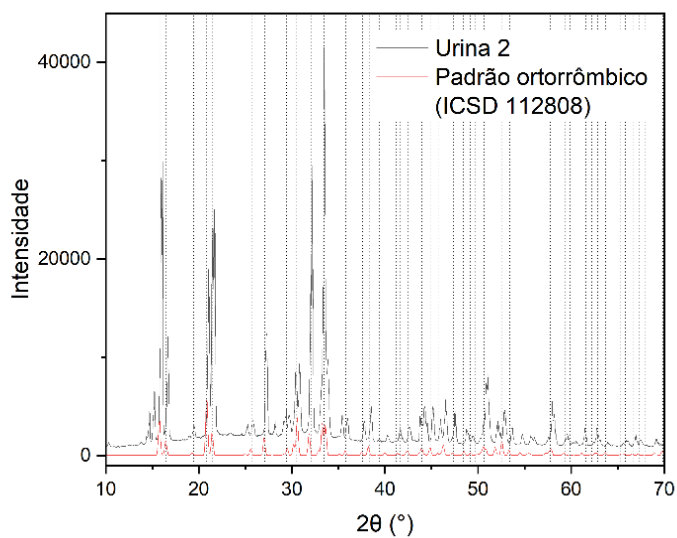
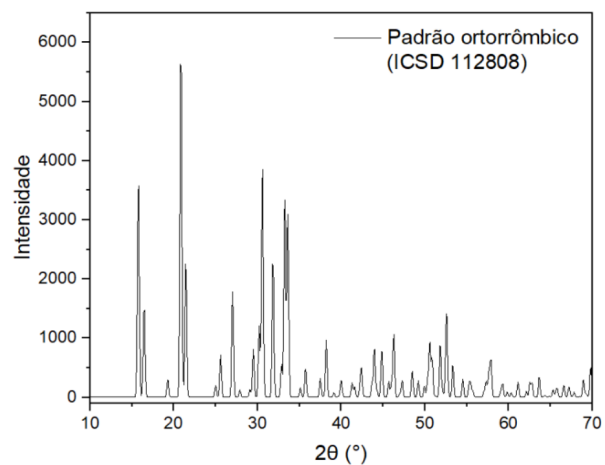
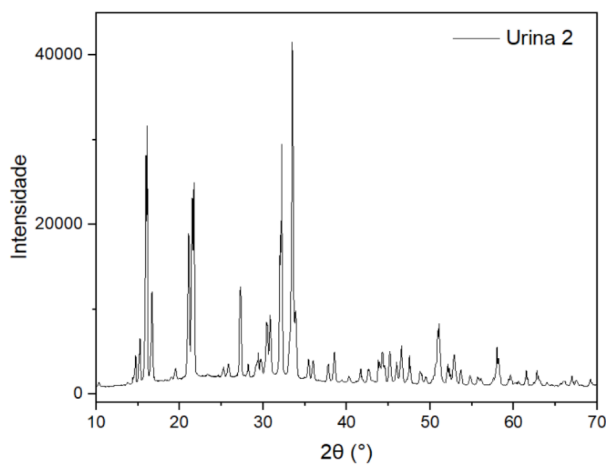
Utilizando o *software* X'Pert HighScore Plus, foi possível realizar uma análise dos dados obtidos por DRX e estabelecer uma correspondência com o banco de dados ICSD. Os resultados revelaram uma correspondência de 100% com estruvita de estrutura ortorrômbica para a urina 1 e, na urina 2, foi observada impurezas na análise de DRX, identificada pelo *software*, porém correspondendo a 83% de estruvita ortorrômbica.

Figura 5 – Difratograma dos reatores ao longo do cultivo simulando efluente de urina nas diferentes fontes de magnésio: a) $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - Urina 1; b) MgO – Urina 2





b)



Fonte: A autora (2025).

Os meios simulando a urina hidrolisada com suplementação de MgO e $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ apresentaram bons resultados. Ao comparar ambos os resultados

obtidos pela variação dos sais de magnésio (Mg), pode-se perceber que tanto a remoção dos nutrientes quanto a produção dos cristais de estruvita sofreram influência pelo sal utilizado.

