

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

Ana Dávila de Magalhães

Contaminação de estruvita precipitada a partir de efluente misto

Juiz de Fora

2024

Ana Dávila de Magalhães

Contaminação de estruvita precipitada 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. Dr. Edgard Henrique Oliveira Dias

Coorientador: Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro

Juiz de Fora

2024

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

Magalhães, Ana Dávila de .

Contaminação de estruvita precipitada a partir de efluente misto / Ana Dávila de Magalhães. -- 2024.

91 f. : il.

Orientador: Edgard Henrique Oliveira Dias

Coorientador: Samuel Rodrigues Castro

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2024.

1. Estruvita. 2. Contaminação. 3. Bactérias indicadoras. 4. Fagos. 5. Esporos. I. Dias, Edgard Henrique Oliveira, orient. II. Castro, Samuel Rodrigues, coorient. III. Título.

Ana Dávila de Magalhães

Contaminação de estruvita precipitada 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 2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edgard Henrique Oliveira Dias - Orientador e Presidente da Banca
Universidade Federal de Juiz de Fora
Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro - Coorientador
Universidade Federal de Juiz de Fora
Profa. Dra. Marina Andrada Maria -- Membro Titular Externo
Federação das Indústrias de Minas Gerais - FIEMG
Profa. Dra. Rosane Cristina de Andrade -- Membro Titular Externo
Universidade Estadual do Rio de Janeiro - UERJ

Juiz de Fora, 30/11/2023.



Documento assinado eletronicamente por **Edgard Henrique Oliveira Dias, Professor(a)**, em 18/12/2023, às 15:02, 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 **Samuel Rodrigues Castro, Professor(a)**, em 20/12/2023, às 15:31, 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 **Rosane Cristina de Andrade, Usuário Externo**, em 20/12/2023, 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 **Marina Andrada Maria, Usuário Externo**, em 20/12/2023, às 17:02, 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-Ufff (www2.ufff.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1602717** e o código CRC **0BA71153**.

AGRADECIMENTOS

À Deus e Nossa Senhora do Rosário por me darem forças, discernimento, coragem e paciência ao longo desta trajetória.

Aos meus pais, Milce e Jamil, pelo apoio, amor, confiança em mim e por fazerem dos meus estudos a prioridade da nossa família, sem poupar esforços para que eu realizasse meus sonhos.

À minha família pela torcida e incentivo, em especial a Tia Val, que sempre acreditou no meu potencial e instigou em mim o hábito da leitura e dos estudos.

Ao meu namorado, Matheus, por todo amor, companheirismo, ajuda, compreensão e paciência nos meus piores dias.

Aos meus amigos que estiveram comigo ao longo do caminho, em especial Túllio e Nayara, melhor amigo e melhor cunhada, por sempre proporcionarem bons momentos de conversas, e me colocarem para cima. Obrigada pelo carinho.

Aos meus amigos e companheiros de mestrado, ao Pedro, companheiro de projeto e laboratório, Sumáya, companheira nas coletas de esgotos, e Dani, minha dupla oficial nas disciplinas. Obrigada por todas as conversas, ajudas e companheirismo!

À técnica do LAQUA, Iramaia, pelo auxílio fundamental na realização das minhas análises e pelas ótimas conversas.

Ao meu orientador, Prof. Edgard, por acreditar no projeto, me auxiliar na obtenção dos melhores resultados e pelas cobranças positivas.

Ao meu coorientador, Prof. Samuel, por ser sempre solícito a responder as mais diversas dúvidas sobre os assuntos que não eram do meu domínio.

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 alguma forma contribuíram não apenas para a construção desta pesquisa, mas também com meu crescimento pessoal e profissional, o meu muito obrigado.

RESUMO

A produção de estruvita a partir dos mais diferentes tipos de efluentes tem se mostrado uma boa prática ambiental, pelo potencial de diminuir a exploração de reservas naturais de fósforo, economizar energia na produção de fertilizantes a base de nitrogênio e ainda evitar o descarte desses nutrientes em corpos d'água causando sua degradação. A seguridade da aplicação deste mineral em relação a presença de microrganismos, provenientes dos efluentes altamente contaminados utilizados em sua produção, ainda é uma questão pouco explorada. Nesse contexto, esse trabalho objetivou realizar uma revisão de literatura sobre o assunto, bem como verificar a contaminação de estruvita precipitada a partir da mistura esgotos sanitários + lixiviados de aterro sanitário. A revisão realizada demonstrou a possibilidade de adsorção de diferentes grupos de microrganismos juntamente com a estruvita. São relatadas concentrações na estruvita de $1,6 - 3,7 \log_{10}$ ufc/g para bactérias e $<0,8 \log_{10}$ ufp/g para bacteriófagos. Entretanto, ainda existem questões a serem exploradas, como mecanismos de precipitação responsáveis pela presença de microrganismos junto aos cristais e alternativas para o tratamento da estruvita antes de seu uso benéfico. Na parte experimental deste trabalho, foi avaliada a presença de microrganismos no precipitado de a partir da mistura de lixiviado de aterro sanitário a esgotos sanitários em diferentes proporções (1%, 5% e 10%). As maiores concentrações de microrganismos foram encontradas para o precipitado obtido com a proporção de 5% de lixiviado: $3,5 \log_{10}$ ufp/g peso úmido para colifagos somáticos; $3,7 \log_{10}$ ufp/g peso úmido para colifagos F-específicos; $5,8 \log_{10}$ ufc/g peso úmido para *E. coli*; $4,1 \log_{10}$ ufc/g peso úmido para Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA). A caracterização de estruvita obtida a partir de efluentes sanitários e lixiviados de aterro sanitário quanto a concentrações de colifagos e EBA é inédita na literatura. A secagem da estruvita a 40°C até remoção de toda umidade demonstrou significativa redução nos microrganismos (até $3,9 \log_{10}$ para *E. coli*). Quanto a matriz líquida, observou-se redução significativa dos microrganismos avaliados em algumas das condições de precipitação de estruvita. Adicionalmente, a concentração remanescente de nutrientes, especialmente nitrogênio, seria o suficiente para submeter o efluente misto a tratamento biológico convencional. Dadas as concentrações elevadas de indicadores bacterianos e virais no precipitado, a aplicação da estruvita como fertilizante pode apresentar riscos à saúde pública. Dessa forma, recomenda-se a caracterização da estruvita precipitada a partir da mistura esgoto + lixiviado quanto a organismos patogênicos (além de indicadores), assim como a aplicação de ferramentas de estimativa de risco, como a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM).

Palavras-chave: estruvita; contaminação; fagos; esporos; bactérias indicadoras.

ABSTRACT

The production of struvite from different types of effluents from animal and anthropogenic origin has increasingly proven to be a good environmental choice, due to its potential to reduce the exploitation of natural phosphorus reserves, save energy in the production of nitrogen-based fertilizers and also avoid the disposal of these nutrients into water bodies, causing their degradation. The safety of applying this mineral in relation to the presence of microorganisms, originating from highly contaminated effluents used in its production, is still an issue that has been little explored. Within this context, this study aimed at elaborating a literature review on the topic, as well as verifying the microbial contamination of struvite precipitated from a mix of municipal wastewater + landfill leachate. The literature review demonstrated the potential adsorption of different groups of microorganisms to the struvite. Concentrations of 1,6 – 3,7 log₁₀ cfu/g for bacteria e <0,8 log₁₀ pfu/g for viruses have been reported. However, there are still several questions to be explored, as the mechanisms responsible for the presence of microorganisms near the crystals and treatment alternatives to reduce their concentrations in struvite prior to its use. In the experimental part of the study, the presence of microorganisms in struvite precipitated from the mixture of landfill leachate to municipal wastewater at different proportions (1%, 5% and 10%) was evaluated. The highest concentrations of microorganisms were found in the struvite obtained from the mix with 5% landfill leachate: 3.5 log₁₀ pfu/g wet weight for somatic coliphages; 3.7 log₁₀ pfu/g wet weight for F-specific coliphages; 5.8 log₁₀ cfu/g wet weight for *E. coli*; 4,1 log₁₀ cfu/g wet weight for aerobic endospores. The characterization of struvite obtained from the mix municipal wastewater + landfill leachate is believed to be unprecedented in the literature. Drying the precipitate at 40°C until all moisture was removed demonstrated a significant reduction in microorganisms (up to 3.9 log₁₀ for *E. coli*), but it was not enough to lead to a final concentration within the recommended range. As for the liquid matrix, there were significant reductions in the levels of microorganisms in some operational conditions. In addition, the remaining concentrations of nutrients, mainly nitrogen, allow the effluent to be subjected to further conventional biological treatment. Finally, given the high levels of bacterial and viral indicators in the precipitate, the land application of struvite obtained from the mix of wastewater + landfill leachate may pose risks to human health. Therefore, the characterization of precipitate from wastewater + landfill leachate for pathogens (besides indicators) and the application of quantitative microbial risk assessment are recommended.

Keywords: struvite; contamination; phages; spores; indicator bacteria.

SUMÁRIO

Capítulo 1	Introdução	8
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	8
1.2	JUSTIFICATIVA	11
1.3	OBJETIVOS	12
1.3.1	Objetivos Específicos	12
1.4	ESTRUTURA DO TRABALHO	13
	REFERÊNCIAS	14
Capítulo 2	Revisão de Literatura	17
2.1	LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	17
2.1.1	Caracterização físico-química de lixiviados	18
2.1.2	Caracterização microbiológica de lixiviados	20
2.2	ESGOTOS SANITÁRIOS	21
2.2.1	Caracterização físico-química de esgotos	21
2.2.2	Caracterização microbiológica de esgotos	22
2.3	RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES: PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA	23
2.3.1	Precipitação de estruvita a partir de lixiviado de aterro	24
2.3.2	Precipitação da estruvita a partir do esgoto sanitário	26
2.3.3	Precipitação de estruvita a partir de misturas de efluentes	26
2.4	POTENCIAIS RISCOS AMBIENTAIS E SANITÁRIOS	28
2.4.1	Microbiologia sanitária	28
2.4.2	Organismo patogênicos	29
2.4.3	Organismo indicadores	31
	REFERÊNCIAS	34
Capítulo 3	Presença de potenciais riscos na estruvita gerada a partir de diferentes águas residuárias como fonte de nitrogênio e fósforo: uma revisão de literatura	41
3.1	INTRODUÇÃO	42
3.2	METODOLOGIA	44
3.3	PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS POTENCIALMENTE CONTAMINANTES NA ESTRUVITA	45
3.3.1	Contaminação da estruvita com metais pesados	45
3.3.2	Contaminação microbiológica	49
3.3.3	Inativação dos organismos presentes na estruvita	51
3.4	DISCUSSÃO	54
3.5	CONCLUSÕES	57
	REFERÊNCIAS	58

Capítulo 4	Contaminação microbiológica de estruvita gerada a partir da mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário	61
4.1	INTRODUÇÃO	62
4.2	METODOLOGIA	64
4.2.1	Amostras de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário	64
4.2.2	Experimentos de precipitação de estruvita	64
4.2.3	Análises laboratoriais	66
4.2.4	Análise estatística	68
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.3.1	Caracterização dos efluentes	69
4.3.2	Precipitação da estruvita	70
4.3.3	Caracterização estruvita	74
4.3.4	Secagem do precipitado	76
4.3.5	Rotas de eliminação de microrganismos	78
4.4	CONCLUSÕES	81
	REFERÊNCIAS	82
Capítulo 5	Considerações Finais	86
	Apêndice – Dados brutos das análises laboratoriais	87

Capítulo 1 Introdução

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

É natural que a existência humana gere produtos que podem causar danos ambientais, e que por esta razão, devem ser devidamente gerenciados a fim de diminuir impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública. A depender da forma de tratamento aplicado, esses produtos podem ainda se tornar atrativos e até mesmo soluções para outros problemas de cunho ambiental.

Produto das atividades cotidianas, o esgoto sanitário é composto por 99,9% de água, sendo a parte remanescente matéria orgânica e inorgânica, sólidos suspensos e dissolvidos e micro-organismos, que fazem com que seja necessário o tratamento desse efluente a fim de evitar a poluição das águas (von Sperling, 2011). O lixiviado, por outro lado, pode ser considerado um subproduto das atividades de saneamento básico, gerado devido a decomposição dos resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários (Morais et al., 2020). Este último possui características muito variáveis que são influenciadas por fatores como a composição do resíduo em si, sua densidade e umidade, tempo de degradação no aterro sanitário, e ainda, fatores ambientais relacionados a localização do aterro, como temperatura e regime e intensidade de chuvas (Almeida, 2017). Contudo, de maneira geral, trata-se de um líquido de coloração escura que pode apresentar como características altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica, compostos orgânicos de difícil degradação, como por exemplo, as substâncias húmicas e eventualmente, metais (Kawahigashi et al., 2014).

Tanto os esgotos sanitários quanto os lixiviados de aterros sanitários, se não tratados, podem acarretar uma série de problemas ambientais devido às altas cargas de matéria orgânica e nutrientes que possuem. Dentre as principais consequências da disposição incorreta desses efluentes estão a eutrofização dos corpos hídricos devido à alta quantidade de nutrientes presentes, como nitrogênio e fósforo (Cardell et al., 1999; Mainstone e Parr, 2002). O não tratamento dessas matrizes gera ainda riscos à saúde pública devido a presença de organismos patogênicos de veiculação hídrica nos esgotos como cistos e oocistos de protozoários, vírus e bactérias (von Sperling, 2011), ou possível presença de metais pesados e outros compostos tóxicos no lixiviado, como cádmio, mercúrio e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (Matejczyk et al., 2010).

São muitas as possibilidades de sistemas de tratamento para esgotos sanitários. Entre as alternativas mais comuns, encontram-se os sistemas de lodos ativados e suas variantes, filtros

biológicos percoladores e suas variantes, sistemas anaeróbios como o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e lagoas de estabilização, todos exemplos de tratamento biológico, que devido a composição usual dos esgotos geralmente são os mais indicados (von Sperling, 2011). Embora sistemas de tratamento biológico também sejam os mais difundidos para lixiviados de aterro no Brasil, esses processos apresentam eficiência limitada pois além da grande quantidade de compostos recalcitrantes, refratários, presentes no lixiviado, o que demanda a associação de processos complementares de tratamento para esse tipo de efluente, o lixiviado possui também elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal que podem ser tóxicas as bactérias decompositoras (Almeida, 2017; Cortez et al., 2010; Yilmaz; Apaydin; Berkay, 2010; Kawahigashi et al., 2014).

Uma alternativa promissora ao tratamento de lixiviado é a sua associação ao efluente doméstico em estações de tratamento de esgotos (Bocchiglieri, 2010; Nascentes et al., 2015; Oliveira et al., 2016). Deve-se atentar que a sobrecarga causada pela presença do lixiviado pode causar alterações significativas nas condições operacionais do sistema de tratamento, podendo comprometer sua eficiência (Bocchiglieri, 2010). A principal preocupação é quanto a possível toxicidade da amônia presente nos lixiviados aos processos biológicos (Isidori et al., 2003; Dave; Nilsson, 2005), sendo assim, a fim de se evitar problemas operacionais, alguns autores sugerem o pré-tratamento do lixiviado antes de submetê-lo a esses tipos de sistemas (Xiu-Fen et al., 2009; Jaafarzadeh et al., 2009), o que também seria o caso do tratamento combinado do lixiviado junto ao esgoto sanitário. A adoção do tratamento conjunto, no entanto, pode trazer benefícios a esses sistemas e à sociedade, pois pode representar economia de escala, atendimento às exigências legais e conformidade ambiental, promovendo melhores condições de saúde pública (Bocchiglieri, 2010).

Outra opção é o tratamento físico-químico do lixiviado, como a adição de compostos químicos que promovem a formação e a precipitação de estruvita. A estruvita é um composto cristalino branco com baixa solubilidade que pode ocorrer naturalmente quando as concentrações combinadas de Mg^{2+} , NH_4^+ , PO_4^{3-} em solução são maiores do que seu limite de solubilidade (Li e Zhao, 2003). Devido a elevadas concentrações de nutrientes no lixiviado, principalmente amônia e, em alguns casos, magnésio, processos de precipitação de estruvita vêm sendo estudados como forma de recuperação de nutrientes (Li e Zhao, 2003; Siciliano, 2015; Wu et al., 2017). Além disso, o seu potencial uso agrícola também chama a atenção, por ser um valioso fertilizante de liberação lenta de macronutrientes (Ouchah et al., 2013) e que já teve sua eficácia comprovada em diversos estudos (Corre et al., 2009; Li et al., 2011; Ryu et al., 2012).

A utilização da estruvita como um fertilizante recuperado de efluentes, no entanto, deve também levar em conta outros parâmetros além daqueles que aferem sobre a qualidade de um produto de origem industrial. É preciso considerar que esgotos sanitários e lixiviados de aterro possuem em sua composição uma grande quantidade de microrganismos, muitos deles causadores de doenças, além de outras substâncias que podem vir a se precipitar junto aos cristais do fertilizante e podem oferecer riscos à saúde de agricultores e consumidores (Decrey et al., 2011; Yee et al., 2019a, 2019b).

Gell et al. (2011) avaliaram a segurança e a eficiência da estruvita recuperada de esgotos sanitários e concluíram que o cristal não excedeu os limites alemães para presença de metais pesados e patógenos, sendo sua aplicação agrícola considerada segura. Yee et al., (2019b), no entanto, ao estudar o mesmo processo, obtiveram estruvita com pureza reduzida devido a presença de bactérias, genes de resistência antimicrobiana (GRA) e outros micro e macro nutrientes, concluindo serem necessárias etapas de pós-processamento do cristal, tal como secagem, antes de sua aplicação agrícola, a fim de reduzir os riscos de contaminação devido a presença de células bacterianas viáveis.

A partir do exposto, destacam-se os benefícios que o co-tratamento de lixiviados de aterro junto a esgotos sanitários por precipitação de estruvita podem trazer em termos de recuperação de nutrientes e a potencial aplicação agrícola do cristal, e em termos de pré-condicionamento de lixiviados para seu posterior tratamento biológico. Assim, o presente trabalho objetivou (i) realizar levantamento bibliográfico de forma sistemática sobre contaminação de estruvita precipitada a partir de diferentes matrizes, e (ii) realizar a caracterização microbiológica de esgoto sanitário e lixiviado de aterro, bem como a caracterização microbiológica da estruvita precipitada a partir da mistura lixiviado + esgoto em diferentes proporções.

1.2 JUSTIFICATIVA

Levando em conta a possibilidade de tratamento do lixiviado junto ao esgoto sanitário que se apresenta como uma técnica alternativa para o tratamento de lixiviado, uma matriz complexa, e traz a possibilidade de produção de um subproduto com alto valor agregado, a estruvita, é necessário avaliar se o precipitado produzido pode vir a ser uma fonte considerável de contaminação do solo por microrganismos e ainda vir a oferecer riscos à saúde de trabalhadores do campo e consumidores. Assim, este trabalho se propôs a responder a estas questões, com base em informações da literatura (estruvita precipitada a partir de diferentes matrizes) e a partir de dados experimentais (estruvita precipitada a partir do co-tratamento esgoto sanitário e lixiviado de aterro). Cabe citar que não foi encontrado na literatura nenhum outro trabalho sobre a contaminação microbiológica da estruvita precipitada a partir de esgotos sanitários e lixiviados de aterro de forma combinada como fonte de nutrientes.

1.3 OBJETIVOS

Avaliar a estruvita recuperada a partir do co-tratamento de esgotos sanitários com lixiviado de aterro sanitário do ponto de vista microbiológico.

1.3.1 Objetivos Específicos

- Levantamento bibliográfico, de forma sistemática, da contaminação por microrganismos e metais pesados da estruvita precipitada a partir de diferentes matrizes;
- Caracterização microbiológica da estruvita recuperada a partir do co-tratamento de lixiviado com esgoto sanitário aterro quanto a presença de *Escherichia coli*, Enterococos intestinais, Esporos de Bactérias Anaeróbias, Colifagos somáticos e Colifagos F-específicos;
- Análise das rotas de eliminação dos microrganismos avaliados durante o co-tratamento proposto.

1.4 ESTRUTURA DO TRABALHO

O presente trabalho foi dividido em cinco capítulos sendo eles:

- *Capítulo 1 – Introdução.* Contempla contextualização, justificativa e objetivos do trabalho;
- *Capítulo 2 – Revisão de Literatura.* Apresenta uma revisão da bibliografia especializada, de forma geral, abordando os principais conceitos necessários ao entendimento desta pesquisa;
- *Capítulo 3 – Presença de potenciais riscos na estruvita gerada a partir de diferentes águas residuárias como fonte de nitrogênio e fósforo: uma revisão de literatura.* Texto em formato de artigo de revisão bibliográfica, que consiste em uma revisão sistemática da literatura sobre estudos de contaminantes presentes na estruvita recuperada de diferentes águas residuárias;
- *Capítulo 4 – Contaminação microbiológica de estruvita gerada a partir da mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário.* Texto no formato de artigo científico, que consiste na apresentação dos resultados da caracterização microbiológica da estruvita de produção própria a partir de uma mistura de efluentes inédita (esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário); e
- *Capítulo 5 – Considerações Finais.* Destacam os principais achados desta pesquisa e recomendações a estudos futuros.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Nair Conde de. **Estudo de possibilidades de tratamentos microbiológico e com adsorventes para chorume e influências ecotóxicas do seu descarte no ambiente**. 2017. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Rio Claro, 2017.
- BOCCHIGLIERI, Miriam Moreira. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. 2010. 257 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- CARDELL, María José; SARDÀ, Rafael; ROMERO, Javier. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecologica*, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 343-351, jul. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x\(99\)00132-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x(99)00132-0).
- CORRE, K. S. Le; VALSAMI-JONES, E.; HOBBS, P.; PARSONS, S. A.. Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: a review. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, [S.L.], v. 39, n. 6, p. 433-477, jun. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380701640573>.
- CORTEZ, Susana; TEIXEIRA, Pilar; OLIVEIRA, Rosário; MOTA, Manuel. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 92, n. 3, p. 749-755, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.035>.
- DAVE, Göran; NILSSON, Eva. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. *Aquatic Toxicology*, [S.L.], v. 73, n. 1, p. 11-30, jun. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.02.006>.
- DECREY, Loïc; UDERT, Kai M.; TILLEY, Elizabeth; PECSON, Brian M.; KOHN, Tamar. Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. *Water Research*, [S.L.], v. 45, n. 16, p. 4960-4972, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>.
- GELL, Kealan; RUIJTER, F.J.De; KUNTKE, P.; GRAAFF, M. de; SMIT, A.L.. 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. Canadian Center of Science and Education. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>
- ISIDORI, Marina; LAVORGNA, Margherita; NARDELLI, Angela; PARRELLA, Alfredo. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*, [S.L.], v. 52, n. 1, p. 85-94, jul. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00298-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00298-4).
- JAAFARZADEH, Nematallah; JORFI, Sahand; KALANTARY, Roshanak Rezaei; HASHEMPOUR, Yalda; SOLTANI, Reza Darvishi Cheshme. Evaluation of biological landfill leachate treatment incorporating struvite precipitation and powdered activated carbon addition. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, [S.L.], v. 28, n. 8, p. 759-766, 16 dez. 2009. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x09357077>.
- KAWAHIGASHI, Flávia; MENDES, Marcos Batista; ASSUNÇÃO JÚNIOR, Vilson Gomes da; GOMES, Vitor Hugo; FERNANDES, Fernando; HIROOKA, Elisa Yoko; KURODA, Emília Kiyomi. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 235-244, set. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522014019000000652>
- LI, Bing; BOIARKINA, Irina; YU, Wei; HUANG, Hai Ming; MUNIR, Tajammal; WANG, Guang Qian; YOUNG, Brent R.. Phosphorous recovery through struvite crystallization: challenges for future design. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 648, p. 1244-1256, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.166>.

LI, X.Z; ZHAO, Q.L. Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 171-181, maio 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(03\)00012-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(03)00012-0).

MAINSTONE, Chris P.; PARR, William. Phosphorus in rivers — ecology and management. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 282-283, p. 25-47, jan. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00937-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00937-8).

MATEJCZYK, Marek; PŁAZA, Grażyna A.; NAŁĘCZ-JAWECKI, Grzegorz; ULFIG, Krzysztof; MARKOWSKA-SZCZUPAK, Agata. Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. **Chemosphere**, [S.L.], v. 82, n. 7, p. 1017-1023, fev. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.066>.

MORAIS, M., MORAIS, C., FURTADO, C., MENEZES, R., REBOUÇAS, F., TORRES, O., CARVALHO, C., CHAVES, H. (2020). Análise físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário de Rio Branco-AC. **South American Journal of Basic Education**, Technical and Technological, 7(1), 282–292.

NASCENTES AL, NASCIMENTO MMP, BRASIL FC, CAMPOS JC, FERREIRA JA. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário - Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Teccen**. 2015 Jan./Jun.; 08 (1): 05-12.

OLIVEIRA, A. G., LEITE, V.D., SOUSA, J. T., LOPES, W.S., OLIVEIRA, E. G., CAMPOS, A.R.C. . (2016). Avaliação microbiológica de tratamento conjunto de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitários em lagoas de estabilização. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, 9(2), 256-273.

OUCHAH, Lahoucine; MANDI, Laila; BERREKHIS, Fatima; OUAZZANI, Naaila. Essays of phosphorus recovery into struvite from fertilizer industry effluents. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 52, n. 13-15, p. 2886-2892, 18 jun. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2013.807080>.

RYU, Hong-Duck; LIM, Chae-Sung; KANG, Min-Koo; LEE, Sang-Il. Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 221-222, p. 248-255, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.038>.

SICILIANO, Alessio. Assessment of fertilizer potential of the struvite produced from the treatment of methanogenic landfill leachate using low-cost reagents. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 5949-5959, 25 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5846-z>.

von SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 1). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2011.

WU, Simiao; ZOU, Shiqiang; LIANG, Guannan; QIAN, Guangren; HE, Zhen. 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**, [S.L.], v. 610-611, p. 137-146, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.038>.

XIU-FEN, Li; BARNES, Dolores; JIAN, Chen. Performance of struvite precipitation during pretreatment of raw landfill leachate and its biological validation. **Environmental Chemistry Letters**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 71-75, 23 out. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-009-0248-4>.

YEE, Rachel A.; ALESSI, Daniel S.; ASHBOLT, Nicholas J.; HAO, Weiduo; KONHAUSER, Kurt; LIU, Yang. Nutrient recovery from source-diverted blackwater: optimization for enhanced phosphorus recovery and reduced co-precipitation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 235, p. 417-425, out. 2019a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.191>.

YEE, Rachel A.; LEIFELS, Mats; SCOTT, Candis; ASHBOLT, Nicholas J.; LIU, Yang. Evaluating Microbial and Chemical Hazards in Commercial Struvite Recovered from Wastewater. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 9, p. 5378-5386, 9 abr. 2019b. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b03683>.

YILMAZ, Tuba; APAYDIN, Selami; BERKTAY, Ali. Coagulation-Flocculation and Air Stripping as a Pretreatment of Young Landfill Leachate **The Open Environmental Engineering Journal**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 42-48, 20 maio 2010. Bentham Science Publishers Ltd.. <http://dx.doi.org/10.2174/1874829501003010042>.

Capítulo 2 Revisão de Literatura

2.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Segundo dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, em 2022 foram gerados 81,8 milhões de toneladas de resíduos sólidos no Brasil, o que equivale a uma coleta per capita de 1,043 kg/hab.d (ABRELP, 2023). Do total coletado, estima-se que 61%, cerca de 46,4 milhões de toneladas são dispostos de forma adequada em aterros sanitários e os demais 39%, 29,7 milhões de toneladas, ainda são dispostas de forma inadequadas em lixões e aterros controlados existentes pelo país.

Almejava-se que após a implementação da Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), até o final de 2014, 100% dos resíduos gerados no Brasil fossem coletados e recebessem destinação correta, a maior parte indo para unidades de triagem, sendo reciclados, e apenas os rejeitos indo para os aterros sanitários, extinguindo-se unidades de disposição inadequada como lixões e aterros controlados. Contudo, devido à dificuldade dos municípios de regularizar sua situação no prazo estabelecido, em 2020 o prazo foi adiado, sendo as novas datas limites para adequação variando de agosto de 2021 a agosto de 2024 a depender do porte do município (Maia, 2023).

O envio dos resíduos a aterros, no entanto, gera subprodutos, que também devem ser tratados a fim de diminuir impactos ambientais. Resultante da soma das frações líquidas presentes no aterro sanitário, o lixiviado é composto, dentre outras coisas, pela umidade dos resíduos, a água das chuvas que penetra as células do aterro e o chorume (Bocchiglieri, 2010), sendo este último o produto da decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos (Souto, 2009).

O volume de lixiviado gerado em cada aterro é muito variável por depender da combinação da chuva na região onde está implantado o aterro e do processo de decomposição do lixo. Tais pontos, aliados às características complexas desse lixiviado, faz com que operar uma estação de tratamento de lixiviado de aterro seja um desafio que necessita de muito estudo para definição da melhor alternativa, levando em conta segurança ambiental, adequação às exigências legais e garantia de qualidade do processo (Bocchiglieri, 2010).

A seguir são apresentadas informações sobre a caracterização físico-química e microbiológica de lixiviados de aterro sanitário.

2.1.1 Caracterização físico-química de lixiviados

Segundo Bocchiglieri (2010), a composição química do lixiviado depende de vários fatores relacionados com a massa de resíduos, a localização, bem como outros aspectos derivados do projeto e da operação do aterro, o que faz com as suas características sejam muito variáveis. De acordo com Paixão Filho (2017), a caracterização do lixiviado se dá principalmente em relação ao pH, concentração de matéria orgânica (DBO e DQO) e nitrogênio amoniacal, uma vez que estes são parâmetros mais relevantes na escolha do tratamento.

Um fator importante que influencia consideravelmente nas faixas de valores encontradas para esses parâmetros é o estágio de biodegradação em que se encontram os resíduos da célula (Kjeldsen et al., 2002). De acordo com o estágio de degradação dos resíduos, dois tipos diferentes de lixiviado são gerados, definidos com base nas suas características físico-químicas, popularmente definidos como lixiviado novo e lixiviado velho (Souto, 2009). Essa é uma simplificação técnica que pode ser feita sem prejuízos, desde que seja devidamente associada a fase de degradação e não idades pré-definidas dos aterros (Souto, 2009).

O denominado lixiviado novo, é aquele que ocorre no início da biodegradação, definida como ácida, e possui pH geralmente mais baixo, entre 4 e 6, enquanto o lixiviado velho é aquele gerado na fase metanogênica da biodegradação, ao final do processo, e o pH costuma variar de 7 a 8, caracterizando um lixiviado mais estabilizado (Bocchiglieri, 2010). Contudo, Paixão Filho (2017) ressalta que essa observação da variação do pH é mais iminente em células experimentais, uma vez que na realidade existem numa mesma célula resíduos em diferentes fases de decomposição visto que a cada dia mais resíduo novo é adicionado à célula.

A DQO também sofre alterações de acordo com a fase de biodegradação do resíduo. Quanto mais estabilizado, ou seja, mais velho o lixiviado, menor a relação DBO/DQO, o que indica uma elevada concentração de matéria orgânica recalcitrante, dificultando o tratamento biológico do efluente (Souto, 2009). Destaca-se também os altos valores de matéria orgânica que o lixiviado apresenta, independente da fase em que se encontra. Segundo Souto e Povinelli (2007) *apud* Ferreira (2010), as faixas mais prováveis de concentrações de DBO e DQO, para aterros brasileiros, são de 20-8.600 e 190-22.300 mg/L, respectivamente.

Os elevados níveis de nitrogênio amoniacal geralmente encontrados no lixiviado são uma preocupação à parte. Alguns estudos avaliam que a toxicidade desse efluente a organismos aquáticos se dá justamente pela elevada concentração do composto em questão, e não a presença de metais pesados ou outros contaminantes, como assume o senso comum (Isidori et al., 2003;

Dave; Nilsson 2005; Emenike et al., 2012). Emenike et al., (2012), por exemplo, concluem em seu trabalho que o efluente apresentou toxicidade às duas espécies de peixes estudadas devido, principalmente, à presença de amônia, matéria orgânica dissolvida, alguns compostos de carbono orgânico semivoláteis e hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos.

Vale ressaltar que, nos aterros brasileiros, a concentração de nitrogênio amoniacal é estimada como sendo entre 0,4 e 3000 mg/L, sendo a faixa mais provável de concentração entre 0,4 e 1800 mg/L (Souto & Povinelli, 2007 *apud* Ferreira, 2010). Outros nutrientes de interesse ambiental devido ao potencial de contaminação, como o fósforo, geralmente apresentam-se em baixas concentrações para fins de tratamento biológico (Bocchiglieri, 2010; Silva et al., 2019). Relações de DBO:P maiores que 7000:1 foram encontradas em lixiviado provenientes da deposição de resíduos “novos” (IWAI, 2005).

Embora possam não seja a maior causa de toxicidade do lixiviado, existe sim a possibilidade da presença nesse efluente de metais pesados em quantidades acima das permitidas por órgãos regulatórios. Mojiri et al. (2014), ao avaliar a presença de metais no lixiviado de um aterro em Sungai Petani, Malásia, encontraram níveis elevados de Ferro (6,0 mg/L), Manganês (2,0 mg/L), Cádmio (2,7 mg/L) e Níquel (4,9 mg/L). Matejczyk et al. (2010), ao avaliar o lixiviado de 22 aterros sanitários no sul da Polônia, detectaram Níquel em 18 dos 22 efluentes e Chumbo em seis deles, ambos em baixas concentrações em faixas que variaram de 0,04 a 0,29 mg/L e 0,042 a 0,077 mg/L, respectivamente. Entretanto, os autores destacam o fato destes metais serem bioacumulativos, pode representar risco ambiental no futuro. Importante ressaltar que a presença desses compostos no lixiviado acontece em situações específicas, sendo mais comuns em lixiviados considerados novos, devido ao baixo pH que possibilita a lixiviação dos metais no efluente (Paixão Filho, 2017). Além dos metais, outros compostos que podem ser encontrados e são considerados tóxicos como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) (Matejczyk et al., 2010; Emenike et al., 2012), sendo o benzeno o representante mais conhecido deste grupo.

Por fim, outras substâncias relevantes encontradas nos lixiviados, descritas em diversos trabalhos, são os cloretos, que também costumam apresentar-se em concentrações elevadas. Morais et al. (2020), ao realizar a caracterização do lixiviado de um aterro sanitário em Rio Branco, Acre, encontraram 4.324 mg/L de cloretos, valor consideravelmente alto. Outros trabalhos também reforçam esse alto valor: Almeida (2017) encontrou concentrações em torno de 3.100 mg/L de cloretos; já Silva et al., (2019) encontraram valores médios em torno de 4.069 mg/L.

2.1.2 Caracterização microbiológica de lixiviados

De acordo com um levantamento realizado por Gerba et al. (2011), as principais contribuições de patógenos nos aterros sanitários é proveniente do descarte de resíduos de alimentos, fezes de animais de estimação, produtos absorventes e biossólidos. Contudo, pesquisas realizadas na década de 70 indicaram que a presença de patógenos não são uma grande preocupação em lixiviados, principalmente devido ao fato de que não houve casos documentados de doenças transmitidas pela água devido ao lixiviado (Sobsey, 1987).

Talvez por esta razão que trabalhos que realizaram a caracterização microbiológica de lixiviados sejam menos comuns que aqueles que fizeram a caracterização físico-química desse efluente. Ainda assim, alguns autores avaliaram a presença de microrganismos no lixiviado e encontraram concentrações consideráveis de coliformes totais e termotolerantes, além de enterococos intestinais, estreptococos fecais, *E. coli* e fungos (Matejczyk et al., 2010; Silva et al., 2011; Maria et al., 2011; Almeida, 2017; Morais et al., 2020). Matejczyk et al. (2010) detectaram ainda a presença de esporos de bactérias aeróbias, que foram encontrados no lixiviado de 21 dos 22 aterros analisado, mas não foram quantificados.

A concentração de microrganismos no lixiviado varia de aterro para aterro, assim como os parâmetros físico-químicos. Por exemplo, Almeida (2017) encontrou valores médios de coliformes totais e *E. coli* de 4,25 log₁₀ e 2,95 log₁₀ NMP/100mL, respectivamente. Já Silva et al. (2011), ao avaliarem coliformes totais, coliformes termotolerantes, *E. coli*, enterococcus intestinais, obtiveram concentrações entre 8,0 e 9,0 log₁₀ NMP/100mL para todos os organismos. Maria et al. (2011) analisaram coliformes totais, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais, e encontraram valores médios de concentração equivalentes a 4,73, 4,56 e 5,15 log₁₀ NMP/100mL respectivamente. Cistos de *Giardia* spp. também já foram detectados em concentrações de 18,4 organismos/mL (Graczyk et al., 2007). Após busca direcionada, não foi encontrado nenhum trabalho recente quanto a presença de vírus entéricos ou bacteriófagos (indicadores virais) em lixiviados.

2.2 ESGOTOS SANITÁRIOS

De acordo com dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS, 2022), em 2021 cerca de 117,3 milhões de brasileiros (55,8% da população) eram atendidos por rede coletora de esgotos, sendo que dos esgotos coletados aproximadamente 78,5% receberam tratamento adequado. Contudo, ao levar em consideração a estimativa de esgoto gerado no país, incluindo aquele que não é coletado, apenas 50,3% receberam tratamento (SNIS, 2022). Os dados demonstram, portanto, um longo caminho a ser percorrido até que todo o esgoto do Brasil receba a destinação correta. O esgoto sanitário é resultado das atividades cotidianas e contém aproximadamente 99,9% de água, sendo o 0,1% restante composto por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos (von Sperling, 2011).

2.2.1 Caracterização físico-química de esgotos

Embora as características dos esgotos sanitários possam variar de acordo com os costumes e hábitos da população local, é comum encontrar faixas de valores típicos para os principais parâmetros que geralmente são avaliados. A começar pela matéria orgânica carbonácea, medida através dos parâmetros DBO e DQO, efluentes domésticos possuem uma DBO da ordem de 300 mg/L e uma relação DQO/DBO variando em torno de 1,7 a 2,4, o que indica que possuem boa biodegradabilidade, sendo o tratamento biológico indicado (von Sperling, 2011).

Os sólidos totais são um parâmetro de grande interesse nos efluentes domésticos, e podem ser divididos entre sólidos suspensos ou dissolvidos e estes em fixos ou voláteis. No caso dos esgotos sanitários as concentrações usuais encontram-se entre 370 e 1160 mg/L de sólidos totais, sendo que destes 120-360 mg/L são sólidos em suspensão e 250-800 mg/L são sólidos dissolvidos (Jordão; Pessôa, 2011).

Outros parâmetros a serem considerados são os nutrientes presentes nos esgotos sanitários, principalmente nitrogênio e fósforo. Ambos de grande importância dado que são elementos essenciais para o crescimento de algas. Logo, se o efluente contendo estes elementos for disposto incorretamente conduza à eutrofização dos corpos d'água. Os nutrientes são fundamentais também para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica, o que torna viável o tratamento biológico dos esgotos (Mota; von Sperling, 2009).

Também, é possível estimar o grau de estabilização da matéria orgânica pela verificação da forma como estão presentes os compostos de nitrogênio e fósforo (Jordão e Pessôa, 2011). Segundo von Sperling (2011), nos efluentes domésticos as formas predominantes de nitrogênio

encontrada são o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal, que juntos são determinados através do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Já o fósforo apresenta-se na forma de fosfatos inorgânicos, provenientes dos detergentes e outros produtos químicos e domésticos, e fosfatos orgânicos, de origem fisiológica. Valores típicos destes nutrientes nos esgotos brasileiros variam de 20 a 85 mg/L de nitrogênio e 5 a 20 mg/L de fósforo total (Jordão e Pessoa, 2011). O lançamento desses nutrientes no meio ambiente, no entanto, tende a variar de acordo com a situação socioeconômica do país. Países desenvolvidos geram, atualmente, esgotos com maiores concentrações de nitrogênio e fósforo devido ao maior consumo de proteínas e utilização de detergentes contendo fósforo; contudo, lançam menos desses nutrientes no meio ambiente por possuírem melhores tecnologias e cobertura de tratamento de efluentes (van Puijenbroeka et al, 2018).

2.2.2 Caracterização microbiológica de esgotos

Devido a sua composição, é natural que os esgotos sanitários apresentam grandes quantidades de microrganismos, sendo os patógenos os de maior preocupação. São eles bactérias, vírus, protozoários e helmintos responsáveis por causar diversas doenças de veiculação hídrica. A quantidade desses organismos nas águas depende de uma série de fatores, como condições socioeconômicas da população e condições sanitárias (von Sperling, 2011).

A detecção de alguns agentes patogênicos, no entanto, pode ser muito difícil, por apresentarem em baixas concentrações, o que dificulta sua análise. Sendo assim, é comum a utilização de organismos indicadores de contaminação fecal para aferir sobre a qualidade de determinada amostra. Os grupos mais comuns de indicadores, encontrado em grandes quantidades nos esgotos sanitários, são os Coliformes totais, Coliformes termotolerantes e a *Escherichia coli* (*E. coli*), amplamente utilizados para verificar o nível de contaminação de corpos d'água (von Sperling, 2011).

As concentrações usuais de alguns microrganismos nos esgotos variam de 10^7 – 10^9 NMP/100mL para coliformes totais, 10^6 – 10^8 NMP/100mL para coliformes termotolerantes, 10^5 – 10^7 NMP/100mL para *E. coli*. 10^1 – 10^3 oocistos de *Cryptosporidium* e 10^3 – 10^4 colifagos (Metcalf; Eddy, 2014). O tópico 3.4 abordará mais detalhadamente a microbiologia sanitária e principais organismos de interesse, contidos principalmente nos esgotos.

2.3 RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES: PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

A estruvita é um ortofosfato contendo magnésio, amônio e fosfato em concentrações equimolares e possui fórmula química $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ (Le Corre et al., 2009; Ryu et al., 2012; Li et al., 2018). Apresenta-se como um cristal branco e brilhante com uma estrutura ortorrômbica, isto é, prismas com base retangular, e que possui ampla aplicação na agricultura (Le Corre et al., 2009).

Esse cristal ocorre de forma natural quando a concentração combinada de Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-} excede seu limite de solubilidade e, por esta razão, ele surge espontaneamente em vários meios biológicos, como em material orgânico em decomposição (Le Corre et al., 2009; Ouchah et al., 2013; Sun et al., 2020). Sua importância começou a ser avaliada em 1937, quando o cristal foi notado pela primeira vez acumulado em tubulações de um sistema de digestão de lodo em múltiplos estágios (Le Corre et al., 2009). Desde então, o controle de deposição de estruvita tem sido amplamente investigado para reduzir os bloqueios de dutos e a carga de nutrientes em toda a planta de tratamento (Li et al., 2018).

Nas últimas décadas a precipitação de estruvita ganhou especial atenção por ser uma forma eficiente de remoção de nutrientes de águas residuais, e pelo fato do precipitado ser um ótimo fertilizante, o que representa, não apenas uma melhora da qualidade das águas, mas também uma alternativa a fontes de fósforo, que tem sido uma preocupação, devido a possibilidade de escassez das fontes naturais desse elemento aliado a necessidade do mesmo para a produção de alimentos (Li et al., 2018; Ouchah et al., 2013).

Segundo Ouchah et al. (2013), o grande interesse agrícola na estruvita se dá pelo fato desta ser uma fonte valiosa de fertilizante de liberação lenta devido à sua baixa solubilidade. Tal característica faz com que a estruvita seja pouco móvel no solo, reduzindo a possibilidade de lixiviação de nutrientes, e então a eutrofização dos corpos d'água circundantes (Ouchah et al., 2013). Além disso, tem-se a prevenção de possível queima das raízes das plantas pela aplicação de fertilizante em excesso (Le Corre et al., 2009; Ouchah et al., 2013). Sua efetividade como fertilizante já foi verificada em diversos estudos como em Le Corre et al. (2009) e Ryu et al. (2012).