A escolha da fonte de magnésio deve considerar o tipo de processo (biológico ou químico). Nosso estudo demonstra que, em sistemas biológicos, o $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, embora mais caro que o MgO, proporciona maior rendimento de estruvita e pureza, compensando seu custo inicial. Em contraste, o MgO – mais econômico em processos químicos (Castro *et al.*, 2015) – mostrou-se menos eficaz em condições biológicas, com menor solubilidade e pureza. Essa dicotomia ressalta a importância de adaptar a seleção de reagentes à via de produção.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que, embora o óxido de magnésio seja uma opção de menor custo, o sulfato de magnésio heptahidratado demonstrou maior eficiência na formação de bioestruvita.

O efluente sintético suplementado com essa fonte apresentou maior precipitação de sólidos fixos (234,63 mg/L) e cristais de estruvita com dimensões superiores (125 μm x 260 μm) em comparação ao sistema com óxido de magnésio. Além disso, a melhor solubilidade do sulfato de magnésio favoreceu o crescimento microbiano e a remoção de nutrientes, tornando-o uma alternativa mais eficaz para recuperação de fósforo.

Embora o MgO tenha apresentado elevadas taxas de remoção de PO_4^{3-} e NH_4^+ , o $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ demonstrou maior produção de estruvita, constantes de velocidade mais elevadas ($k = 0.183 \text{ d}^{-1}$) e eficiência na remoção de Mg^{2+} .

Assim, apesar da vantagem econômica do MgO , o $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ se destaca como a fonte mais eficiente para a produção de bioestruvita em condições similares às testadas neste estudo.

REFERÊNCIAS

- ADUAN, R. E.; VILELA, M. F.; REIS, F. B. J. **Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta**. 2004. 25 p.
- ARGENTA, C. V.; BRUM, A. L.; ALLEBRANDT, S. L.; MUELLER, A. A. **A realidade do mercado de fertilizantes no Brasil: uma breve análise**. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente – RAMA*, v. 16, n. 3, e10998, 2023.
- BENITES, V. M. **A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil**. Boletim Informativo da SBCS, Rio Verde-GO, 2015.
- CASTRO, S. R. **Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2014.
- CASTRO, S. R.; CRUTCHIK, D.; GARRIDO, J. M.; LANGE, L. C. **Precipitação química de estruvita: Recuperação de nutrientes em reator cônico de leito fluidizado utilizando magnésia industrial de baixo custo**. *Eng Sanit Ambient*, v. 20, n. 2, p. 259-268, 2015.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (Conab). **Boletim Logístico**. Janeiro de 2025. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuário-e-extrativista/boletim-logistico/item/download/56706_0251d0db3c16b15e849a4b949b2447b1. Acesso em: 1 fev 2025.
- CRUTCHIK, D.; RODRIGUES, S.; RUDDLE, D.; GARRIDO, J. M. **Evaluation of a low-cost magnesium product for phosphorus recovery by struvite crystallization**. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. v. 93(4). p. 1012-1021. 2018.
- DINIZ, D. T. L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, 111, p., 2010.
- DIWANI, G. EI; RAFIE, Sh. EI; IBARI, N. N. EI; EL-AILA, H. I. **Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertilizer**. *Desalination*. p. 200-214. 2007.
- DOCKHORN, T. **About the Economy of Phosphorus Recovery**, in: International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams, Vancouver, Canada. IWA Publishing, London, UK, p. 145-158. 2009.
- DOYLE, J. D.; PARSONS, S. A. **Struvite formation, control and recovery**. *Water Research*, v. 36, n. 16, p. 3925-3940, 2002.

ETTER, B.; TILLEY, E. KHADKA, R.; UDERT, K.; M. **Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal.** *Water Research*, v. 45, n. 2, p. 852-862. 2011.

FAO – THE FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Efficiency o soil and fertilizer phosphorus use:** Reconciling changing concepts of soil phosphorus behavior with agronomic information. 2008. Disponível em: <https://www.fao.org/3/a1595e/a1595e.pdf>. Acesso em: 18 out. 2023.

FOLETTTO, E. L. SANTOS, W. R. B. dos; MAZUTTI, M. A.; JAHN, S. L.; GÜNDEL, A. **Production of struvite from beverage waste as phosphorus source.** *Materials Research*, 16, p. 242-245, 2013.