O processo químico de precipitação da estruvita pode ser dividido em duas etapas principais: (i) a nucleação, que corresponde ao aparecimento de novas partículas; e (ii) o crescimento dos cristais (Rahman et al., 2013). São vários os fatores que influenciam nestas duas etapas e, consequentemente, nas características dos cristais formados. Destacam-se entre esses fatores o

pH, energia de mistura, razões molares de íons de Mg:N:P e a presença de outros elementos no efluente como o Ca^{2+} , Na^+ e CO_3^{2-} (Ouchah et al., 2013). De acordo com um levantamento realizado por Ouchah et al. (2013), a presença de cálcio afeta significativamente as características e o tamanho dos cristais. A alta concentração de sódio tende a reduzir o tempo de indução da precipitação da estruvita. O íon SO_4^{2-} aumenta o tempo de indução. E a presença de CO_3^{2-} pode afetar a eficiência de remoção de fosfato prejudicando a morfologia e a pureza do cristal formado.

Observados os fatores intervenientes na precipitação de um cristal de qualidade, são diversas as origens de efluentes que possuem potencial para produção da estruvita. Rahman et al. (2013) afirmam em seu estudo que a água residual que contém alta concentração de N e P é uma fonte eficaz de recuperação da estruvita.

Adicionalmente, os autores apresentam um levantamento de diversos estudos que avaliaram os mais diferentes efluentes para recuperação do cristal. Foi verificada a recuperação da estruvita de diferentes tipos de águas residuais, como águas residuais de tratamento de suínos (Rahman et al., 2014), água residual de processamento de alimentos (Zim; Kim, 2019), sobrenadante do digestor (Uysal et al., 2010), esterco de aves (Rech et al., 2020), lixiviado de aterro sanitário municipal (Kim et al., 2007), urina (Decrey et al., 2011).

2.3.1 Precipitação de estruvita a partir de lixiviado de aterro

Como mencionado anteriormente, o lixiviado de aterro é um efluente complexo, com grande potencial poluidor, e por isso deve passar por gerenciamento adequado a fim de diminuir seu impacto ambiental. De acordo com os resultados de caracterização de lixiviados de aterros localizados no Brasil, realizado pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), os tratamentos biológicos, muitas vezes empregados, são insuficientes, sendo necessária a associação de processos físico-químicos como pré ou pós-tratamento para melhorar as características do efluente final.

Por esta razão, a remoção da amônia via precipitação da estruvita tem sido amplamente estudada e sugerida como pré-tratamento ao processo biológico (Xiu-Fen et al., 2009; Jaafarzadeh et al., 2009; Huang et al., 2014), e também como forma de recuperação de nitrogênio (Li; Zhao, 2003; Siciliano, 2015).

Devido às características usuais do lixiviado, a precipitação da estruvita geralmente é realizada com a adição de uma fonte de magnésio e uma de fósforo junto a um reagente alcalino, para correção do pH (Huang et al., 2014). Alguns efluentes, no entanto, já possuem em sua composição uma elevada concentração de magnésio, como é o caso do estudo realizado por Wu

et al. (2017), onde o objetivo principal era a recuperação de magnésio do lixiviado. Diferentes reagentes podem ser utilizados como fonte de fósforo e magnésio. Na seção 2.3.4 é abordado o uso de reagentes convencionais e alternativos, bem como e seus impactos na estruvita formada. Sobre os fatores intervenientes na precipitação do cristal, os estudos sugerem que seja mantido um pH variando de 8,0 a 9,5, mantendo-se em torno de 9,0 para aumentar a eficiência do processo (Li; Zhao, 2003; Kim et al., 2006; Iaconi et al., 2009; Xiu-fen et al., 2009; Huang et al., 2014; Siciliano, 2015; Wu et al., 2017).

Quanto às razões molares dos íons a ser aplicada, os estudos divergem entre si. Embora a estruvita seja precipitada a uma razão de Mg:P:N igual a 1:1:1, e essa seja a relação sugerida (Li; Zhao, 2003; Jaafarzadeh et al., 2009; Xiu-fen et al., 2009), alguns autores avaliam que a modificação da razão aplicada pode vir a aumentar a eficiência de precipitação de nitrogênio e recuperação de magnésio e fósforo (Li; Zhao, 2003; Kim et al., 2006; Iaconi et al., 2009; Huang et al., 2014; Siciliano, 2015; Wu et al., 2017).

Siciliano (2015), por exemplo, conseguiu em seu estudo aumentar de 77% para 95% a remoção de amônia do lixiviado ao modificar a razão aplicada de Mg:P:N para 1,1:1,1:1 em relação a proporção teórica sugerida. O autor atribuiu o aumento da eficiência do processo, cujas doses aplicadas foram acima do convencional, à possível formação de outros compostos insolúveis de magnésio e fósforo além dos cristais de estruvita, que subtraem os íons de Mg^{+2} e PO_4^{3-} e assim reduzem a nucleação da estruvita. Outros estudos, no entanto, apontam que apenas o aumento da proporção de magnésio, aplicação do dobro ou triplo do convencional, já é suficiente para aumentar a remoção de nitrogênio amoniacal do efluente (Iaconi et al., 2009; Huang et al., 2014).

Outro potencial problema na formação e precipitação da estruvita é a possível presença de íons competitivos no lixiviado. Wu et al. (2017) observaram que a presença de uma grande quantidade de íons Ca^{2+} gerou uma forte competição pelo fosfato com os íons de Mg^{2+} , sendo necessário um pré-tratamento para precipitação do cálcio na forma de $CaCO_3$, e assim melhorar a pureza da estruvita formada e evitar um gasto muito grande de reagente de fósforo. Ainda assim, Wu et al. (2017) sugerem que a razão molar a ser aplicada leve em conta os íons de Ca^{2+} residuais, e propõe uma relação otimizada de (Mg+Ca residual):P de 1:1,5.

Levando-se em conta o especial interesse da aplicação da estruvita como fertilizante, estudos sobre sua eficiência do processo de precipitação (aumento da quantidade de estruvita produzida) devem ser considerados. Adicionalmente, deve-se verificar o impacto da aplicação agrícola da estruvita na produtividade vegetal, e na qualidade das culturas produzidas e no meio ambiente. Li e Zhao (2003) avaliaram em seu estudo o crescimento de quatro espécies de vegetais de

crescimento rápido, sendo eles, repolho de flor chinesa (*Brassica parachinensis*), acelga (*Brassica rapa* var. *Chinensis*), espinafre aquático (*Ipomoea aquatica*) e convolvulus aquáticos (*Ipomea reptans*). Como resultados os autores observaram que a estruvita apresentou bom desempenho como fertilizante. Sua superdosagem não trouxe prejuízos às plantas nem ao meio, devido a limitada solubilidade do cristal e ainda, a aplicação da estruvita não resultou em aumento de metais pesados nos vegetais quando comparados às plantas cultivadas apenas com solo ou com solo e fertilizante modelo.

2.3.2 Precipitação da estruvita a partir do esgoto sanitário

A precipitação da estruvita a partir do esgoto sanitário não chega a ser consideravelmente diferente da precipitação utilizando outros efluentes. Sendo assim, os estudos de precipitação a partir de efluentes domésticos também relatam condições otimizadas de remoção de nutrientes em pH próximo de 9,0 (Gell et al., 2011; Ledesma 2014; Jabr et al., 2019; Sun et al., 2020; Yee et al., 2019a).

A quantidade de reagentes aplicada, assim como nos lixiviados, depende das características do efluente que são variáveis, buscando sempre a razão molar ideal entre Mg:P:N, sendo que esgotos com maior concentração de íons como Ca^{2+} também obtiveram maior eficiência do processo ao supersaturar a reação, geralmente com o reagente utilizado como fonte de magnésio (Ledesma, 2014; Yee et al., 2019a; Sun et al., 2020). Contudo, é importante salientar que a presença de tais íons, como Ca^{2+} , e outros como Na^{+} e Fe^{3+} acabam por afetar a pureza do cristal (Yee et al., 2019b).

Quanto à eficácia da estruvita formada como fertilizante, estudos demonstram que a estruvita produzida a partir de esgoto sanitário possui bom desempenho no crescimento das plantas (Plaza et al., 2007; González-Ponce et al., 2009; Gell et al., 2011).

2.3.3 Precipitação de estruvita a partir de misturas de efluentes

Segundo Bocchiglieri (2010), o tratamento conjunto do lixiviado de aterro e o esgoto sanitário pode trazer benefícios, não apenas a esses sistemas, mas também à sociedade. Pois, pode representar economia de escala, atendimento às exigências legais e conformidade ambiental, promovendo melhores condições de saúde pública. Contudo, alguns cuidados devem ser levados em conta.

A alta concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado é por vezes colocada como a responsável pela toxicidade aguda deste efluente (Isidori et al., 2003; Dave e Nilsson 2005). Além do nitrogênio, o lixiviado apresenta outras substâncias que podem ser tóxicas. Kalka (2012), ao avaliar a toxicidade de efluentes formados por lixiviado junto a esgoto sanitário,

observou que mesmo após o tratamento biológico ter sido eficaz na remoção de nitrogênio, o efluente final apresentava toxicidade as espécies de micro crustáceos, bactéria e microalga testadas (*Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*, *Vibrio fischeri*, e *Raphidocelis subcapitata*), devido a presença de compostos orgânicos recalcitrantes.

A toxicidade, no entanto, parece estar relacionada à proporção de lixiviado aplicado, e mais importante, a idade do aterro de onde é proveniente.

Brennan et al. (2016) compararam em seu estudo o efeito do co-tratamento dos efluentes levando em conta um lixiviado proveniente de um aterro de idade intermediária e um lixiviado de um aterro mais velho. Os resultados demonstraram que o lixiviado mais jovem causou impacto significativo no processo de nitrificação e, conseqüentemente, devido às suas características, a proporção aplicada desse efluente em relação ao esgoto era mais limitada, até 2%, a fim de diminuir os impactos no tratamento. Por outro lado, ao realizar o tratamento utilizando até 10% de volume de lixiviado mais antigo, nenhum impacto foi notado na nitrificação. Os autores concluíram que as recomendações quanto a porcentagens de lixiviado aplicada no co-tratamento devem levar em conta a composição do lixiviado em questão.

De fato, hoje é comumente recomendado valores entre 1 e 5% de proporção de volume de lixiviado em relação ao esgoto (Altınbas et al., 2002; Nascentes et al., 2015; Oliveira et al., 2016), sem considerar a composição das duas matrizes. Há ainda alguns autores que colocam como necessário o pré-tratamento do lixiviado para remoção da amônia antes do tratamento biológico (Altınbas et al., 2002; Cortez et al., 2010), o que incluiria o tratamento conjunto aos esgotos sanitários. Esse pré-tratamento pode ser realizado de diferentes formas como por *air stripping* (Yilmaz et al., 2010), oxidação (Cortez et al., 2010) e precipitação de estruvita (Xiu-Fen et al., 2009; Jaafarzadeh et al., 2009; Huang et al., 2014).

Embora a precipitação de estruvita tenha se mostrado uma forma eficiente da remoção de nitrogênio de efluentes, foi encontrado apenas um trabalho onde esse processo foi aplicado ao tratamento conjunto de lixiviado de aterro e esgoto sanitário. Altınbas et al. (2002) avaliaram a remoção de nitrogênio de um efluente de reator UASB, composto de esgoto sanitário somado de 2 ou 3% de lixiviado. Os autores trabalharam com um pH de 9,2 e três razões molares de Mg:NH₄:PO₄, sendo elas (i) 1:1:1,1, (ii) 1:1:1 e (iii) 1,1:1:1,1, obtendo assim uma porcentagem de remoção de amônia de 68, 70 e 72% respectivamente, concluindo a efetividade do sistema na remoção de amônia remanescente. Após busca avançada, não foram encontrados trabalhos de precipitação de estruvita a partir da mistura dos efluentes bruto, antes do tratamento biológico.

2.4 POTENCIAIS RISCOS AMBIENTAIS E SANITÁRIOS

Com o aumento de pesquisas que buscam viabilizar a recuperação de estruvita de efluentes e sua aplicação agrícola na última década, surge a preocupação quanto a seguridade da estruvita recuperada em termos ambientais e riscos à saúde pública, devido a possível presença de fármacos, metais pesados, genes de resistência antimicrobiana (GRA), compostos orgânicos e inorgânicos de preocupação ambiental e patógenos nos efluentes utilizados para recuperação da estruvita, e que poderiam vir a estar presentes junto ao mineral de interesse (Yee et al., 2019b).

Os estudos em relação a precipitação de diferentes compostos e microrganismos junto aos cristais de estruvita ainda são recentes e utilizam efluentes concentrados na recuperação de nitrogênio e fósforo, como urina pura (Decrey et al., 2011; Gell et al., 2011) ou águas negras (Yee et al., 2019a; Yee et al., 2019b; Gell et al., 2011).

Dentre esses trabalhos, a maioria indicou a presença nos precipitados analisados de microrganismos viáveis, tais como fagos PhiX174, *E. coli*, *Enterococcus*, ovos de *Ascaris* spp., *C. perfringens*, *E. faecalis* e metais, principalmente K^+ , Na^+ , Ca^{2+} e Fe^{3+} concluindo que eram necessárias pesquisas futuras sobre avaliação de riscos da aplicação agrícola do mineral além da adição de pós-tratamento nos sistemas, como secagem da estruvita recuperada, a fim de minimizar possíveis riscos microbiológicos existentes (Decrey et al., 2011; Yee et al., 2019a, 2019b).

Um ponto interessante dessas pesquisas é que a precipitação de metais, junto à estruvita, foi destacada como um potencial ponto positivo. Yee et al. (2019b) encontrou nos cristais analisados íons como K^+ , Na^+ , Ca^{2+} e Fe^{3+} que, embora possam impactar a pureza da estruvita, podem oferecer benefícios na aplicação agrícola do mineral, fornecendo outros micronutrientes necessários para a plantação. Fica explicitado, assim, a necessidade de mais trabalhos que busquem avaliar os riscos ambientais e sanitários acerca da precipitação e utilização da estruvita recuperada de efluentes.

2.4.1 Microbiologia sanitária

Os microrganismos que se encontram presentes, principalmente, nos esgotos, desempenham diversas funções de fundamental importância, porém sua presença também pode representar riscos à saúde devido a possibilidade de transmissão de doenças (von Sperling, 2011).

2.4.2 Organismo patogênicos

Capazes de causar doenças a humanos e animais, os organismos patogênicos chegam aos esgotos após serem excretados por indivíduos infectados ou portadores de uma doença infecciosa específica (Metcalf e Eddy, 2014). A quantidade de patógenos presentes nos esgotos é bastante variável, e depende de uma série de fatores como condições socioeconômicas da população, condições sanitárias e região geográfica (von Sperling, 2011).

A contaminação por organismos patogênicos presentes nas águas pode ser classificada como direta, quando há contato direto ou ingestão da água contaminada, ou indireta, quando a água contaminada é utilizada na rega ou higienização de alimentos, por exemplo (Jordão; Pessôa, 2011). Por serem altamente infecciosos, eles são responsáveis por causar milhares de mortes em áreas com saneamento precário. Estima-se que apenas em 2016 houve cerca de 829.000 mortes devido a diarreia associada a exposição de indivíduos à água, saneamento básico e hábitos de higiene inadequados (Prüss-Ustün et al., 2018). Esses organismos podem ser classificados em quatro grandes categorias, sendo elas, bactérias, protozoários, helmintos e vírus (von Sperling, 2011; Metcalf; Eddy, 2014).

As águas residuais apresentam uma grande variedade de bactérias, patogênicas ou não. Dentro daquelas que podem causar doenças aos humanos, o grupo *Salmonella* se destaca, sendo um dos mais comumente encontrados e sendo causadora de doenças graves como febre tifoide causada pela *Salmonella typhi*. Estima-se que, em 2003, mais de 17 milhões de pessoas ao redor do mundo foram acometidas com a doença (Levantesi et al. 2012).

Outras doenças de veiculação hídrica causadas por bactérias são disenteria bacilar (*Shigella dysenteriae*), cólera (*Vibrio cholerae*), gastroenterite (*Escherichia coli* O157:H7 - enteropatogênica), entre outras (Akpör; Muchie, 2011). Embora espera-se que surtos dessas doenças aconteçam com mais frequência em países em desenvolvimento, eventualmente tem-se relatos de surtos causados pelo consumo de alimentos fertirrigados com águas residuárias em países desenvolvidos, como aconteceu na Dinamarca em 2010, onde foram registrados 260 casos de gastroenterites causadas pela presença de norovírus de diferentes genótipos e *E. coli* em alface cultivada na França (Ethelberg et al., 2010).

Os protozoários presentes em águas residuais são de grande importância devido ao seu impacto significativo em indivíduos com sistemas imunológicos comprometidos incluindo crianças muito pequenas, idosos, pessoas em tratamento de câncer e indivíduos com síndrome da imunodeficiência adquirida (AIDS) (Metcalf e Eddy, 2014). A infecção por este tipo de organismo se dá pela ingestão de água contaminada com cistos e oocistos, que são formas mais

resistentes, que não são inativadas ou destruídas de forma eficaz utilizando mecanismos convencionais de desinfecção, como o cloro, mas também pode ocorrer com o contato entre pessoas e animais infectados, ou ainda através de alimentos contaminados (Hamilton et al., 2018). Entre as principais doenças de transmissão fecal-oral associadas à água, causadas por protozoários, encontram-se giardíase (*Giardia lamblia*) com 1,2 milhões de casos por ano apenas nos Estados Unidos (Adam, et al., 2016), e criptosporidiose (*Cryptosporidium* spp.) responsável por cerca de 2,9 e 4,7 milhões de casos por ano de diarreia em crianças de até 24 meses de idade atribuída a contaminação por *Cryptosporidium* spp. na África Subsaariana e sul da Ásia, respectivamente (Sow et al., 2016).

As doenças representam juntas a causa de mais de 95% dos 199 surtos de doenças registrados na literatura ocorridos entre 2004 e 2010, causados pela transmissão de protozoários por águas contaminadas (Baldursson; Karanis, 2011).

Os helmintos estão presentes nas águas residuárias principalmente na forma de ovos que variam de cerca de 10 a 100 µm de tamanho e podem ser removidos por diferentes processos de tratamento comumente empregados como sedimentação e filtração. Porém, são de difícil inativação, sendo que os ovos de algumas espécies podem permanecer viáveis por até dez anos em sedimentos (Metcalf e Eddy, 2014). São responsáveis por causar ascaridíase (*Ascaris lumbricoides*) e tricuriase (*Trichuris trichiura*).

Fatores importantes na infecção por esse parasita incluem clima quente e úmido e condições precárias de saneamento, água potável e higiene, levando esse tipo de microrganismo a ser endêmico em áreas dos trópicos e sub-trópicos (Bethony et al., 2006). Por seus ovos serem resistentes, a infecção por contato com solo contaminado por esgotos ou subprodutos é bem comum, e por isso o número de mortes anuais por helmintos transmitidos pelo solo pode variar de $1,2 \times 10^4$ a $1,3 \times 10^5$ por ano (Bethony et al., 2006).

Entre os responsáveis mais comuns por doenças gastrointestinais encontram-se os vírus entéricos como rotavírus, astrovírus, adenovírus, enterovírus, norovírus, sapovírus e outros (McCall et al., 2016). Vários surtos de doenças foram reportados nas últimas décadas tendo como causa mais provável o consumo de água e alimentos infectados por vírus de origem fecal (Bernard et al., 2014; Maunula et al., 2009; Etheleberg et al., 2010; Pérez-Sautu et al., 2011; Terio et al., 2015). Apenas nos Estados Unidos os vírus de origem entérica foram responsáveis por 66 surtos de 1971 a 2006 (Craun et al., 2010)

Dado sua importância, é exigida a identificação e quantificação desses organismos, principalmente em estações de tratamento de água, a fim de se evitar surtos dessas doenças e garantir a segurança da água fornecida. A detecção de organismos patogênicos em amostras

d'água, no entanto, pode ser extremamente difícil, por esses geralmente apresentarem baixas concentrações e alguns deles serem difíceis de isolar e identificar ou ainda, seus métodos de quantificação possuem alto custo, o que inviabiliza a aplicação dessas análises (von Sperling, 2011, Metcalf; Eddy, 2014). Faz-se então o uso de organismos indicadores de contaminação fecal.

2.4.3 Organismo indicadores

Os organismos indicadores são utilizados por serem mais numerosos e mais facilmente testados em relação aos patógenos alvo, eles são predominantemente não patogênicos, mas dão uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta contaminação, e assim, sua potencialidade para transmitir doenças (von Sperling, 2011, Metcalf; Eddy, 2014). Para ser considerado um bom indicador, o organismo precisa possuir algumas características: (i) estar presente nas fezes de humanos e animais, em número igual ou maior do que o microrganismo de interesse; (ii) não se multiplicar no ambiente; (iii) exibir as mesmas características de sobrevivência no ambiente, ou ser mais resistente que o patógeno que substituí; (iv) seu procedimento de isolamento e quantificação deve ser mais rápido, mais simples e menos oneroso do que o do patógeno; (v) responder aos processos de tratamento de forma semelhante aos patógenos (WHO, 2022).

Embora o uso de alguns indicadores como a *E. coli* já seja uma prática bem consolidada na determinação da qualidade da água, levando em conta todos os critérios que um bom indicador deve possuir, fica evidente que não existe um indicador universal que possa ser utilizado em todas as situações, e por esta razão existe uma série de microrganismos que devem ser levados em consideração para diferentes propósitos (WHO, 2022).

2.4.3.1 Bactérias indicadoras

Segundo Yates (2007) os organismos indicadores mais comumente utilizados são os coliformes totais, os coliformes termotolerantes e a *Escherichia coli*, um coliforme termotolerante especificamente de origem fecal. Embora os coliformes tenham sido utilizados como indicativo de contaminação fecal desde o início do século XX, hoje sabe-se que esses microrganismos apresentam várias deficiências em seu uso como indicador de qualidade da água como por exemplo, o fato de se regenerarem em ambientes aquáticos e sistemas de distribuição e ainda não possuem relação com a presença de protozoários e vírus entéricos (Gerba et al., 2009). Já os coliformes termotolerantes são aqueles capazes de fermentar lactose a 44-45°, sendo o gênero *Escherichia* predominante na maioria das águas e a espécie *E. coli* ser presente em grande número nas fezes de humanos e animais, sendo raramente encontrada na ausência de poluição fecal (WHO, 2022).

Por fim, os enterococos intestinais são um gênero do grupo dos estreptococos fecais, que abrangem várias espécies, a maioria origem fecal de animais de sangue quente, sendo encontrados nas fezes humanas apenas uma ordem de grandeza inferior as concentrações de *E. coli*, tendo vantagens significativas sobre este grupo como sua tendência a sobreviver por períodos maiores na água e meio ambiente e serem mais resistentes ao processo de secagem e cloração (WHO, 2022).

2.4.3.2 Bacteriófagos

Os bacteriófagos, ou simplesmente fagos, vírus que infectam bactérias, têm sido cada vez mais utilizados como indicadores de vírus entéricos devido a suas características morfológicas e biológicas semelhantes (Toribio-Avedillo et al., 2021). Dentro desse grupo, colifagos, bacteriófagos que infectam *E. coli*, foram exaustivamente estudados.

O grupo dos colifagos podem ser divididos em dois tipos principais: (i) os colifagos somáticos, que infectam cepas de *E. coli* através de receptores da parede celular, e são morfológicamente semelhantes aos vírus entéricos de DNA; e (ii) os colifagos F-específicos, que infectam a bactéria através do F-pili, e são semelhantes aos vírus de RNA, como o norovírus e os vírus da hepatite A (Toribio-Avedillo et al., 2018, USEPA, 2015). Os colifagos somáticos são os mais abundantes em águas com contaminação fecal (Jofre et al., 2016). Colifagos somáticos e F-específicos vêm sendo progressivamente incluídos em diretrizes de qualidade da água e do lodo de diversas localidades como Colômbia, França e Estados Unidos (Toribio-Avedillo et al., 2018).

Segundo Toribio-Avedillo et al. (2018), alguns pontos como, qual dos dois grupos deve ser considerado, falta de correlação clara entre colifagos e vírus humanos e os riscos à saúde em diferentes ambientes, faz com que ainda sejam necessários estudos na área. A partir desses questionamentos, os autores realizaram uma extensa revisão de literatura sobre o assunto e concluíram que estes são organismos indicadores de vírus provavelmente melhores que as bactérias atualmente utilizadas.

Embora existam estudos que apontam relações estatísticas entre a presença de colifagos e vírus entéricos (Vergara et al., 2015), ou que pelo menos afirmem a qualidade destes como indicadores (Silva et al., 2015; USEPA, 2015; Dias et al., 2018), mais pesquisas ainda se fazem necessárias a fim de reafirmar o potencial desses organismos como indicadores de vírus.

2.4.3.3 Esporo de Bactérias Aeróbias (EBA)

Os esporos de bactérias aeróbias (EBA) têm sido testados para avaliação da remoção/inativação de cistos e oocistos de protozoários por meio do tratamento de água (Oliveira et al., 2018). A

fim de averiguar a aplicabilidade do EBA, Headd e Bradford (2015) realizaram uma detalhada revisão comparando as características de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e EBA. Os autores observaram que existem muitos pontos em comum entre os dois grupos de microrganismos, como semelhanças anatômicas e morfológicas, ciclo de vida, carga elétrica, hidrofobicidade, transporte, retenção e sobrevivência, sendo que a facilidade de detecção dos esporos aeróbios os torna um indicador promissor da presença/remoção de oocistos.

Embora os esporos tenham se mostrado ao longo do tempo indicadores promissores da remoção de cistos e oocistos de protozoários em sistemas de tratamento água (Barbeau et al., 1999; Mazoa; Chauveheid 2005; Oliveira et al., 2018; Stelma Jr. 2018), não foram encontrados estudos que sobre o uso de esporos como indicadores de protozoários em outras matrizes. Contudo, ainda que não estejam estabelecidas relações diretas entre a presença de EBA e cistos e oocistos de protozoários, desde 2006, existe o entendimento de que a remoção de esporos aeróbios se correlaciona bem com a remoção de *Cryptosporidium* spp. em processos de tratamento de água em escala real que possuam a coagulação, podendo ser utilizados como indicadores nesse caso (USEPA, 2006).

REFERÊNCIAS

- ABRELP (org.). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022**. Rio de Janeiro: Abrelp, 2023. 64 p.
- ADAM, E. A.; YODER, J. S.; GOULD, L. H.; HLAVSA, M. C.; GARGANO, J. W.. Giardiasis outbreaks in the United States, 1971–2011. **Epidemiology And Infection**, [S.L.], v. 144, n. 13, p. 2790-2801, 11 jan. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0950268815003040>.
- AKPOR, O. B.; MUNCHIE, M.. Environmental and public health implications of wastewater quality. **African Journal Of Biotechnology**, Tshwane, v. 10, p. 2379-2387, 28 mar. 2011. Disponível em: <https://academicjournals.org/journal/AJB/article-abstract/B768DF133462>. Acesso em: 10 ago. 2023.
- ALMEIDA, Nair Conde de. **Estudo de possibilidades de tratamentos microbiológico e com adsorventes para chorume e influências ecotóxicas do seu descarte no ambiente**. 2017. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Rio Claro, 2017.
- ALTINBAS, M.; YANGIN, C.; OZTURK, I.. Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 46, n. 9, p. 271-278, 1 nov. 2002. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2002.0257>
- BALDURSSON, Selma; KARANIS, Panagiotis. Waterborne transmission of protozoan parasites: review of worldwide outbreaks ∙: an update 2004∙:2010. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 20, p. 6603-6614, dez. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.013>.
- BARBEAU, Benoit; BOULOS, Lina; DESJARDINS, Raymond; COALLIER, Josée; PRÉVOST, Michèle. Examining the use of aerobic spore-forming bacteria to assess the efficiency of chlorination. **Water Research**, [S.L.], v. 33, n. 13, p. 2941-2948, set. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00009-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00009-3).
- BERNARD, H; FABER, M; WILKING, H; HALLER, S; HÖHLE, M; A SCHIELKE,.; DUCOMBLE, T; SIFCZYK, C; MERBECK, S s; FRICKE, G. Large multistate outbreak of norovirus gastroenteritis associated with frozen strawberries, Germany, 2012. **Eurosurveillance**, [S.L.], v. 19, n. 8, p. 10-19, 27 fev. 2014. European Centre for Disease Control and Prevention (ECDC). <http://dx.doi.org/10.2807/1560-7917.es2014.19.8.20719>.
- BETHONY, Jeffrey; BROOKER, Simon; ALBONICO, Marco; GEIGER, Stefan M; LOUKAS, Alex; DIEMERT, David; HOTEZ, Peter J. Soil-transmitted helminth infections: ascariasis, trichuriasis, and hookworm. **The Lancet**, [S.L.], v. 367, n. 9521, p. 1521-1532, maio 2006. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736\(06\)68653-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736(06)68653-4).
- BOCCHIGLIERI, Miriam Moreira. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. 2010. 257 f. Tese (Doutorado) - Curso de 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.
- BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G.. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 188, p. 64-72, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.055>.
- CORRE, K. S. Le; VALSAMI-JONES, E.; HOBBS, P.; PARSONS, S. A.. Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: a review. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, [S.L.], v. 39, n. 6, p. 433-477, jun. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380701640573>.

CORTEZ, Susana; TEIXEIRA, Pilar; OLIVEIRA, Rosário; MOTA, Manuel. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 92, n. 3, p. 749-755, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.035>.

CRAUN, Gunther F.; BRUNKARD, Joan M.; YODER, Jonathan S.; ROBERTS, Virginia A.; CARPENTER, Joe; WADE, Tim; CALDERON, Rebecca L.; ROBERTS, Jacquelin M.; BEACH, Michael J.; ROY, Sharon L.. Causes of Outbreaks Associated with Drinking Water in the United States from 1971 to 2006. **Clinical Microbiology Reviews**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 507-528, jul. 2010. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/cmr.00077-09>.

DAVE, Göran; NILSSON, Eva. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 73, n. 1, p. 11-30, jun. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.02.006>.

DECREY, Loïc; UDERT, Kai M.; TILLEY, Elizabeth; PECSON, Brian M.; KOHN, Tamar. Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 16, p. 4960-4972, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>.

EMENIKE, Chijioke u; FAUZIAH, Shahul H; AGAMUTHU, P. Characterization and toxicological evaluation of leachate from closed sanitary landfill. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.L.], v. 30, n. 9, p. 888-897, 16 maio 2012. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x12443585>.

ETHELBERG S, LISBY M, BOTTIGER B, SCHULTZ AC, Villif A, JENSEN T, OLSEN KE, SCHEUTZ F, KJELSO C, MULLER L. Outbreaks of gastroenteritis linked to lettuce, Denmark, January 2010. **Euro Surveill**. 2010 Feb 11;15(6):19484. PMID: 20158982.

FERREIRA, Adriana Gonçalves. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de são carlos – sp por meio da caracterização físico-química**. 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

GELL, Kealan; RUIJTER, F.J.De; KUNTKE, P.; GRAAFF, M. de; SMIT, A.L.. 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. Canadian Center of Science and Education. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>.

GERBA, Charles P; TAMIMI, Akrum H; PETTIGREW, Charles; WEISBROD, Anne V; RAJAGOPALAN, Vijay. Sources of microbial pathogens in municipal solid waste landfills in the United States of America. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.L.], v. 29, n. 8, p. 781-790, 7 mar. 2011. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x10397968>.

GOMES, Luciana Paulo (org.). **Resíduos Sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 362 p.

GONZÁLEZ-PONCE, Ricardo; LÓPEZ-DE-SÁ, Esther G.; PLAZA, César. Lettuce Response to Phosphorus Fertilization with Struvite Recovered from Municipal Wastewater. **Hortscience**, [S.L.], v. 44, n. 2, p. 426-430, abr. 2009. **American Society for Horticultural Science**. <http://dx.doi.org/10.21273/hortsci.44.2.426>.

GRACZYK, Thaddeus K.; KACPRZAK, Malgorzata; NECZAJ, Ewa; TAMANG, Leena; GRACZYK, Halshka; LUCY, Frances E.; GIROUARD, Autumn S.. Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation. **Environmental Research**, [S.L.], v. 106, n. 1, p. 27-33, jan. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2007.05.005>.

HAMILTON, Kerry A.; WASO, Monique; REYNEKE, Brandon; SAEIDI, Nazanin; LEVINE, Audrey; LALANCETTE, Cindy; BESNER, Marie-Claude; KHAN, Wesaal; AHMED, Warish. *Cryptosporidium*

and Giardia in Wastewater and Surface Water Environments. **Journal Of Environmental Quality**, [S.L.], v. 47, n. 5, p. 1006-1023, set. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2018.04.0132>.

HEADD, Brendan; BRADFORD, Scott A.. Use of aerobic spores as a surrogate for cryptosporidium oocysts in drinking water supplies. **Water Research**, [S.L.], v. 90, p. 185-202, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.024>.

HUANG, H. M.; XIAO, X. M.; YANG, L. P.; YAN, B.. Removal of ammonium as struvite using magnesite as a source of magnesium ions. **Water Practice And Technology**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 1-8, 1 mar. 2010. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wpt.2010.007>.

HUANG, Haiming; XIAO, Dean; ZHANG, Qingrui; DING, Li. Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 145, p. 191-198, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.021>.

IACONI, Claudio di; PAGANO, Michele; RAMADORI, Roberto; LOPEZ, Antonio. Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 101, n. 6, p. 1732-1736, mar. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.013>.

ISIDORI, Marina; LAVORGNA, Margherita; NARDELLI, Angela; PARRELLA, Alfredo. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. **Chemosphere**, [S.L.], v. 52, n. 1, p. 85-94, jul. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00298-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00298-4).

JAAFARZADEH, Nematallah; JORFI, Sahand; KALANTARY, Roshanak Rezaei; HASHEMPOUR, Yalda; SOLTANI, Reza Darvishi Cheshme. Evaluation of biological landfill leachate treatment incorporating struvite precipitation and powdered activated carbon addition. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.L.], v. 28, n. 8, p. 759-766, 16 dez. 2009. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x09357077>.

JABR, Ghada; SAIDAN, Motasem; AL-HMOUD, Nisreen. Phosphorus recovery by struvite formation from Al Samra municipal wastewater treatment plant in Jordan. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 146, p. 315-325, 2019. Desalination Publications. <http://dx.doi.org/10.5004/dwt.2019.23608>.

JOFRE, Juan; LUCENA, Francisco; BLANCH, Anicet; MUNIESA, Maite. Coliphages as Model Organisms in the Characterization and Management of Water Resources. **Water**, [S.L.], v. 8, n. 5, p. 199, 12 maio 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w8050199>.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos sanitários**, 6. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011;

KIM, Daekeun; RYU, Hong-Duck; KIM, Man-Soo; KIM, Jinhyeong; LEE, Sang-Il. Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 146, n. 1-2, p. 81-85, jul. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.11.054>.

LEDESMA, Lina Marcela Sanchez. **Produção de estruvita a partir de esgoto sanitário**. 2014. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

LEVANTESI, Caterina; BONADONNA, Lucia; BRIANCESCO, Rossella; GROHMANN, Elisabeth; TOZE, Simon; TANDOI, Valter. Salmonella in surface and drinking water: occurrence and water-mediated transmission. **Food Research International**, [S.L.], v. 45, n. 2, p. 587-602, mar. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2011.06.037>.

LI, Bing; BOIARKINA, Irina; YU, Wei; HUANG, Hai Ming; MUNIR, Tajammal; WANG, Guang Qian; YOUNG, Brent R.. Phosphorous recovery through struvite crystallization: challenges for future design. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 648, p. 1244-1256, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.166>.

LI, X.Z; ZHAO, Q.L. Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 171-181, maio 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(03\)00012-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(03)00012-0).

MAIA, Amanda. **Novo marco do saneamento é aprovado no Senado e segue para sanção; prazos da PNRS são adiados**. Disponível em: <https://www.cnm.org.br/comunicacao/noticias/novo-marco-do-saneamento-e-aprovado-no-senado-e-segue-para-sancao-prazos-da-pnrs-sao-adiados>. Acesso em: 15 ago. 2023.

MARIA, Marina Andrada; CERQUEIRA, Cláudia Márcia Perrout; SIMÕES, Thaís de Figueiredo Teixeira; ROSA, Sávio Gonçalves; LANGE, Liséte Celina. Avaliação microbiológica em lixiviado de aterros sanitários – *Streptococcus Fecalis* como indicador ambiental. In: **congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, 24., 2011, Porto Alegre. Anais [...] . Porto Alegre: Abes, 2011. p. 1-7.

MATEJCZYK, Marek; PŁAZA, Grażyna A.; NAŁĘCZ-JAWECKI, Grzegorz; ULFIG, Krzysztof; MARKOWSKA-SZCZUPAK, Agata. Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. **Chemosphere**, [S.L.], v. 82, n. 7, p. 1017-1023, fev. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.066>.

MAUNULA, L.; KLEMOLA, P.; KAUPPINEN, A.; SÖDERBERG, K.; NGUYEN, T.; PITKÄNEN, T.; KAIJALAINEN, S.; SIMONEN, M. L.; MIETTINEN, I. T.; LAPPALAINEN, M.. Enteric Viruses in a Large Waterborne Outbreak of Acute Gastroenteritis in Finland. **Food And Environmental Virology**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 105-105, 11 fev. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12560-009-9009-6>.

MAZOUA, Stephane; CHAUVEHEID, Eric. Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. **Water Research**, [S.L.], v. 39, n. 20, p. 5186-5198, dez. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.027>.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2014

MOJIRI, Amin; AZIZ, Hamidi Abdul; ZAMAN, Nastaein Q.; AZIZ, Shuokr Qarani; ZAHED, Mohammad Ali. Metals removal from municipal landfill leachate and wastewater using adsorbents combined with biological method. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 57, n. 6, p. 2819-2833, 20 nov. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.983180>.

MORAIS, M., MORAIS, C., FURTADO, C., MENEZES, R., REBOUÇAS, F., TORRES, O., CARVALHO, C., CHAVES, H. (2020). Análise físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário de Rio Branco-AC. **South American Journal of Basic Education**, Technical and Technological, 7(1), 282–292.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos (comp.). **Esgoto: nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 430 p.

NASCENTES AL, NASCIMENTO MMP, BRASIL FC, CAMPOS JC, FERREIRA JA. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário - Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Teccen**. 2015 Jan./Jun.; 08 (1): 05-12.

OLIVEIRA, A. G., LEITE, V.D., SOUSA, J. T., LOPES, W.S., OLIVEIRA, E. G., CAMPOS, A.R.C. . (2016). Avaliação microbiológica de tratamento conjunto de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitários em lagoas de estabilização. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, 9(2), 256-273.

OUCHAH, Lahoucine; MANDI, Laila; BERREKHIS, Fatima; OUAZZANI, Naaila. Essays of phosphorus recovery into struvite from fertilizer industry effluents. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 52, n. 13-15, p. 2886-2892, 18 jun. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2013.807080>.

PAIXÃO FILHO, Jorge Luiz da. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. 2017. 246 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PÉREZ-SAUTU, Unai; COSTAFREDA, M. Isabel; LITE, Josep; SALA, Rosa; BARRABEIG, Irene; BOSCH, Albert; PINTÓ, Rosa M.. Molecular epidemiology of hepatitis A virus infections in Catalonia, Spain, 2005–2009: circulation of newly emerging strains. **Journal Of Clinical Virology**, [S.L.], v. 52, n. 2, p. 98-102, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcv.2011.06.011>.

PLAZA, César; SANZ, Rafael; CLEMENTE, Cristina; FERNÁNDEZ, José M.; GONZÁLEZ, Ricardo; POLO, Alfredo; COLMENAREJO, Manuel F.. Greenhouse Evaluation of Struvite and Sludges from Municipal Wastewater Treatment Works as Phosphorus Sources for Plants. **Journal Of Agricultural And Food Chemistry**, [S.L.], v. 55, n. 20, p. 8206-8212, out. 2007. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/jf071563y>.

PRÜSS-USTÜN, Annette; WOLF, Jennyfer; BARTRAM, Jamie; CLASEN, Thomas; CUMMING, Oliver; FREEMAN, Matthew C.; GORDON, Bruce; HUNTER, Paul R.; MEDLICOTT, Kate; JOHNSTON, Richard. Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene for selected adverse health outcomes: an updated analysis with a focus on low- and middle-income countries. **International Journal Of Hygiene And Environmental Health**, [S.L.], v. 222, n. 5, p. 765-777, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.05.004>.

RAHMAN, Md. Mukhlesur; SALLEH, Mohamad Amran Mohd.; RASHID, Umer; AHSAN, Amimul; HOSSAIN, Mohammad Mujaffar; RA, Chang Six. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. **Arabian Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 139-155, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.10.007>.

RECH, Ioná; KAMOGAWA, Marcos Y.; JONES, Davey L.; PAVINATO, Paulo S.. Synthesis and characterization of struvite derived from poultry manure as a mineral fertilizer. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 272, p. 111072, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111072>.

RYU, Hong-Duck; LIM, Chae-Sung; KANG, Min-Koo; LEE, Sang-Il. Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 221-222, p. 248-

SICILIANO, Alessio. Assessment of fertilizer potential of the struvite produced from the treatment of methanogenic landfill leachate using low-cost reagents. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 5949-5959, 25 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5846-z>.

SILVA, Maria Célia Cavalcante de Paula e; ALBUQUERQUE, Maria Virgínia da Conceição; CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa; CANTO, Catarina Simone Andrade do; PEARSON, Howard William; LOPES, Wilton Silva; LEITE, Valderi Duarte. Caracterização físico-química do lixiviado do aterro sanitário metropolitano de João Pessoa-pb. In: **Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental E Sustentabilidade**, 7., 2019, João Pessoa. Anais [...]. João Pessoa: Ecogestão Brasil, 2019. p. 154-161.

SILVA, Maria Cristina de Almeida; MONTEGGIA, Luiz Olinto; MIRANDA, Luis Alcides Schiavo; THEWES, Márcia Regina. Avaliação da viabilidade de utilização de colifagos como indicadores de poluição fecal: suas relações com parâmetros físicos e químicos e indicadores bacterianos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 645-652, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040132584>.

SNIS. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2022. Brasília: SNIS, 2022a.

SNIS. Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 2019. Brasília: SNIS, 2022a.

SOUTO, Gabriel D'arrigo de Brito. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOW, Samba O.; MUHSEN, Khitam; NASRIN, Dilruba; BLACKWELDER, William C.; WU, Yukun; FARAG, Tamer H.; PANCHALINGAM, Sandra; SUR, Dipika; ZAIDI, Anita K. M.; FARUQUE, Abu S. G.. The Burden of Cryptosporidium Diarrheal Disease among Children < 24 Months of Age in Moderate/High Mortality Regions of Sub-Saharan Africa and South Asia, Utilizing Data from the Global Enteric Multicenter Study (GEMS). **Plos Neglected Tropical Diseases**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 0-20, 24 maio 2016. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pntd.0004729>.

STELMA, Gerard N.. Use of bacterial spores in monitoring water quality and treatment. **Journal Of Water And Health**, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 491-500, 30 abr. 2018. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2018.013>.

SUN, Huijuan; MOHAMMED, Abdul Nayeem; LIU, Yang. Phosphorus recovery from source-diverted blackwater through struvite precipitation. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 743, p. 140747, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140747>.

TERIO, V.; BOTTARO, M.; PINTO, A. di; CATELLA, C.; CHIRONNA, M.; BOZZO, G.; KINGSLEY, D. H.; BONERBA, E.; MOREA, A.; MARTELLA, V.. Outbreak of Hepatitis A in Italy Associated with Frozen Redcurrants Imported from Poland: a case study. **Food And Environmental Virology**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 305-308, 23 maio 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12560-015-9199-z>.