FOLETTTO, E. L.; SANTOS, W. R. B. dos; JAHN, S. L.; MAZUTTI, M. A.; HOFFMANN, R.; CANCELIER, A.; MÜLLER, E. **Production of struvite as an alternative to reduce the content of nitrogen and phosphorus from swine wastewater.** *Latin American Applied Research*, 43, p. 77-80, 2013.

GERHARDT, R.; REISDORFER, G.; CARDOSO, M. G. **Remoção de nitrogênio e fósforo de efluente industrial através da precipitação de estruvita.** *TECNO-LÓGICA*. Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 35-40, jan./jun. 2018.

GUNAY, A.; KARADOG, D.; TOSUN, I.; OZTURK, M. **Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate.** *Journal of Hazardous Materials*, 156, p. 619-623, 2008.

HUANG, H.; XU, C.; ZHANG, W. **Removal of nutrients from piggery wastewater using struvite precipitation and pyrogenation technology.** *Bioresource Technology*, v. 102, 2011.

HUANG, W.; LI, B.; ZHANG, C.; ZHANG, Z.; LEI, Z.; LU, B.; ZHOU, B. **Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing bath reactors.** *Bioresource Technology*, v. 179, p. 187-192, 2015.

KATAKI, S.; WEST, H.; CLARKE, M.; BARUAH, D. C. **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, 2016.

KUMARI, S.; JAGADEVAN, S. **Phosphorus recovery from municipal wastewater through struvite biomineralization using model gram-negative and gram-positive bacterial strains.** *Journal of Cleaner Production*, v. 366, 2022.

LENG, Y.; SOARES, A. **Microbial phosphorus removal and recovery by struvite biomineralisation in comparison to chemical struvite precipitation in municipal wastewater.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 11, 2023.

- LEE, S. I.; WEON, S. Y.; LEE, C. W.; KOOPMAN, B. **Removal of nitrogen and phosphate from wastewater by addition of bittern**. *Chemosphere*, 51, p. 265-271, 2003
- LI, H.; YAO, Q. Z.; YU, S. H.; HUANG, Y. R.; CHEN, X. D.; FU, S. Q.; ZHOU, G. T. **Bacterially mediated morphogenesis of struvite and its implication for phosphorus recovery**. *American Mineralogist*, v. 102, p. 381-390, 2017.
- LIU, B.; GIANNIS, A.; ZHANG, J.; CHANG, V.; WANG, J. **Characterizations of induced struvite formation from source-separated urine using seawater and urine as magnesium sources**. *Chemosphere* 93, p. 2738-2747. 2017.
- LIU, Z.; SINGER, S.; TONG, Y.; KIMBELL, L.; ANDERSON, E.; HUGHES, M.; ZITOMER, D.; MCNAMARA, P. **Characteristics and applications of biochars derived from wastewater solids**. *Renew Sust Energ Rev*, v. 90, p. 650-664. 2018.
- MAMAKOA, E. **Sources of magnesium used in the synthesis of struvite from wastewater: A review**. In: Proceedings of the 17th Johannesburg International Conference on Science, Engineering, Technology & Waste Management (SETWM-19), Johannesburg, South Africa. p. 18-19. 2019.
- MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C.; NOGUEIRA, K. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos**. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 40, n. 1, p.12-22. 2017.
- MORITA, D. M.; AVILA, R. de L.; AIDAR, F. N. **Nucleação na formação de estruvita: estado da arte**. *Eng Sanit Ambient*, v. 24, n. 4, p. 637-654, 2019.
- MOTTERAN, F. *et al.* **Kinetics of methane production and biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate from laundry wastewater**. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 51, n. 14, p. 1288-1302, 2016.
- NEDELICIU, C. E.; RAGNARSDOTTIR, K. V.; SCHLYTER, P.; STJERNQUIST, I. **Global phosphorus supply chain dynamics: Assessing regional impact to 2050**. *Global Food Security*, v. 26, 2020.
- PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. **Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar**. *Química Nova*, v. 39, n. 5, p. 732-740, 2016.
- POTRICH, M. C. **Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para remoção de nutrientes**. 2019. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2019.
- RAHMAN, Md. M.; SALLEH, M. A. M.; RASHID, U.; AHSAN, A.; HOSSAIN, M. M.; RA, C. S. **Production of slow release crystal fertilizer from wastewater through struvite crystallization – A review**. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 7, p. 139-155, 2014.

SAERENS, B.; GEERTS, S.; WEEMAES, M. **Phosphorus recovery as struvite from digested sludge – experience from the full scale.** *J Environ Manage.* 280:111743, 2021.

SAKTHIVEL, S. R.; TILLEY, E.; UDERT, K. M. **Wood ash as a magnesium source for phosphorus recovery from sources-separated urine.** *Sci. Total Environ.* 419, p. 69-75. 2012.

SÁNCHEZ-RÓMAN, M.; RIVADENEYRA, M. A.; VASCONCELOS, C.; MCKENZIE, J. A. **Biom mineralization of carbonate and phosphate by moderately halophilic bacteria.** *FEMS Microbial Ecol*, v. 61, p. 273-284, 2007.

SANTOS, A.; SANTOS, A.; SARTORI, R.; RECK, N.; ZEPKA, L.; LOPES, E. **Biorremediação de efluente cervejeiro por *Phormidium autumnale* em biorreatores multifuncionais.** *Braz. J. Anim. Environ. Res.*, v. 2, n. 3, p. 1010-1019, mai. 2019.

SIMÕES, F.; VALE, P.; STEPHENSON, T.; SOARES, A. **Understanding the growth of the bio-struvite production *Brevibacterium anticum* in sludge liquors.** *Environmental Technology*, v. 39, n. 17, p. 2278-2287, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1411399>. Acesso em: 20 nov. 2023.

SINHA, A.; SINGH, A.; KUMAR, S.; KHARE, S. K.; RAMANAN, A. **Microbial mineralization of struvite: A promising process to overcome phosphate sequestering crisis.** *Water Research*, v. 54, p. 33-43, 2014.

SOARES, A.; VEESAM, M. SIMOES, F.; WOOD, E.; PARSONS, S. A.; STEPHENSON, T. **Bio-struvite: A new route to recover phosphorus from wastewater.** *CLEAN – Soil, Air, Water*, v. 42(7), p. 994-997, 2014.

TÜRKER, M.; ÇELEN, I. **Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate.** *Bioresource Technology*, v. 98, n. 8, p. 1529-1534, 2007.

WANG, J.; YE, X.; ZHANG, Z.; YE, Z.L.; CHEN, S. **Selection of cost-effective magnesium sources for fluidized struvite crystallization.** *Journal of Environmental Sciences*, v. 70, p. 144-153, 2018.

XAVIER, L. D.; CAMMAROTA, M. C.; YOKOYAMA, L.; VOLSCHAN, I. **Study of the recovery of phosphorus from struvite precipitation in supernatant line from anaerobic digesters of sludge.** *Water Sci Technol*, v. 69, n. 7, 2014.

YE, Z.; SHEN, Y.; YE, X.; ZHANG, Z.; CHEN, S.; SHI, J. **Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: Property of aggregates.** *Journal of Environmental Sciences*, v. 26, n. 5, p. 991-1000, 2014.

YETILMEZSOY, K.; ILHAN, F.; KOCAK, E.; AKBIN, H. M. **Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: a study of financial and economic analyses.** *J Clean Prod*, 152:88-102. 2017.

ZANGARINI, S. SCIARRIA, T. P.; TAMBONE, F.; ADANI, F. **Phosphorus removal from livestock effluents**: recent technologies and new perspectives on low-cost strategies. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 5730-5743, 2020.

ZENG, F.; ZHAO, Q.; JIN, W.; LIU, Y.; WANG, K.; LEE, D. J. **Struvite precipitations from anaerobic sludge supernatant and mixed fresh/stale human urine**. *Chemical Engineering Journal*, v. 344, p. 254-261, 2018.

ZHAO, T. L.; LI, H.; HUANG, Y. R.; YAO, Q. Z.; HUANG, Y.; ZHOU, G. T. **Microbial mineralization of struvite**: Salinity effect and its implication for phosphorus removal and recovery. *Chemical Engineering Journal*, v. 358, p. 1324-1331, 2019.