TORIBIO-AVEDILLO, Daniel; BLANCH, Anicet R.; MUNIESA, Maite; RODRÍGUEZ-RUBIO, Lorena. Bacteriophages as Fecal Pollution Indicators. **Viruses**, [S.L.], v. 13, n. 6, p. 1089, 7 jun. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/v13061089>.

TORIBIO-AVEDILLO, Daniel; MARTÍN-DÍAZ, Julia; JOFRE, Juan; BLANCH, Anicet R.; MUNIESA, Maite. New approach for the simultaneous detection of somatic coliphages and F-specific RNA coliphages as indicators of fecal pollution. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 655, p. 263-272, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.198>.

U.S. Environmental Protection Agency (2006) **National Primary Drinking Water**. Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Washington, D.C.: USEPA.

U.S. Environmental Protection Agency (2015). "Review of Coliphages as Possible Indicators of Fecal Contamination for Ambient Water Quality." **EPA 820-R-15-098**. Washington, DC

UYSAL, Ayla; YILMAZEL, Y. Dilsad; DEMIRER, Goksel N.. The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 181, n. 1-3, p. 248-254, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.004>.

VAN PUIJENBROEK, P.J.T.M.; BEUSEN, A.H.W.; BOUWMAN, A.F.. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 231, p. 446-456, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>.

VERGARA, G.G.R.V.; GOH, S.G.; REZAEINEJAD, S.; CHANG, S.y.; SOBSEY, M.D.; GIN, K.y.H.. Evaluation of FRNA coliphages as indicators of human enteric viruses in a tropical urban freshwater catchment. **Water Research**, [S.L.], v. 79, p. 39-47, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.022>.

von SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 1). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2011.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda**. Recommendations. 4 ed. Geneva: WHO, 2022. 614 p. Disponível em: Water Sanitation and Health (who.int). Acesso em: 15 de Outubro de 2023.

WU, Simiao; ZOU, Shiqiang; LIANG, Guannan; QIAN, Guangren; HE, Zhen. 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**, [S.L.], v. 610-611, p. 137-146, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.038>.

XIU-FEN, Li; BARNES, Dolores; JIAN, Chen. Performance of struvite precipitation during pretreatment of raw landfill leachate and its biological validation. **Environmental Chemistry Letters**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 71-75, 23 out. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-009-0248-4>.

YATES, Marylynn V.. Classical Indicators in the 21st Century—Far and Beyond the Coliform. **Water Environment Research**, [S.L.], v. 79, n. 3, p. 279-286, mar. 2007. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2175/106143006x123085>.

YEE, Rachel A.; ALESSI, Daniel S.; ASHBOLT, Nicholas J.; HAO, Weiduo; KONHAUSER, Kurt; LIU, Yang. Nutrient recovery from source-diverted blackwater: optimization for enhanced phosphorus recovery and reduced co-precipitation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 235, p. 417-425, out. 2019a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.191>.

YEE, Rachel A.; LEIFELS, Mats; SCOTT, Candis; ASHBOLT, Nicholas J.; LIU, Yang. Evaluating Microbial and Chemical Hazards in Commercial Struvite Recovered from Wastewater. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 9, p. 5378-5386, 9 abr. 2019b. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b03683>.

YILMAZ, Tuba; APAYDIN, Selami; BERKTAY, Ali. Coagulation-Flocculation and Air Stripping as a Pretreatment of Young Landfill Leachate **The Open Environmental Engineering Journal**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 42-48, 20 maio 2010. Bentham Science Publishers Ltd.. <http://dx.doi.org/10.2174/1874829501003010042>.

ZIN, Moh Moh Thant; KIM, Dong-Jin. Struvite production from food processing wastewater and incinerated sewage sludge ash as an alternative N and P source: optimization of multiple resources recovery by response surface methodology. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 126, p. 242-249, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2019.04.018>.

Capítulo 3 Presença de potenciais riscos na estruvita gerada a partir de diferentes águas residuárias como fonte de nitrogênio e fósforo: uma revisão de literatura

RESUMO

A exploração de nitrogênio e fósforo para produção de fertilizantes tem se tornado um problema ambiental devido a limitação das reservas de fósforo e o alto gasto de energia na produção de fertilizantes a base de nitrogênio. Como forma de mitigar os efeitos negativos da produção desses produtos essenciais no cultivo de alimentos a recuperação destes nutrientes a partir dos mais diversos efluentes vem sendo estudada. Esses efluentes, no entanto, podem conter elevadas concentrações de metais pesados e microrganismos adsorvidos ao precipitado, que podem oferecer riscos à saúde de trabalhadores e consumidores em caso de uso benéfico da estruvita. Nesse sentido, essa revisão sistemática de literatura teve por objetivo fazer um levantamento dos estudos que buscaram avaliar a presença de contaminantes, principalmente metais pesados e microrganismos, na estruvita produzida a partir de diferentes efluentes. No total 20 artigos foram incluídos, sendo que a presença de metais pesados foi avaliada em 16 deles, enquanto a presença de microrganismos foi avaliada em 11 artigos. A presença de metais na estruvita demonstrou ser dependente da origem dos efluentes (animal/domésticos; industrial) e relativamente controlável a partir de parâmetros operacionais como pH e relação estequiométrica Mg:N:P. Quanto a presença de microrganismos a maioria dos artigos buscou avaliar os efeitos na viabilidade dos microrganismos causados pelas condições reacionais na matriz líquida. Para microrganismos, parâmetros operacionais apresentaram menores influências na precipitação dos microrganismos junto à estruvita. Foi observado que elevação do pH a valores acima de 9 pode causar redução significativa nas concentrações de microrganismos viáveis. A secagem do precipitado foi considerada a melhor alternativa para redução dos riscos microbiológicos sendo o pós-tratamento do precipitado a única opção realmente segura e viável. Tratamentos como secagem do precipitado seguido de armazenamento em local com condições adequadas de umidade do ar por períodos relativamente longos (> 9 meses) antes da aplicação do fertilizante se mostraram alternativas simples e de relativo baixo custo, mas eficientes na inativação efetiva de microrganismos, e por isso são altamente recomendáveis

Palavras-chave: efluentes, estruvita, contaminação, metais pesados, microrganismos.

3.1 INTRODUÇÃO

O fósforo é um macronutriente essencial na produção de alimentos e a sua procura para produção de fertilizantes tem crescido rapidamente devido ao aumento da população mundial, e consequente necessidade de aumento da produção agrícola (Xu et al., 2021). Estima-se que mais de 90% das reservas globais deste elemento estão geograficamente restritas a alguns países, o que, numa situação de escassez global de fósforo, poderia restringir o acesso de muitos países aos fertilizantes fosfatados (Chowdhury et al., 2017). Por outro lado, a presença de fósforo em águas residuárias é um grande problema ambiental, uma vez que boa parte desse elemento não consegue ser removido através de tratamentos convencionais e esse nutriente acaba chegando a corpos hídricos onde causa eutrofização e consequente perda da qualidade da água (Cardell et al., 1999; Mainstone e Parr, 2002; Bunce et al., 2018).

Quanto ao nitrogênio, este é considerado o nutriente mais importante na produção de cereais, o que levou a um escalonamento na produção de fertilizantes a base deste mineral (Mulvaney et al., 2009). O nitrogênio geralmente é aplicado no solo através de fertilizantes amoniacais, produzidos através de processos muito dispendiosos, com alto consumo de energia o que leva produtores a limitarem o crescimento de suas produções pelo consumo de nitrogênio (Mulvaney et al., 2009). Enquanto isso, o nitrogênio presente nas águas residuárias, principalmente na forma de amônia, é conhecidamente por ser tóxico a organismos aquáticos, além de que a ingestão de água contendo nitrato, outra forma de nitrogênio presente nos esgotos, pode levar a metahemoglobinemia, uma doença grave conhecida como síndrome do bebê azul, que atinge criança e outros indivíduos (Akpor et al., 2014).

A recuperação de nutrientes das águas residuárias se mostra uma alternativa para aliviar a demanda de nitrogênio e fósforo dos reservatórios naturais e ainda mitigar as pegadas ambientais negativas que a disposição incorreta de efluentes contendo esses elementos pode acarretar (Muhmood et al., 2021). Neste sentido, a recuperação de nitrogênio e fósforo através da precipitação de estruvita de águas residuais tem se mostrado uma boa alternativa ambiental (Li e Zhao, 2003; Siciliano, 2015; Wu et al., 2017).

A estruvita é um cristal mineral ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) que tem se mostrado um valioso fertilizante de liberação lenta de macronutrientes, o que reduz as perdas de nitrogênio e fósforo para o meio ambiente (Ouchah et al., 2013), e que já teve sua eficácia comprovada em diversos estudos (Parsons e Smith, 2008; Le Corre et al., 2009; Liu et al, 2011; Ryu et al., 2012).

No entanto, é necessário levar em consideração que águas residuárias podem ter em sua composição uma variedade de outras substâncias que podem vir a oferecer riscos ao meio

ambiente e a saúde de agricultores e consumidores, como metais pesados e microrganismos patogênicos, que podem vir a precipitar junto aos cristais do fertilizante (Decrey et al., 2011; Yee et al., 2019a, 2019b).

Sendo assim, esta revisão sistemática teve por objetivo fazer um levantamento dos estudos existentes que buscaram avaliar a presença de substâncias potencialmente perigosas na estruvita recuperada de diferentes tipos de efluentes, bem como métodos para controle de precipitação destas substâncias junto à estruvita e alternativas para mitigação de riscos que estas podem oferecer estabelecidos na literatura correlata.

3.2 METODOLOGIA

Foi realizada uma varredura na literatura no período de 2000 a 2022. A busca foi feita em inglês, e os seguintes termos foram considerados: Struvite AND (bacteria OR phage OR pathogen OR safety OR hazard). As plataformas utilizadas foram o Science Direct (<https://www.sciencedirect.com/>) e Periódicos da CAPES (<https://www-periodicos-capes-gov-br.ez1.periodicos.capes.gov.br/index.php>) e, quando possível, foram selecionadas as áreas de interesse, sendo elas: “Environmental Science”, “Earth and Planetary Sciences”, “Chemical Engineering” e “Agricultural and Biological Sciences”. Na plataforma da CAPES a busca foi desmembrada em pares, sempre contendo “Struvite AND” e variando o segundo termo pelas demais palavras selecionadas. Artigos da área médica foram desconsiderados. Foram descartados da busca artigos que não realizavam nenhum tipo de análise de substâncias presentes no precipitado além de nutrientes.

3.3 PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS POTENCIALMENTE CONTAMINANTES NA ESTRUVITA

A recuperação de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, de águas residuárias através da estruvita já foi amplamente estudada, em diversos aspectos. Entretanto, no que se refere a contaminação da estruvita, o número de estudos disponível na literatura mostrou-se limitado. As buscas realizadas na plataforma *Science Direct* retornaram 50 artigos, e 49 artigos nos periódicos da CAPES. Desse montante de 99 artigos, 13 foram desconsiderados por serem repetidos ou pertencerem a áreas médicas, totalizando 86 artigos a serem processados. A partir da leitura do título, do resumo e das palavras-chave, com base nos critérios estabelecidos, 25 artigos foram considerados potencialmente dentro do tema, e então foram inteiramente analisados. Após leitura integral dos trabalhos, outros cinco artigos foram descartados por não se enquadrarem no tema em questão, resultando em apenas 20 artigos que realizaram algum tipo de análise relacionada a contaminação da estruvita recuperada de águas residuárias com metais pesados ou microrganismos patogênicos.

A maior preocupação quanto a aplicação da estruvita se mostrou ser a possível presença de metais pesados no precipitado, uma vez que 16 artigos (80%) realizaram análises relacionadas a presença destes compostos. A presença de patógenos viáveis foi averiguada em 11 artigos (55%), sendo o foco principal em bactérias (10 artigos; 50%), seguido por vírus (3 artigos; 15%) e ovos de helmintos (2 artigos; 10%). Apenas um artigo levou em conta os três grupos de organismos. Outras substâncias potencialmente contaminantes, como antibióticos veterinários, também foram avaliadas em alguns dos artigos.

Quanto ao tipo de água residuária utilizada na precipitação da estruvita, houve grande diversidade: esgoto sanitário (6 artigos; 30%); esgoto sintético (2 artigos, 10%); lodos de esgoto (2 artigos; 10%); sobrenadante de lodo de esgoto (4 artigos; 20%); urina (3 artigos; 15%); esterco de aves digerido (3 artigos, 15%); efluente de suinocultura (1 artigo; 5%); e água de processamento de alimentos (1 artigo; 5%). Alguns artigos realizaram análise da estruvita de mais de uma fonte.

3.3.1 Contaminação da estruvita com metais pesados

Possivelmente devido a toxicidade dos metais pesados ser um problema de importância crescente e ao fato de que efluentes sanitários são provavelmente a maior fonte de geradora de elevados teores de metais pesados em rios e lagos (Nagajyoti et al., 2010). Estes compostos representam uma das maiores preocupações que os pesquisadores possuem em relação a estruvita recuperada

de diferentes fontes. O Quadro 3.1 traz os artigos que buscaram avaliar essas substâncias, bem como as fontes de nitrogênio e fósforo utilizadas para geração do mineral.

Quadro 3.1. Resumo das informações dos trabalhos que avaliaram a presença de metais pesados na estruvita precipitada a partir de efluentes ou rejeitos.

Efluente ou rejeito (fonte de N e P)	Metais pesados analisados	País de origem	Referência
Esgoto sanitário e urina	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg e As	Holanda	Gell et al. (2011)
Sobrenadante de lodos ativados	Ca, Mg, Hg, Ni, Cd, Cr, Cu, As, Pb e Zn	China	Xu et al. (2021)
Sobrenadante de digerido anaeróbico	Zn, Cu, Pb, Ni e Cr	China	Muhmood et al. (2019)
Fase líquida de um digestor de lodo anaeróbico	Al, As, Hg, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn	Turquia	Uysal et al. (2010)
Lodo de esgoto, água de desaguamento de lodo e efluentes agroindustriais	Zn, Cu, N, Cr VI, Cd, Pb, Hg, As (inorg.), Mn e Cr	Holanda, Dinamarca, Bélgica, França, Espanha, Reino Unido e Alemanha	Muys et al. (2021)
Águas residuais de processamento de alimentos e cinzas de lodo de esgoto incinerado	Al, Fe, Ca, Mg, K, P, Na, As, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn	Coreia do Sul	Zin e Kim. (2019)
Esterco de aves	Mg, Ca, K, S, Mn, Zn, Al, Fe, Cu, Si, Ba, Ni, Cd, Co e Cr	Brasil	Rech et al. (2020)
Esterco de ave digerido	Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, e Cd	China	Muhmood et al. (2018)
Esgoto suíno sintético	As	China	Lin et al. (2016)
Água residuária de semicondutores	Cd, Cu, As, Hg, Pb, Cr, Zn e Ni	China	Ryu et al. (2012)
Não especificado	K, Mg, Ca, Fe, Zn, Cd, Cr e Cu	China	Wen et al. (2019)

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Os estudos considerados na presente revisão avaliaram diferentes fatores que influenciam na quantidade de metal pesado precipitado junto a estruvita, dentre eles o pH. Exemplo disso é o estudo realizado por Xu et al. (2021), na China, onde o aumento do pH de 8 para 10 promoveu o aumento da precipitação de Hg e Ni, enquanto diminuiu a precipitação de Cr, Cu, As, Pb e Zn, demonstrando que relação do pH do meio com a precipitação de metais pode ser diretamente ou inversamente proporcional, a depender do metal de interesse. Ainda assim, mesmo tendo precipitado grande parte dos metais presentes no efluente, a quantidade desses

metais na estruvita gerada ainda se encontrava abaixo dos limites permitidos pela regulamentação local (Xu et al., 2021).

Também na China, Lin et al. (2016) avaliaram a precipitação de compostos orgânicos de arsênio e seus produtos de degradação durante a formação de estruvita, e concluíram que o aumento do pH de 9,0 a 11,0, fez o teor de roxarsona (ROX) e ácido arsanílico (ASA) no precipitado diminuir, enquanto o teor de As(III) e As(V) aumentou. Como consequência, o teor de As(V) na estruvita foi superior aos teores de As(III), ASA e ROX. Os autores concluíram que em caso de presença de espécies arsênicas na solução, a estruvita gerada pode ser contaminada, mas é possível controlar o teor dessas espécies no mineral formado através do pH (Lin et al, 2016).

Outro fator que interfere na precipitação de estruvita e de metais é a proporção molar entre Mg:N:P.

Na Turquia, Uysal et al. (2010) avaliaram diferentes proporções de Mg:N:P a pH igual a 9, e observaram que com uma relação Mg:N:P de 1,5:1:1 houve precipitação de 70,7% de Fe, 60,5% de As e 48,43% de Hg presentes no efluente. As concentrações desses metais e outros metais ficaram abaixo do limite legal da Turquia (Uysal et al., 2010). A influência da proporção molar entre Mg:N:P na precipitação de metais pesados também foi constatada por Yee et al. (2019a) que observou que ao diminuir a relação molar aplicada e aumentar o pH da reação havia um aumento na co-precipitação de metais pesados.

Como é de se esperar, o tipo de processo de precipitação de estruvita tem relação direta com a quantidade de metal pesado acumulado na estruvita. Muys et al. (2020) avaliaram a estruvita gerada em 24 plantas de produção na União Europeia. Os autores consideraram três tipos básicos de processos de precipitação de estruvita: (i) Tipo I, que recebe lodos provenientes de sistemas de lodo ativados e/ou lodos digeridos de sistemas de digestão anaeróbia vindos de tanques com agitação contínua; (ii) Tipo II, que utiliza água de desaguamento de lodos digeridos após uma separação mecânica (e.g., centrifugação); e (iii) Tipo III, obtida a partir de águas residuais agroindustriais. Além da origem da água residuária utilizada no processo, os autores também definiram uma série de características físico-químicas do líquido utilizado nos processos de precipitação de estruvita. Com base nessa divisão, após análises das estruvita das 24 plantas, os autores concluíram que a estruvita do Tipo II apresentou as menores concentrações de metais pesados (menor precipitação de metais), enquanto a do Tipo I as maiores concentrações de metais (maior precipitação de metais). Para amostras de estruvita do Tipo III, o teor de metais pesados variou consideravelmente, como a concentração de Zn oscilando de 2,1 a 550 mg/kg (Muys et al., 2020).

Também considerando a influência do tipo de processo de precipitação de estruvita na quantidade de metais pesados presentes no produto, Shiba e Ntuli (2016), testando processos ácidos na precipitação de estruvita a partir do lodo de esgoto em processos ácidos, indicaram a possibilidade de formação de complexos solúveis com os metais pesados presentes no lodo, levando a solução a uma alta contaminação por metais. Assim, os autores optaram por uma abordagem mais conservadora, removendo os metais pesados da solução antes do processo de precipitação.

Além da preocupação com a presença de metais pesados na estruvita gerada a partir de diferentes efluentes, alguns autores realizaram estudos do uso da estruvita como fertilizante e avaliaram o acúmulo de metais pesados em vegetais produzidos a fim de inferir sobre a seguridade do cultivo de alimentos com o mineral recuperado. É o caso do estudo realizado por Ryu et al. (2012), na China, onde compararam a contaminação de couve chinesa cultivada com fertilizantes comerciais convencionais e com estruvita obtida a partir do efluente industrial de uma fábrica de semicondutores. Os autores observaram que os vegetais cultivados com estruvita tiveram maiores teores de Hg e Zn e menores teores de Cr e Cu em seu tecido vegetal em comparação com a couve cultivada com fertilizantes comerciais. Além disso, as concentrações de Cd, As, Pb e Ni ficaram abaixo do limite de detecção no tecido da couve chinesa dos vasos de estruvita (Ryu et al., 2012).

Seguindo o mesmo princípio, Wen et al. (2019) avaliaram o cultivo de dois diferentes vegetais, couve e alface, em solo calcário utilizando estruvita recuperada de urina e esgoto sanitário como fertilizante. Além do impacto da fertilização no crescimento dos vegetais, o acúmulo de metais pesados nos tecidos vegetais também foi quantificado. Os resultados obtidos mostraram que as concentrações de Cr, Cd, Zn e Cu em vegetais fertilizados com estruvita foram menores que as encontradas nos vegetais cultivados com fertilizante comercial (Wen et al., 2019). Além disso, as concentrações de todos os metais pesados ficaram abaixo dos níveis máximos de contaminantes estabelecidos pela norma nacional chinesa de segurança alimentar. Quanto a efetividade do fertilizante, foi comprovada que a estruvita recuperada de esgoto sanitário misturado a urina foi benéfica para o crescimento da couve, fornecendo quantidades adequadas de micro e macronutrientes. Por outro lado, a aplicação da estruvita como fertilizante no cultivo de alface em solo calcário limitou o crescimento do vegetal, concluindo que o desempenho do crescimento de cada vegetal deve ser avaliado individualmente (Wen et al., 2019).

3.3.2 Contaminação microbiológica

Esgotos de origem humana ou animal possuem altas concentrações de microrganismos, e qualquer subproduto gerado a partir desses efluentes estão passíveis de contaminação, como é o caso da estruvita recuperada a partir desses efluentes (Yee et al, 2019). Com base nessa consideração, alguns estudos buscaram avaliar diferentes fatores que poderiam interferir na quantidade e principalmente na viabilidade de microrganismos adsorvidos junto ao cristal de estruvita. O Quadro 3.2 apresenta a relação de artigos encontrados que buscaram avaliar diferentes microrganismos na estruvita.

Quadro 3.2. Resumo das informações dos trabalhos que avaliaram a presença de microrganismos na estruvita precipitada a partir de efluentes ou rejeitos.

Efluente ou rejeito (fonte de N e P)	Microrganismos analisados	País de origem	Referência
Esgoto sanitário	Bactérias Fecais Indicadoras; Vírus Entéricos; genes de resistência antimicrobiana (GRA)	Canadá	Yee et al. (2019b)
Esgoto sanitário e urina	enterobactérias, incluindo patógenos <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Proteus mirabilis</i> e <i>Enterobacter agglomerans</i> ,	Holanda	Gell et al. (2011)
Lodo de esgoto, água de desaguamento de lodo e efluente de reator UASB	esporos de clostrídios redutores de sulfito (ECRS); colifagos f-específicos; <i>Escherichia coli</i> ; Enterococcaceae spp.	Holanda e Bélgica	Muys et al. (2021)
Lodo de esgoto	<i>Bacillus subtilis</i>	África do sul	Shiba e Ntuli. (2017)
Esterco de ave digerido	Estreptococos fecais; <i>Salmonella typhimurium</i> ; <i>Clostridium perfringens</i> ; <i>Escherichia coli</i>	China	Muhmood et al. (2021)
Esterco de ave digerido	coliformes totais; <i>Escherichia coli</i>	China	Muhmood et al. (2018)
Urina	Fago phiX174 e ovos de <i>Ascaris Suum</i>	Suíça	Decrey et al. (2011)
Urina	<i>Salmonella typhimurium</i> e <i>Enterococcus</i> spp.	Suíça	Bischel et al. (2016)
Esgoto sintético	<i>Escherichia coli</i> ; <i>Clostridium perfringens</i> ; estreptococos fecais	Canadá	Yee et al. (2019a)

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Inicialmente, destaca-se que nem todos os artigos considerados nesta revisão apresentaram resultados positivos sobre a presença de microrganismos na estruvita precipitada. Dos 11 artigos que buscaram avaliar a presença de pelo menos algum tipo de microrganismo na estruvita, dois deles (18%), Gell et al. (2011) e Muhmood et al. (2018), obtiveram resultados negativos. Os autores em questão avaliaram a presença de enterobactérias na estruvita recuperada apenas de urina ou de esgoto sanitário. No entanto algumas observações sobre esses estudos se fazem necessárias. No caso de Gell et al. (2011), os autores indicam que já que não era esperada presença de bactérias na estruvita recuperada a partir de urina, uma vez que em indivíduos saudáveis, a presença de bactérias na urina é incomum, e quando acontece se dá em pequenas concentrações. Além disso, os autores ressaltam que o esgoto utilizado na precipitação do mineral foi armazenado em refrigerador por diversas semanas antes de ser utilizado, o que poderia ter diminuído sua concentração de bactérias viáveis. Menciona-se, ainda, que a completa ausência de microrganismos no cristal poderia estar relacionada ao fato do processo de precipitação causar algum nível de remoção ou inativação de organismos do efluente (Gell et al., 2011).

Quanto ao estudo de Muhmood et al. (2018), o resultado negativo pode estar associado ao limite de quantificação do método utilizado, uma vez que se cita que para a análise foi utilizado apenas 1 mL de líquido sobrenadante. Adicionalmente, não fica evidenciado em sua metodologia se foi aplicada etapa de eluição, buscando extrair microrganismos aderidos ao precipitado. Um segundo ponto a se destacar é que os artigos que avaliaram a influência dos parâmetros da reação na co-precipitação de microrganismos tiveram como foco as bactérias, em especial a *E. coli*. Apenas os trabalhos que buscaram avaliar processos de secagem da estruvita buscaram quantificar diferentes grupos de microrganismos.

Dos estudos que obtiveram resultados positivos em relação a presença de microrganismos na estruvita analisada, Yee et al. (2019a) avaliaram a influência da relação molar na reação de precipitação e do pH na precipitação de microrganismos junto aos cristais de estruvita recuperados de efluentes domésticos. Diferente do apresentado para metais pesados, a relação molar não mostrou nenhum tipo de influência na quantidade ou viabilidade dos organismos encontrados nas amostras de estruvita analisadas (Yee et al., 2019a). Já o aumento do pH de 9 para 10 ou 11 mostrou grande impacto na viabilidade de alguns dos microrganismos avaliados em diferentes estudos (Yee et al., 2019a). Esse aumento de pH influenciou principalmente na viabilidade e reprodução de microrganismos menos resistentes a mudanças ambientais como *E. coli*, enquanto não apresentou diferença em organismos conhecidamente com maiores habilidades de adaptação (Yee et al., 2019a). Muhmood et al. (2021) também comprovou em

seu estudo que o aumento do pH da reação afeta a concentração de organismos viáveis no líquido remanescente, em diferentes níveis, a depender da suscetibilidade do microrganismo, sendo o *Streptococcus feacalis* o mais sensível a mudança de pH e o *Clostridium perfringens* o mais resistente, dentre os microrganismos avaliados.

Muys et al. (2021), ao analisar a presença de patógenos em amostras de estruvita úmida e seca, de diferentes plantas de precipitação, também atestaram a relevância do processo utilizado para produção do cristal na quantidade e viabilidade de microrganismos co-precipitados junto ao mineral. As concentrações de enterococos foram semelhantes nas estruvita geradas a partir de lodo digerido (tipo I) e água de desaguamento de lodo (tipo II), enquanto a quantidade desses organismos na estruvita gerada a partir da água de processamento de alimento (tipo III) foi consideravelmente maior, incluindo excedendo o limite de 3 log ufc/g de estruvita. Os autores concluíram que a cristalização da estruvita exclui seletivamente patógenos, deixando-os na fase aquosa ou eliminando-os durante o processo de cristalização devido ao elevado pH. O estudo evidencia ainda, que assim como para metais pesados, o grau de contaminação do efluente utilizado na precipitação é o principal fator a influenciar na quantidade de microrganismos presentes na estruvita gerada.

3.3.3 Inativação dos organismos presentes na estruvita

Considerando a presença de patógenos na estruvita gerada a partir de diferentes fontes, alguns autores buscaram avaliar métodos para redução dos organismos viáveis presentes no precipitado a fim de diminuir possíveis riscos microbiológicos associados a utilização da estruvita como fertilizante (Decrey et al., 2011; Bischel et al. 2016; Muys et al., 2021, Muhmood et al., 2021). O processo de redução de patógenos após a produção do cristal não necessariamente está condicionado a adição de mais um processo à planta de produção do cristal. Muys et al. (2021), por exemplo, ao avaliar o impacto do armazenamento nas concentrações de enterococos, *E. coli*, ECRS e colifagos F-específicos, observaram redução de 0,8 a 2,5 log₁₀ dos organismos avaliados após 9 meses em temperatura ambiente e sem contato com luz.

Contudo, pensando em um processo de produção em escala, numa estação de tratamento de efluentes de grande porte, pode ser inviável armazenar todo o precipitado gerado por período tão longo. Sendo assim, alguns autores buscaram avaliar métodos para secagem e consequente inativação de microrganismos. O processo de secagem da estruvita, no entanto, não é tão simples, uma vez que se aquecida acima de 40-55°C, corre-se o risco de perder amônia por

volatilização, acarretando na redução do teor de nitrogênio do produto final, e consequente perda de qualidade da estruvita como fertilizante (Bhuiyan et al., 2008).

Decrey et al. (2011) avaliaram o efeito da temperatura e umidade relativa da torta de precipitado na inativação de ovos de *Ascaris* e colifagos somáticos ΦX174 durante a secagem da estruvita em dessecador e ao ar livre. Para tal, realizaram experimentos com temperaturas de 5, 20 e 35°C e umidade da torta de precipitado variando de 35 a 85%. Os autores observaram que a redução do teor de umidade mostrou ser diretamente proporcional à redução (\log_{10}) de fagos, enquanto para os ovos de *Ascaris* uma boa inativação ocorreu apenas quando a umidade atingiu 20%. A secagem ao ar livre (31°C, UR < 35%) com exposição a luz solar não foi mais eficaz na inativação dos microrganismos do que a secagem feita a sombra sob condições similares (35°C, UR 35%), sendo observado apenas o aquecimento das tortas, acelerando a perda de umidade e consequente inativação, concluindo assim que a exposição a luz UV não teve impacto na inativação (Decrey et al., 2011). Levando em conta cada microrganismo, os autores concluíram que para vírus uma curta fase de secagem (0 a 3 dias), com altas temperaturas ou baixa umidade (35°C, UR < 35%), são mais recomendáveis que secar o mineral por longos períodos, enquanto para *Ascaris*, apenas altas temperaturas, acima de 35°C, combinadas com baixa umidade (abaixo de 20% UR), conseguem uma inativação a curto prazo.

Experimento semelhante foi realizado por Bischel et al. (2016), onde se buscou avaliar a influência da temperatura, do teor de umidade e da radiação solar na inativação de bactérias heterotróficas, *Salmonella typhimurium* e *Enterococcus* spp. Para as bactérias heterotróficas, alta temperatura (35°C) e baixa umidade relativa (40%) levaram a até 3 \log_{10} de inativação em menos de 100 horas de secagem, sendo que em maiores temperaturas a influência da umidade relativa não foi considerável, enquanto para baixas temperatura (5°C) o aumento da umidade relativa (de 40 para 80%) aumentou substancialmente o tempo necessário para redução de 1 \log_{10} . Para as bactérias *S. typhimurium* e *Enterococcus* spp., ambas foram parcialmente inativadas durante a secagem, sendo que o aumento da temperatura, para uma dada umidade relativa, levou ao aumento da inativação, sendo o efeito da mudança de temperatura mais pronunciado para *S. typhimurium* do que para *Enterococcus* spp. (Bischel et al., 2016). Com a análise desses três grupos de bactérias os autores conseguiram ainda aferir que a presença do grupo de bactérias heterotróficas pode ser utilizada como indicador de eficiência do processo de tratamento para *S. typhimurium* e *Enterococcus* spp., sendo um bom indicador para *Enterococcus* e um indicador conservador para *S. typhimurium*.

Bischel et al., (2016) avaliaram ainda o efeito da secagem ao ar livre com a estruvita disposta em filtros de nylon ($21 \pm 2^\circ\text{C}$, UR 72 ± 11) e em filtros de pano (*cloth filter bags*) cobertos com

plástico ($16 \pm 6^\circ\text{C}$, UR $64 \pm 22\%$) e observaram que em ambos os casos o tempo gasto para a redução de $1 \log_{10}$ dos organismos era bem mais alto do que o encontrado nas condições laboratoriais, indo de 11 dias ou menos, para redução de $1 \log_{10}$ das bactérias heterotróficas, para 9 a 48 dias para a redução de $1 \log_{10}$ deste mesmo organismo na estruvita seca em filtros de nylon e chegando a 26 a 201 dias para a estruvita seca em filtros de pano.

Decrey et al. (2011) e Bischel et al. (2016) mencionam que o armazenamento da estruvita após a secagem por um certo período antes de sua aplicação no solo pode proporcionar inativação adicional de patógenos. Entretanto, é algo que deve ser objetivo de estudos futuros. Ressalta-se, porém, que o cristal de estruvita deve ser armazenado em ambiente com temperatura e umidade controladas, a fim de evitar recrescimento de microrganismos (Yeager et al, 1981).

Muhmood et al. (2021) avaliaram três diferentes técnicas para inativação de patógenos na estruvita: (i) branqueamento com ar quente e alta umidade (*high-humidity hot air impingement blanching* – HHAIB); (ii) tratamento com ar quente; e (iii) tratamento com plasma frio. A eficácia de cada um dos métodos foi medida através da quantificação dos microrganismos estreptococos fecais, *Salmonella typhimurium*, *Clostridium perfringens*, e *Escherichia coli*, tanto com suas formas cultiváveis quanto suas formas viáveis, porém não cultiváveis (*viable but non-culturable* – VBNC). A quantificação de VBNC leva em conta a capacidade de certos organismos de mudarem sua forma de vida para um estado com menos gasto energético, quando submetidos a ambientes estressantes e é interessante, porque uma vez reinseridos num ambiente propício, como o solo, esses organismos podem voltar a sua forma cultivável, oferecendo riscos à saúde (Muhmood et al., 2021). Considerando os métodos de quantificação de organismos cultiváveis, verificou-se que o tratamento HHAIB foi o mais eficiente na inativação dos organismos avaliados (62-94%; $0,4-1,2 \log_{10}$), enquanto o tratamento com plasma frio foi o que obteve os menores índices de inativação (68-79%; $0,5-0,7 \log_{10}$). Já o tratamento por ar quente alcançou redução de 43-55% ($0,2-0,3 \log_{10}$) dos microrganismos analisados presentes na estruvita após tratamento a 35°C por 24 horas, e de 57-65% ($0,4-0,5 \log_{10}$) após tratamento a 55°C por 24 horas (Muhmood et al., 2021). Observou-se, entretanto, aumento dos organismos viáveis, mas não cultiváveis (VBNC) a partir dos três tratamentos testados (Muhmood et al., 2021).

3.4 DISCUSSÃO

Levando em conta os artigos considerados no presente trabalho, fica evidente a particularidade de cada processo de recuperação de estruvita e da aplicabilidade. Dentre os fatores que influenciam o processo de recuperação de nutrientes, o pH e a relação molar entre Mg:N:P foram considerados relevantes não apenas na otimização do processo de produção da estruvita, mas também na co-precipitação de metais. Contudo, ainda que esses fatores influenciassem a quantidade de metal pesado presente na estruvita, em quase todos os casos a concentração desses metais não foi consideravelmente alta, nem ultrapassou os limites estabelecidos pelas regulamentações de seus países, com exceção para o mineral recuperado de águas agroindustriais (Muys et al., 2020). A análise em conjunto de todos esses estudos evidencia a conclusão de que a origem da água residuária utilizada no processo de recuperação de estruvita pode ser o fator mais importante na determinação da quantidade de metais pesados encontradas no mineral produzido. Muys et al. (2020) reforçam indiretamente essa conclusão ao agrupar logo no início do seu estudo os tipos de estruvita de acordo com sua origem.

Embora possa parecer trivial que uma água residuária com maior teor de metais pesados provavelmente irá gerar um mineral recuperado com maior teor de metais co-precipitados, esse não é o raciocínio. A precipitação de metais depende dos parâmetros operacionais do processo de geração de estruvita, como já abordado. Entretanto, dificilmente uma estruvita recuperada de efluentes de origem doméstica ou animal irá conter níveis significativos de metais pesados, uma vez que se espera que a concentração desses metais no efluente seja muito baixa. A ocorrência de metais em efluentes sanitários geralmente está associada a conexões de efluentes industriais, irregulares ou não, na rede de coleta de esgotos (Von Sperling, 2011).

Quanto a presença de microrganismos na estruvita recuperada de diferentes águas residuais, os estudos indicam que o valor de pH elevado utilizado na reação de precipitação do cristal pode causar certo nível de inativação ou decaimento dos mesmos. De acordo com levantamento feito por Muhmood et al. (2018), a influência do pH elevado na viabilidade dos organismos presentes na estruvita e no efluente após a reação se dá principalmente devido à formação de carbonatos insolúveis, que ficam disponíveis para as atividades enzimáticas bacterianas e posteriormente levam a morte dos microrganismos. Outra razão dada pelos autores para a inativação e a morte dos patógenos está relacionada a alcalinização do citoplasma da parede celular bacteriana devido a predominância de NH_3 no ambiente, uma vez que a amônia livre é tóxica.

O aumento do pH para valores acima do considerado ótimo, no entanto, não é de fato uma boa alternativa para controle de microrganismos na estruvita, uma vez que esse parâmetro afeta

diretamente na eficiência da reação de geração do cristal, diminuindo a recuperação principalmente de fósforo (Yee et al., 2019a). Em contrapartida, ainda que o aumento do pH diminua a recuperação de fósforo e das concentrações de organismos viáveis presentes na estruvita, a eficiência da reação de recuperação do nutriente em questão não se correlaciona com o grau de adsorção dos microrganismos, que depende principalmente das condições de precipitação que influenciam nas interações entre íons da matriz e microrganismos (Yee et al., 2019a).

Diferentemente do que acontece com metais pesados, outros parâmetros da reação, como a relação molar, não mostraram ter influência sobre a inativação e precipitação de organismos junto aos cristais de estruvita. No entanto, assim como para metais, a concentração inicial de microrganismos talvez seja o fator mais importante na concentração final destes na estruvita e no líquido pós precipitação, apesar de não haver relação direta. No caso dos microrganismos é preciso levar em conta ainda que além da possibilidade de contaminação da estruvita por bactérias e outros microrganismos que acabam sendo aderidos aos cristais durante o processo de cristalização, existe ainda a possibilidade de ocorrer um acúmulo de bactérias, que podem ficar retidas no bolo de precipitado devido a questões físicas do processo de filtração e também pela presença de efluente remanescente que permanece junto ao precipitado, como foi observado por Bischel et al (2016).

No estudo em questão os autores conseguiram avaliar esse acúmulo utilizando como fonte de nitrogênio apenas a urina pura, que geralmente possui poucas impurezas físicas e menor quantidade de microrganismos em comparação a um esgoto sanitário sem tratamento. Sendo assim, é possível imaginar que uma estruvita gerada a partir de uma fonte de nitrogênio rica em sólidos suspensos, como é o caso do esgoto sanitário, pode vir a ser ainda mais influenciada pelos processos de acumulação que ocorrem durante a filtração do efluente para recuperação dos cristais, tornando os processos de desinfecção do precipitado uma importante etapa na produção industrial desse cristal (Yee et al., 2019b).

A adição de uma etapa de secagem do precipitado na linha de produção é uma boa alternativa para a desinfecção da estruvita, como demonstrado por Bischel et al. (2016) e Muhmood et al (2021). Entretanto, é necessário se atentar a questões como a temperatura máxima a qual a estruvita pode ser submetida sem que ocorra perda de amônia e consequente diminuição da qualidade da estruvita como fertilizante (Bhuiyan et al., 2008). Levando isto em consideração, Muhmood et al. (2021) avaliaram ainda o efeito que a exposição a diferentes tipos de secagem poderia causar na estrutura da estruvita e, conseqüentemente, na qualidade final do fertilizante. Os autores observaram que após os tratamentos todos os principais grupos funcionais

continuavam presentes na estruvita, com alterações em sua abundância, porém sem prejudicar a estrutura cristalina da estruvita. A diminuição da quantidade desses grupos funcionais, no entanto, pode ter afetado a qualidade do fertilizante final, o que os autores não conseguiram precisar, ressaltando a necessidade de elucidação das questões envolvendo a relação entre abundância de grupos funcionais e qualidade do produto.

3.5 CONCLUSÕES

A recuperação do nitrogênio e fósforo presente nas águas residuárias através da precipitação de estruvita é de fato uma boa alternativa ambiental que além de poupar reservas finitas de nutrientes, ainda diminui o risco de degradação da qualidade das águas devido à disposição incorreta de efluentes ricos deste nutriente em corpos d'água. No entanto, é preciso levar em conta a possível presença de inúmeras substâncias possivelmente nocivas na estruvita gerada.

A presença de metais pesados na estruvita, embora tenha se mostrado uma grande preocupação, aparentemente oferece baixo risco de contaminação, uma vez que usualmente águas residuárias domésticas ou de origem animal não costumam apresentar grandes quantidades dessas substâncias, e logo, seus subprodutos também não. Contudo, é necessário avaliar a qualidade da água residuária utilizada, bem como o método de precipitação de estruvita utilizado, uma vez que algumas metodologias podem acarretar a geração de complexos solúveis com os metais pesados presentes no efluente, levando a uma alta contaminação do cristal por metais.

A presença de metais pesados na estruvita também pode ser minimizada através do controle do pH e da relação molar utilizada na precipitação. A mudança desses parâmetros, no entanto influencia na qualidade do cristal formado e na eficiência de remoção de fósforo da reação.

Quanto a presença de microrganismos, não há ainda boas maneiras de controlar a precipitação destes, o que nos leva a conclusão de que o pós-tratamento do precipitado é a única opção realmente segura e viável. Tratamentos como secagem do precipitado seguido de armazenamento em local com condições adequadas de umidade do ar por períodos relativamente longos antes da aplicação do fertilizante se mostraram alternativas simples e de relativo baixo custo, mas eficientes na inativação efetiva de microrganismos, e por isso são altamente recomendáveis.

REFERÊNCIAS

- AKPOR, O., OTOHINOYI, D., OLAOLU T., ADERIYE, B. Pollutants in wastewater effluents: impacts and remediation processes. **International Journal Of Environmental Research And Earth Science**, Omu Aran, v. 3, n. 3, p. 050-059, mar. 2014.
- BHUIYAN, M. Iqbal H.; MAVINIC, D.s.; KOCH, F.A.. Thermal decomposition of struvite and its phase transition. **Chemosphere**, [S.L.], v. 70, n. 8, p. 1347-1356, fev. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.09.056>.
- BISCHEL, Heather N.; SCHINDELHOLZ, Simon; SCHOGER, Manfred; DECREY, Loïc; BUCKLEY, Christopher A.; UDERT, Kai M.; KOHN, Tamar. Bacteria Inactivation during the Drying of Struvite Fertilizers Produced from Stored Urine. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 50, n. 23, p. 13013-13023, 21 nov. 2016. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b03555>.
- BUNCE, Joshua T.; NDAM, Edmond; OFITERU, Irina D.; MOORE, Andrew; GRAHAM, David W.. A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. **Frontiers In Environmental Science**, [S.L.], v. 6, p. 1-10, 22 fev. 2018. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>.
- CARDELL, María José; SARDÀ, Rafael; ROMERO, Javier. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. **Acta Oecologica**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 343-351, jul. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x\(99\)00132-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x(99)00132-0).
- CHOWDHURY, Rubel Biswas; MOORE, Graham A.; WEATHERLEY, Anthony J.; ARORA, Meenakshi. Key sustainability challenges for the global phosphorus resource, their implications for global food security, and options for mitigation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 140, p. 945-963, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.012>.
- CORRE, K. S. Le; VALSAMI-JONES, E.; HOBBS, P.; PARSONS, S. A.. Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: a review. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 39, n. 6, p. 433-477, jun. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380701640573>.
- DECREY, Loïc; UDERT, Kai M.; TILLEY, Elizabeth; PECSON, Brian M.; KOHN, Tamar. Fate of the pathogen indicators phage Φ X174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 16, p. 4960-4972, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>.
- GELL, Kealan; RUIJTER, F.J.De; KUNTKE, P.; GRAAFF, M. de; SMIT, A.L.. 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. 1-10, 5 set. 2011. Canadian Center of Science and Education. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>.
- JING, Li; XUEJIANG, Wang; YUAN, Wang; SIQING, Xia; JIANFU, Zhao. Insight into the co-adsorption behaviors and interface interactions mechanism of chlortetracycline and lead onto struvite loaded diatomite. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 405, p. 124210, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124210>.
- LI, X.Z; ZHAO, Q.L. Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 171-181, maio 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(03\)00012-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(03)00012-0).
- LIN, Jin-Biao; YUAN, Shoujun; WANG, Wei; HU, Zhen-Hu; YU, Han-Qing. Precipitation of organic arsenic compounds and their degradation products during struvite formation. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 317, p. 90-96, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.057>.
- LOU, Yaoyin; YE, Xin; YE, Zhi-Long; CHIANG, Pen-Chi; CHEN, Shaohua. Occurrence and ecological risks of veterinary antibiotics in struvite recovered from swine wastewater. **Journal Of**

Cleaner Production, [S.L.], v. 201, p. 678-685, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.012>.

MAINSTONE, Chris P.; PARR, William. Phosphorus in rivers — ecology and management. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 282-283, p. 25-47, jan. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00937-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00937-8).

MARKOU, Giorgos; ARAPOGLOU, Dimitrios; ELIOPOULOS, Christos; BALAFOUTIS, Athanasios; TADDEO, Raffaele; PANARA, Anthi; THOMAIDIS, Nikolaos. Cultivation and safety aspects of *Arthrospira platensis* (Spirulina) grown with struvite recovered from anaerobic digestion plant as phosphorus source. **Algal Research**, [S.L.], v. 44, p. 101716, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2019.101716>

MUHAMMOOD, Atif; LU, Jiabin; KADAM, Rahul; DONG, Renjie; GUO, Jianbin; WU, Shubiao. Biochar seeding promotes struvite formation, but accelerates heavy metal accumulation. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 652, p. 623-632, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.302>.

MUHAMMOOD, Atif; WANG, Xiqing; DONG, Renjie; XIAO, Hongwei; WU, Shubiao. Quantitative characterization and effective inactivation of biological hazards in struvite recovered from digested poultry slurry. *Water Research*, [S.L.], v. 204, p. 117659, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117659>.

MUHAMMOOD, Atif; WU, Shubiao; LU, Jiabin; AJMAL, Zeeshan; LUO, Hongzhen; DONG, Renjie. Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: performance optimization and interactions with heavy metals and pathogens. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 635, p. 1-9, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.129>.

MULVANEY, R. L.; KHAN, S. A.; ELLSWORTH, T. R.. Synthetic Nitrogen Fertilizers Deplete Soil Nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. **Journal Of Environmental Quality**, [S.L.], v. 38, n. 6, p. 2295-2314, nov. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0527>.

MUYS, Maarten; PHUKAN, Rishav; BRADER, Günter; SAMAD, Abdul; MORETTI, Michele; HAIDEN, Barbara; PLUCHON, Sylvain; ROEST, Kees; VLAEMINCK, Siegfried E.; SPILLER, Marc. A systematic comparison of commercially produced struvite: quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 756, p. 143726, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726>.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M.. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, [S.L.], v. 8, n. 3, p. 199-216, 28 jul. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>.

OUCHAH, Lahoucine; MANDI, Laila; BERREKHIS, Fatima; OUZZANI, Naaila. Essays of phosphorus recovery into struvite from fertilizer industry effluents. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 52, n. 13-15, p. 2886-2892, 18 jun. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2013.807080>.

PARSONS, S. A.; SMITH, J. A.. Phosphorus Removal and Recovery from Municipal Wastewaters. **Elements**, [S.L.], v. 4, n. 2, p. 109-112, 1 abr. 2008. Mineralogical Society of America. <http://dx.doi.org/10.2113/gselements.4.2.109>.

RECH, Ioná; KAMOGAWA, Marcos Y.; JONES, Davey L.; PAVINATO, Paulo S.. Synthesis and characterization of struvite derived from poultry manure as a mineral fertilizer. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 272, p. 111072, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111072>.

RYU, Hong-Duck; LIM, Chae-Sung; KANG, Min-Koo; LEE, Sang-Il. Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 221-222, p. 248-255, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.038>.

SHIBA, Nothando Cynthia; NTULI, Freeman. Extraction and precipitation of phosphorus from sewage sludge. **Waste Management**, [S.L.], v. 60, p. 191-200, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.031>.

SICILIANO, Alessio. Assessment of fertilizer potential of the struvite produced from the treatment of methanogenic landfill leachate using low-cost reagents. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 5949-5959, 25 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5846-z>.

UYSAL, Ayla; YILMAZEL, Y. Dilsad; DEMIRER, Goksel N.. The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 181, n. 1-3, p. 248-254, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.004>.

WEN, Guoqi; HUANG, Lijuan; ZHANG, Xiangru; HU, Zhengyi. Uptake of nutrients and heavy metals in struvite recovered from a mixed wastewater of human urine and municipal sewage by two vegetables in calcareous soil. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 15, p. 100384, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2019.100384>.

WU, Simiao; ZOU, Shiqiang; LIANG, Guannan; QIAN, Guangren; HE, Zhen. 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**, [S.L.], v. 610-611, p. 137-146, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.038>.

XU, Haiqing; GUO, Liang; ZHAO, Yangguo; GAO, Mengchun; JIN, Chunji; JI, Junyuan; SHE, Zonglian. Accelerating phosphorus release from waste activated sludge by nitrilotriacetic acid addition during anaerobic fermentation process and struvite recovery. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 147, p. 1066-1076, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2021.01.033>.

YEE, Rachel A.; ALESSI, Daniel S.; ASHBOLT, Nicholas J.; HAO, Weiduo; KONHAUSER, Kurt; LIU, Yang. Nutrient recovery from source-diverted blackwater: optimization for enhanced phosphorus recovery and reduced co-precipitation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 235, p. 417-425, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.191>

YEE, Rachel A.; LEIFELS, Mats; SCOTT, Candis; ASHBOLT, Nicholas J.; LIU, Yang. Evaluating Microbial and Chemical Hazards in Commercial Struvite Recovered from Wastewater. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 9, p. 5378-5386, 9 abr. 2019. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b03683>.

ZIN, Moh Moh Thant; KIM, Dong-Jin. Struvite production from food processing wastewater and incinerated sewage sludge ash as an alternative N and P source: optimization of multiple resources recovery by response surface methodology. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 126, p. 242-249, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2019.04.018>.

Capítulo 4 – Contaminação microbiológica de estruvita gerada a partir da mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário

RESUMO

A produção de estruvita a partir dos mais diferentes tipos de efluentes de origem animal e antropogênica tem se mostrado cada dia mais uma boa escolha ambiental, pelo potencial de diminuir a exploração de reservas naturais de fósforo, economizar energia na produção de fertilizantes a base de nitrogênio e ainda evitar o descarte desses nutrientes em corpos d'água causando sua degradação. A seguridade da aplicação deste mineral em relação a presença de microrganismos, provenientes dos efluentes altamente contaminados utilizados em sua produção, ainda é uma questão pouco explorada. Este trabalho teve como objetivo a caracterização microbiológica do precipitado de estruvita a partir da mistura de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário em diferentes proporções (1%, 5% e 10%) e condições Mg:N:P igual a 1:1:1,5 em pH 8,5, além de avaliar os efeitos da reação na microbiota da matriz líquida. Os microrganismos estudados (*E. coli*, enterococos intestinais, colifagos somáticos, colifagos F-específicos e esporos de bactérias aeróbias – EBA) foram encontrados em elevadas concentrações em todos os precipitados, independentes da proporção de lixiviado utilizado em sua produção. O precipitado gerado a partir do efluente com 5% de lixiviado foi o que obteve as maiores concentrações de microrganismos: 5,77 log₁₀ ufc/gr úmido para *E. coli*; 5,56 log₁₀ ufc/g peso úmido para enterococos intestinais; 4,09 log₁₀ ufc/g peso úmido para EBA, 3,55 log₁₀ ufp/g peso úmido para colifagos somáticos; e 3,70 log₁₀ ufp/g peso úmido para colifagos F-específicos. A secagem em estufa a 40°C até eliminação de toda umidade foi avaliada como alternativa para a higienização do precipitado, e eficiências de até 3,9 log₁₀ de redução para *E. coli* foram observadas. No entanto, o tratamento não foi suficiente para atender regulamentações internacionais existentes. Quanto a matriz líquida, as concentrações remanescentes de nutrientes, em especial nitrogênio, levam a crer que o efluente pode ser submetido a tratamento biológico convencional. Por fim, dadas as concentrações elevadas de indicadores bacterianos e virais no precipitado, a aplicação da estruvita como fertilizante pode apresentar riscos à saúde pública. Dessa forma, recomenda-se a caracterização da estruvita precipitada a partir da mistura esgoto + lixiviado quanto a organismos patogênicos (além de indicadores), assim como a aplicação de ferramentas de estimativa de risco, como a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM).

Palavras-chave: mistura esgoto+lixiviado, estruvita, bactérias, fagos, esporos.

4.1 INTRODUÇÃO

Tanto os esgotos sanitários quanto os lixiviados de aterros sanitários, se não tratados, podem acarretar uma série de graves problemas ambientais devido às altas cargas de matéria orgânica e nutrientes que possuem. Dentre as principais consequências da disposição incorreta desses efluentes estão a eutrofização dos corpos hídricos devido às altas concentrações de nutrientes, em especial o fósforo (Cardell et al., 1999; Mainstone; Parr, 2002). O não tratamento dessas matrizes gera ainda riscos à saúde pública devido a presença de organismos patogênicos de veiculação hídrica, como bactérias, vírus e (oo)cistos de protozoários (von Sperling, 2011).

Uma alternativa promissora ao tratamento de lixiviado é a sua associação ao efluente sanitário em estações de tratamento de esgotos (ETE) (Bocchiglieri, 2010; Nascentes et al., 2015; Oliveira et al., 2016). No entanto, a presença do lixiviado pode causar alterações significativas nas condições operacionais do sistema de tratamento, principalmente devido à elevadas concentrações de amônia nos lixiviados, e que é tóxica a processos biológicos, podendo comprometer a eficiência da ETE (Bocchiglieri, 2010, Isidori et al., 2003; Dave; Nilsson, 2005). Ainda assim, a combinação destes dois efluentes gera uma mistura rica em nutrientes que podem ser recuperados através da geração de subprodutos comercializáveis, o que pode ser um ponto positivo ao seu tratamento conjunto.

A recuperação de nutrientes de diferentes águas residuárias através da precipitação de estruvita se mostra uma alternativa para aliviar a demanda de nitrogênio e fósforo dos reservatórios naturais e ainda mitigar as pegadas ambientais negativas que a disposição incorreta de efluentes contendo esses elementos pode acarretar (Muhmood et al., 2021). A estruvita é um composto cristalino branco com baixa solubilidade que pode ocorrer naturalmente quando as concentrações combinadas de Mg^{2+} , NH_4^+ , PO_4^{3-} em solução são maiores do que seu limite de solubilidade (Li; Zhao, 2003).

A utilização da estruvita como um fertilizante recuperado de efluentes, no entanto, deve também levar em conta outros parâmetros além daqueles que aferem sobre a qualidade de um produto de origem industrial. É preciso considerar que esgotos sanitários e lixiviados de aterros possuem em sua composição uma grande quantidade de microrganismos, muitos deles causadores de doenças, além de outras substâncias que podem vir a se precipitar junto ou estarem adsorvidos aos cristais do fertilizante e podem oferecer riscos à saúde de agricultores e consumidores (Decrey et al., 2011; Yee et al., 2019a; 2019b).

Neste sentido, este trabalho buscou avaliar os efeitos que a mistura do lixiviado ao esgoto sanitário, em diferentes proporções, quanto a presença de microrganismos indicadores de

contaminação bacteriana (*Eschericia coli*, enterococos intestinais), virais (colifagos somáticos e colifagos F-específicos) e de protozoários (esporos de bactérias aeróbios) no precipitado e no efluente líquido, bem como a eficiência da higienização da estruvita por processo de secagem.

4.2 METODOLOGIA

A metodologia foi aplicada foi repartida em quatro partes principais sendo elas a coleta das amostras de esgoto sanitário e lixiviado de aterro, os experimentos para a geração de precipitado, as análises microbiológicas das fases líquidas e sólidas dos experimentos de precipitação e por fim a análise estatística dos dados.

4.2.1 Amostras de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário

Para a realização dos experimentos, foram utilizadas amostras de efluente doméstico bruto provenientes de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), localizada no município de Juiz de Fora – MG, que possui um sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados com aeração prolongada. A coleta da amostra foi realizada logo na entrada da ETE, antes do tratamento preliminar. A ETE em questão trata uma vazão de aproximadamente 60 L/s e seu sistema de tratamento é composto por: (i) tratamento preliminar, que contém gradeamento, desarenador e medidor de vazão; (ii) tanque de equalização; e (iii) lodos ativados com aeração prolongada, sendo um tanque de aeração (TDH=20,8 h; aeração por difusores) e um decantador secundário (TAH=7.85 m³.m⁻².d⁻¹). A ETE iniciou sua operação em 2005, e atualmente trata cerca de 25% do esgoto produzido pela zona norte do município em questão, atendendo aproximadamente 40.000 habitantes (CESAMA, 2021).

As amostras de lixiviado foram coletadas na entrada da calha que destina o efluente ao tanque de homogeneização do aterro sanitário, que também se localiza na cidade de Juiz de Fora – MG e atende além do município sede, mais dezoito municípios da região de entorno (ABES, 2014). O sistema de disposição final de resíduos em questão foi inaugurado em 2012, possui capacidade para receber mais de 500 toneladas de resíduos por dia, com uma vida útil de 25 anos (DEMLURB, 2022). Além do tratamento dos resíduos, o aterro também conta com um sistema para o tratamento dos líquidos percolados, que consiste em tratamento físico-químico e biológico e está dimensionado para atender uma vazão média de chorume de 40 m³/dia com concentrações médias de carga orgânica na ordem de até 43.000 mg/L de DQO (DEMLURB, 2022).

4.2.2 Experimentos de precipitação de estruvita

Os experimentos de precipitação de estruvita foram realizados em escala de bancada, utilizando aparelho *Jar Test*, a partir de um efluente misto composto por amostras reais de lixiviado e

esgoto sanitário, em proporções pré-definidas, com a adição de reagente analítico contendo fósforo e reagente contendo magnésio. Todos os parâmetros utilizados para realização dos experimentos de precipitação da estruvita foram obtidos por Fagundes (2022), que objetivou a otimização do processo em questão em termos de pH, razão estequiométrica Mg:N:P, uso de reagente alternativo e proporções entre esgoto e lixiviado. Após a etapa de otimização dos parâmetros, foram rodados experimentos de conferência, os quais geraram os precipitados analisados neste trabalho.

A partir dos resultados obtidos pelas otimizações testadas por Fagundes (2022), foram definidos os seguintes parâmetros para o processo de precipitação: relação estequiométrica Mg:N:P de 1:1:1,5; pH de reação igual a 8,5 e sob constante agitação (120 - 150 RPM = 120 -150 s⁻¹); proporções volumétricas (v/v) lixiviado: esgoto sanitário de 1%, 5% e 10%.

Antes do processo de precipitação para produção da estruvita, foi realizada a caracterização físico-química do esgoto sanitário e do lixiviado coletados (ver seção 3.1), a fim de determinar as concentrações de nitrogênio e fósforo nos efluentes. Em seguida, foram realizadas as misturas dos dois efluentes, em diferentes proporções entre lixiviado e esgoto sanitário (1%, 5% e 10% v/v), denominadas neste trabalho como MIST.1%, MIST.5% e MIST.10%. Cada mistura foi então dividida em três diferentes jarros do equipamento *Jar Test*, de capacidade igual a 2,0 L cada, a fim de realizar o processo em triplicata.

Com as misturas já no equipamento, eram adicionados o reagente de fósforo (hidrogenofosfato dissódico pentahidratado – Na₂HPO₄.5H₂O) e o reagente de magnésio (cloreto de magnésio hexahidratado – MgCl₂.6H₂O ou hidróxido de magnésio – Mg(OH)₂), a fim de obter relação Mg:N:P igual a 1:1:1,5. Imediatamente após a adição dos reagentes, foi feita a correção do pH para 8,5 a partir da adição de solução de NaOH 6,0 N e solução de H₂SO₄ concentrado, para apenas então começar o processo de formação dos cristais, com agitação controlada da massa líquida (120 -150 rpm; gradiente de velocidade de 120 -150 s⁻¹) por 10 minutos. Em seguida, as misturas permaneciam sem agitação por mais 30 minutos, de forma a promover a sedimentação dos cristais de estruvita formados. Por fim, foram retiradas amostras de sobrenadante de cada jarro, coletadas com o auxílio de seringa estéril a uma altura de 7 cm abaixo do nível de líquido do jarro, conforme indicado para análises realizadas no equipamento *Jar Test*. As amostras foram identificadas como TRAT.1%, TRAT.5% e TRAT.10%, sendo as repetições de cada tratamento identificadas como A, B e C. Ao final dos experimentos os efluentes tratados foram caracterizados em termos de parâmetros físico-químicos (Fagundes, 2022) e microbiológicos (ver seção 3.2).

Adicionalmente, após a coleta das amostras de efluente tratado, o restante do sobrenadante foi sifonado. Em seguida, o sedimento de cada jarro, contendo os precipitados de estruvita, foi então coado com o auxílio de peneira de granulometria conhecida (75 μm), a fim de se analisar apenas o precipitado com diâmetro maior que 0,075 mm. A peneira foi previamente esterilizada com solução de hipoclorito de sódio 2,5% (v/v) por um tempo de 5 min, e então enxague com água destilada. O material retido na peneira foi integralmente passado para uma placa de Petri estéril, de peso conhecido, a fim de se determinar a quantidade de precipitado (peso úmido) gerado em cada experimento. Adicionalmente, o sedimento de cada tratamento, contendo precipitado de estruvita (ESTRUV.1%, ESTRUV.5% e ESTRUV.10%) foi caracterizado em termos do teor de sólidos e microbiologia (ver seção 3.3).

4.2.3 Análises laboratoriais

Foram realizadas análises laboratoriais para caracterização microbiológica dos efluentes, da fase líquida da reação de precipitação e do precipitado úmido e seco.

4.2.3.1 Caracterização do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro

Foi realizada a caracterização microbiológica de ambos os efluentes quanto a presença de organismos indicadores, conforme apresentado: (i) *Escherichia coli* (EC) e enterococos intestinais (EI) foram quantificados de acordo com o protocolo de membrana filtrante descrito em ISO 9308-1 (BSI, 2009) e ISO 7899-2 (BSI, 2000), respectivamente; (ii) a enumeração dos colifagos somáticos (CS; bactéria hospedeira CN13) e colifagos F-específicos (CF; bactéria hospedeira F_{amp}) foi realizada de acordo com o método 1602 (USEPA, 2001) segundo adaptações descritas em Ives e Rose (2012) para pequenos volumes de amostra, de 1 a 5 mL; (iii) esporos de bactérias aeróbias (EBA) foram quantificadas a partir da técnica de membrana filtrante, método 9218-B (APHA, 2017). Os resultados de *E. coli*, EI e EBA foram apresentados em log de unidades formadoras de colônia por 100 mL (\log_{10} ufc/100mL), enquanto os resultados de fagos foram reportados em log de unidades formadoras de placa por 100 mL (\log_{10} ufp/100mL).

Para a caracterização físico-química dos efluentes, foram analisados, em trabalho paralelo a este (Fagundes, 2022), os parâmetros de pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade, nitrogênio amoniacal (N-NH₃), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P_{total}), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), e demanda química de oxigênio (DQO). Todas as análises físico-químicas foram realizadas conforme o *Standard Methods for*

the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Juiz de Fora.

4.2.3.2 Caracterização do precipitado de estruvita

Devido as características dos efluentes utilizados no processo de precipitação da estruvita, foi observado que além dos cristais de interesse, outras partículas como os sólidos em suspensão presentes nos esgotos, acabavam por serem arrastados ou adsorvidos pelos cristais, de forma natural, junto aos cristais, devido ao próprio tempo de descanso exigido no processo. O processo de produção da estruvita gerou um precipitado homogêneo, composto por precipitado e sólidos sedimentáveis, de tal forma que a separação para análise apenas do precipitado contendo cristais de estruvita se tornou inviável. Cabe citar que tal separação não seria aplicável num processo real, em grande escala. Sendo assim, todo o precipitado retido na peneira de 75 μm foi analisado como sendo o produto da reação para produção da estruvita.

Para realização das análises, o sedimento passou por processo de eluição para extração dos microrganismos da fase sólida para a fase líquida. O método de eluição escolhido foi o indicado em Environmental Agency (2003) para análise quantificação de *E. coli* em amostras de lodo de esgoto que visam a aplicação na agricultura. Resumidamente, 10 gramas da estruvita (peso úmido) foram diluídos em 90 mL de solução salina (NaCl 0,85% m/v) esterilizada, o que foi considerado uma diluição de 10 vezes. Em seguida, a mistura foi agitada por 20 min a 200 rpm, objetivando o desprendimento dos organismos da estruvita e sua passagem para a fase líquida. Feita a agitação, a amostra descansou por 30 minutos, mesmo tempo aplicado no processo de precipitação, e o sobrenadante foi retirado para análise.

A caracterização microbiológica realizada de acordo com os métodos apresentados para caracterização dos efluentes: (i) *Escherichia coli* (EC) e enterococos intestinais (EI) utilizando a técnica de membrana filtrante (BSI, 2009; BSI, 2000); (ii) colifagos somáticos (CS; bactéria hospedeira CN13) e F-específicos (CF; bactéria hospedeira F_{amp}), conforme o método USEPA (2001) e as adaptações descritas em Ives e Rose (2012); (iii) esporos de bactérias aeróbias (EBA) utilizando a técnica de membrana filtrante (APHA, 2017).

A fim de se determinar as concentrações de microrganismos por peso seco (org/gST), foi determinado o teor de sólidos totais (%) do sedimento contendo a estruvita. Para tanto, o precipitado que não foi utilizado na eluição foi transferido para uma placa de Petri estéril, e levado a estufa a 40°C, para secagem, conforme sugerido por Gell et. al (2010). Dessa forma, os resultados de EC, EI e EBA foram apresentados em log de unidades formadoras de colônia

por grama de peso seco (\log_{10} ufc/g peso seco), enquanto os resultados de fagos foram reportados em log de unidades formadoras de placa por grama de peso seco (\log_{10} ufp/g peso seco) (ver seção 3.4).

4.2.4 Análise estatística

As operações, tratamento de dados e produção de gráficos foram realizados utilizando os *softwares MS Excel 2016* (MICROSOFT, 2016) e *Social Science Statistic 2023* (Stangroom, 2023). Os testes estatísticos foram realizados com 95% de confiança ($\alpha=0,05$). A fim de evidenciar possíveis diferenças nas concentrações de microrganismos em cada uma das etapas dos ensaios de precipitação química, foram realizados testes comparativos de hipóteses entre: efluente antes e após a reação de precipitação para as diferentes proporções de lixiviado; precipitado gerado a partir do efluente com 5 e 10% de lixiviado; precipitado seco e úmido gerado a partir do efluente com 10% de lixiviado. Para tal, foi selecionado o teste não paramétrico, teste U de Mann-Whitney, uma vez que devido ao tamanho amostral ser reduzido não seria possível aferir sobre a aderência do conjunto de dados à distribuição normal (Bianconi et al., 2008).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados os resultados e discussão referentes as análises realizadas.

4.3.1 Caracterização dos efluentes

Na Tabela 4.1 são apresentados os valores de caracterização físico-química dos efluentes utilizados neste estudo. Estes valores foram determinados por Fagundes (2022), e maiores detalhes sobre eles podem ser encontrados em seu trabalho. A Tabela 4.2, por sua vez, apresenta os valores de caracterização microbiológica dos efluentes utilizados.

Tabela 4.1. Parâmetros caracterizados nos efluentes utilizados no estudo.

Parâmetros	Condição	Esgoto sanitário	Lixiviado Aterro Sanitário	Efluente Misto		
				1%	5%	10%
DQO (mg.L ⁻¹)		217,4 ± 99,3	5583 ± 616	65 ± 1	476 ± 26	579 ± 58
Fósforo (mg.L ⁻¹)		6,1 ± 0,5	31,3 ± 8,6	7,4 ± 0,1	5,6 ± 0,5	8,5 ± 0,1
NH ₃ (mg.L ⁻¹)		29,9 ± 7,7	3017 ± 347	45,1 ± 1,5	142,2 ± 8,4	237,0 ± 4,5
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)		162 ± 14,8	15487 ± 1166	-	663,0 ± 48,6	911,4 ± 32,2
SST (mg.L ⁻¹)		134,5 ± 9,2	117,0 ± 2,6	-	100,3 ± 2,8	136,0 ± 10,4
SSV (mg.L ⁻¹)		109,3 ± 15,1	89,0 ± 2,6	-	66,5 ± 7,2	107,3 ± 11,5
pH		7,5 ± 0,3	8,1 ± 0,0	8,2 ± 0,0	8,3 ± 0,2	8,7 ± 0,0
CE (mS.cm ⁻¹)		0,4 ± 0,1	20,4 ± 0,0	0,7 ± 0,0	2,2 ± 0,3	3,3 ± 0,0

Fonte: Fagundes (2022)

Para esgotos sanitários, a maioria dos valores obtidos para os parâmetros físico-químicos no estudo se aproximam daqueles relatados na literatura: 8-35 mg/L de nitrogênio amoniacal, 3-10 mg/L de fósforo (Metcalf; Eddy, 2003; von Sperling, 2005). No entanto, a DQO encontrada está abaixo de valores usuais (450 mg/L). O mesmo aconteceu para lixiviado, onde alguns dos parâmetros estão dentro das faixas comuns: 190-22300 mg/L de DQO; pH entre 7,2 e 8,6. A alcalinidade do lixiviado, entretanto, apresentou concentração (15487 mg.L⁻¹ CaCO₃) maior do que valores reportados na literatura (11400 mg.L⁻¹ CaCO₃) (Souto e Povinelli, 2007). Tais diferenças, no entanto, podem ser atribuídas as particularidades e regionalidades desses efluentes (Fagundes, 2022).

Tabela 4.2. Caracterização microbiológica do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro sanitário utilizados no estudo.

Matriz	EC (log ₁₀ ufc/100mL)	EI (log ₁₀ ufc/100mL)	EBA (log ₁₀ ufc/100mL)	CS (log ₁₀ ufp/100mL)	CF (log ₁₀ ufp/100mL)
Esgoto Sanitário	6,99±0,39	5,52±0,32	4,38±0,28	4,60±2,05	5,21±0,53
Lixiviado de Aterro Sanitário	3,16±0,28	3,72±0,17	4,79±0,25	4,01±0,15	3,24±0,34

EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias; CS = colifagos somáticos; CF = colifagos F-específicos.

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Para esgotos sanitários, ao avaliar os valores encontrados nesta caracterização, é possível observar que as concentrações se encontram dentro dos limites usuais determinados por Metcalf e Eddy (2014) de 5-7 log₁₀ ufc/100mL para *E. coli* e 3-4 log₁₀ ufp/100mL para colifagos. Possivelmente devido sua maior aplicabilidade a tratamento de águas, não foram encontrados valores médios de esporos de bactérias presente em esgotos sanitários.

Já para lixiviados os valores reportados na literatura variam muito. Para *E. coli*, a bibliografia indica concentrações de 2,95 log₁₀ ufc/100mL (Almeida, 2017) até a 8-9 log₁₀ ufc/100mL (Silva et al., 2011). Para enterococos, os valores relatados na literatura também variam: 5,15 log₁₀ ufc/100mL (Maria et al., 2011); 8-9 log₁₀ ufc/100mL (Silva et al., 2011). São poucos os estudos que buscaram avaliar características microbiológicas de lixiviados brasileiros, e dados de concentração médias para esporos e fagos não foram encontrados. No entanto, ainda que haja pouca informação recente disponível sobre o assunto, as disparidades entre valores encontrados são facilmente justificadas pelas particularidades e regionalidades de cada lixiviado (Yao et al., 2017).

4.3.2 Precipitação da estruvita

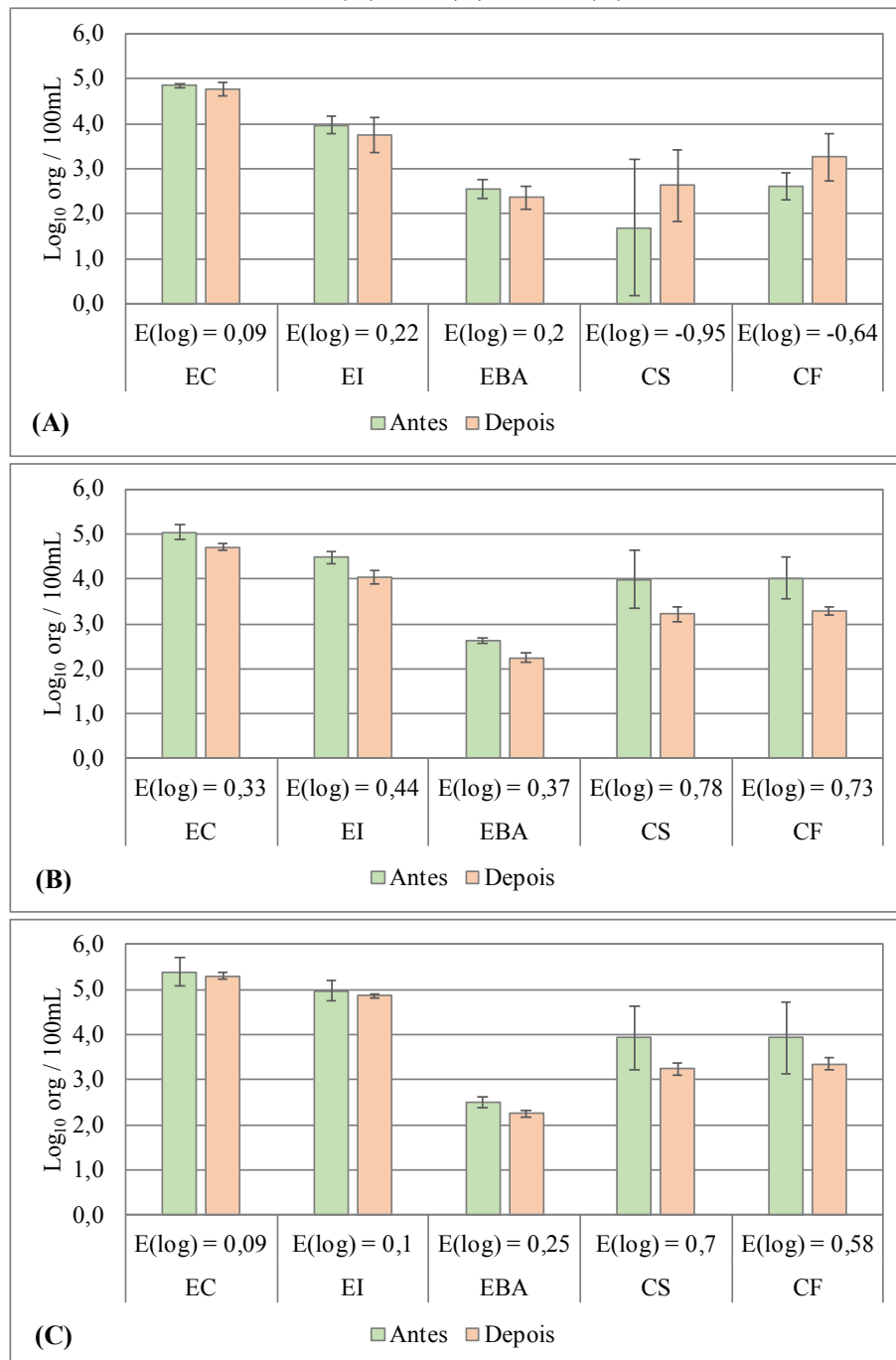
O processo de precipitação da estruvita foi realizado misturando esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em proporções pré-determinadas, e então ajustando os parâmetros da reação de proporção molar de Mg:N igual a 1, P:N igual a 1,5 e pH igual a 8,5. Tais parâmetros foram obtidos por Fagundes (2022) em ensaios de otimizado utilizando os mesmos efluentes do presente trabalho. Buscando avaliar a influência desses fatores na concentração final de microrganismos, foi realizada a comparação entre as concentrações destes na mistura antes (MIST.%) e depois do tratamento por precipitação de estruvita (TRAT.%). Os valores encontrados são apresentados no Figura 4.1.

Para a proporção de 1% de lixiviado não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações iniciais e finais para EC, EBA e EI (p-valor > 0,05), apesar de eficiências baixas de remoção (0,1-0,2 log₁₀). Já para CF, foi observada diferença significativa (p-valor = 0,042) entre as concentrações. No entanto, os valores médios indicam que houve incremento da concentração de CF após decorrido o tempo de reação, o que não é de se esperar. Quando aos CS, a eficiência observada foi de 0,17 log₁₀, porém, não foi possível realizar análise estatística dos resultados devido a uma contaminação na análise laboratorial, que prejudicou a obtenção de dados.

Para a mistura com 5% de lixiviado, a análise demonstrou haver diferença significativa para todos os microrganismos avaliados (p-valor < 0,05), com remoções de 0,3-0,4 log₁₀ para EC, EI e EBA e 0,7-0,8 log₁₀ para CF e CS. Já para o efluente com 10% de lixiviado, apenas a concentração de EBA apresentou diferença significativa entre as duas etapas da reação (remoção de 0,25 log₁₀). No entanto, pelos valores absolutos de médias foi possível observar remoção de 0,1 log₁₀ para EC e EI, e de 0,6-0,7 log₁₀ para CS e CF.

Para o efluente após a reação com 5% de lixiviado, em que valores de pH iguais ou superiores a 8,5 causou inativação significativa nos microrganismos presentes na mistura, condizem com os relatados na literatura (Muhmood et al., 2021). O estudo em questão aponta que o aumento do pH faz com que o nitrogênio se encontre predominantemente na forma de amônia livre no efluente, que é extremamente tóxico aos microrganismos, causando lise das células (Viancelli et al., 2015). Outro ponto é que, sob condições de elevado pH, cátions bivalentes como Ca²⁺, Mg²⁺, Zn²⁺ e Fe²⁺ formam carbonatos insolúveis, que os torna inacessíveis aos microrganismos que necessitam destes para realizar suas atividades enzimáticas, levando-os a morte (Jarvis et al., 2001).

Figura 4.1. Média \pm desvio padrão das concentrações de microrganismos na mistura antes da precipitação (MIST.%) e no efluente tratado (TRAT.%) para proporções de mistura iguais a 1% (A), 5% (B) e 10% (C).



EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias; CS = colifagos somáticos; CF = colifagos F específicos.

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Já para o efluente com 10% de lixiviado, os resultados não são muito claros. Levando-se em conta que as reações ocorreram sob mesmo pH e considerando o potencial tóxico da amônia, e considerando que as concentrações de nitrogênio foram maiores do que para o efluente com 5%

de lixiviado (lixiviado como principal fonte de nitrogênio amoniacal), era esperado decaimento ainda maior das concentrações de microrganismos, em especial de bactérias. Entretanto, esse padrão não foi observado. Uma possível justificativa para que a redução de bactérias não tenha sido significativa é o fato de os microrganismos entrarem em sua forma viável, mas não cultivável (VMNC), durante a reação e depois dela, em condições mais favoráveis, estes passaram para a forma cultivável. Darcan et al. (2009) evidenciam em seu estudo que ambientes alcalinos facilitam patógenos a entrar em sua forma VMNC através da inativação dos sensores de pressão osmótica, como as proteínas EnvZ. Segundo Pinto et al. (2011), o estado VMNC é considerado uma estratégia adaptativa de bactérias não esporuladas sob condições adversas, o que implica na capacidade de sair da forma VMNC e voltar a serem cultiváveis. Em condições favoráveis as bactérias podem rapidamente retornar ao estado cultivável.

Em seu estudo, Pinto et al. (2011) avaliaram a taxa de ressuscitação de *E. coli* submetida a um ambiente de estresse osmótico sob diferentes condições de pH. A conclusão foi que o sucesso da ressuscitação de bactérias depende de diversos fatores, sendo eles as condições que levaram a bactéria a entrar na forma VMNC (pH, concentrações de sais, presença de substâncias tóxicas), o tempo e forma em que as bactérias permaneceram no estado VMNC (qual o meio e a qual temperatura elas foram mantidas) e as condições a que foram submetidas para a ressuscitação (meio de cultura utilizado, adição ou não de suplementos, temperatura). Os autores afirmam ser possível ressuscitar cepas de *E. coli* utilizando caldo triptona soja (*Tryptona Soy Broth* – TSB), sendo que quanto menos tempo as bactérias passam em estado VMNC, maior a taxa de ressuscitação. Em estudo semelhante, Lléo et al. (2001) avaliaram a ressuscitação de *Enterococcus* spp. submetidos a ambientes de estresse (água contaminada de um lago local) e obtiveram boas taxas de recuperação de microrganismos utilizando meio de cultura TSB. Neste estudo, o tempo em que os microrganismos permaneceram em estado VMNC também se mostrou determinante na taxa de recuperação dos mesmos.

Para condições de estresse mais brandas, como as avaliadas por Pinto et al. (2011) e Lléo et al. (2001), foram necessárias duas semanas até que a totalidade de microrganismos entrasse na forma VMNC. Contudo, nesses estudos, as condições que geraram maiores estresses foram as que levaram os microrganismos ao estado VMNC de maneira mais rápida, dando a entender que quanto maior o estresse a que esses microrganismos são submetidos, mais rapidamente eles mudariam sua forma.

Não é possível afirmar no presente trabalho, no entanto, que de fato, os microrganismos chegaram a entrar em sua forma mais resistente, uma vez que não foram encontrados estudos que avaliaram o tempo necessário para que isso ocorresse em condições semelhantes às aqui

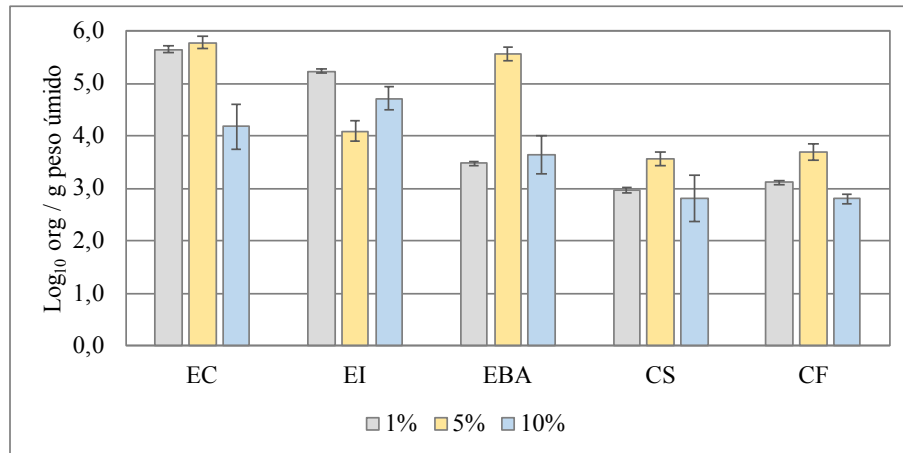
utilizadas. Porém, considerando a possibilidade de que as condições as quais as misturas foram submetidas foram agressivas o suficiente para que as bactérias testadas entrassem em sua forma mais resistente durante o período da reação, os demais aspectos do experimento são fatores positivos que levam a crer que elas poderiam ser recuperadas, uma vez que passados os 40 minutos de experimentos as amostras foram imediatamente submetidas a diluição, e então dispostas em meios de cultivo específicos e incubadas sob temperaturas extremamente favoráveis ao seu crescimento. Outro ponto que corrobora com essa teoria é o fato de que apenas EBA, que já se encontravam em sua forma mais resistente, e por essa razão não possuem mecanismos extras de defesa, foram significativamente reduzidos. Entretanto, mais estudos acerca dos mecanismos de transformação de bactérias em sua forma viável, mas não cultivável, que leve em conta ambientes com pH alcalino e alta concentração de amônia se fazem necessários para afirmar sobre as rotas que levam as reduções de microrganismos através da reação de recuperação da estruvita.

4.3.3 Caracterização estruvita

A mistura com 1% de lixiviado foi a que obteve menor eficiência de remoção de nutrientes quando comparada as demais, não havendo, no entanto, diferença significativas entre a eficiência de remoção de nutrientes para as misturas com 5% e 10%, apenas para 1% e 10% (Fagundes, 2022). A diferença encontrada se deve ao aumento da concentração total de amônia aumentar também a remoção de fósforo através da precipitação química da estruvita (Tansel, Lunn e Monje, 2018).

A diferença na eficiência de remoção dos nutrientes, como esperado, influenciou diretamente na produção de precipitado, sendo que a mistura com 1% de lixiviado gerou apenas 3,42 g de precipitado úmido, enquanto para 5% e 10% foram precipitados $11,38 \pm 2,16$ g e $23,08 \pm 4,07$ g, respectivamente. A baixa produção de precipitado para mistura com 1% de lixiviado limitou substancialmente as análises microbiológicas. Por esta razão não foi possível fazer análises estatísticas comparativas entre o precipitado do 1% de lixiviado e os demais. As concentrações médias de microrganismos nos precipitados de estruvita são apresentadas no Figura 4.2.

Figura 4.2. Média \pm desvio padrão das concentrações de microrganismos no precipitado contendo estruvita para proporções de mistura iguais a 1% (ESTRUV.1%), 5% (ESTRUV.5%) e 10% (ESTRUV.10%).

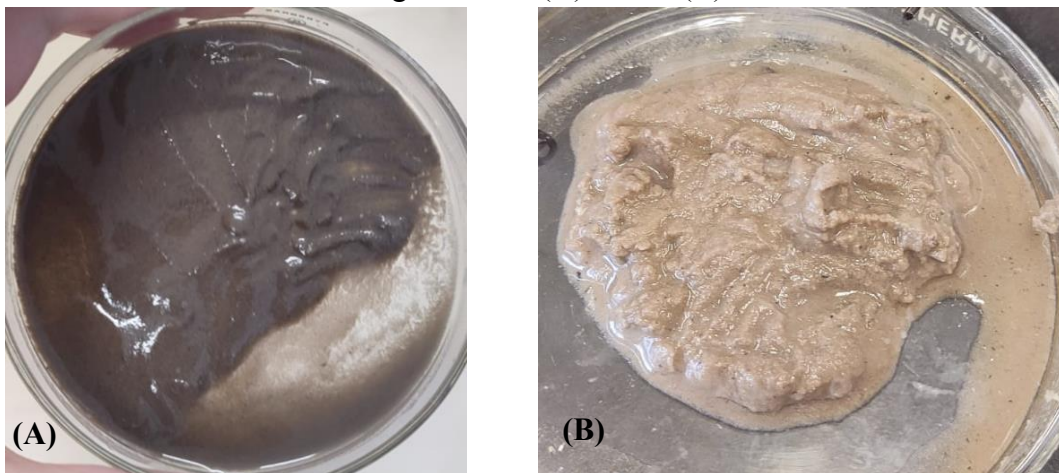


EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias; CS = colifagos somáticos; CF = colifagos F específicos.

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

A concentração de microrganismos presentes na estruvita gerada a partir da mistura com 5% mostrou-se significativamente maior que a encontrada no precipitado com 10% de lixiviado. Possivelmente isso ocorreu devido a maior quantidade de sólidos presentes no esgoto utilizado para realização do experimento com 5% em relação ao utilizado para o experimento de 10%. Embora não tenham sido coletados dados quantitativos desse parâmetro, ele pôde ser observado visualmente no precipitado coletado, como mostra a Figura 4.3.

Figura 4.3. Precipitado contendo estruvita para proporção de lixiviado de aterro sanitário iguais a 5% (A) e 10% (B).



A maior quantidade de sólidos suspensos presentes no esgoto sanitário utilizado para realizar os experimentos com 5% de lixiviado pode ter funcionado como abrigo para os microrganismos (Ávila, 2005), evitando que sofressem os efeitos relacionados ao alto pH da reação, além de possivelmente terem influenciado na precipitação de microrganismos por mecanismos de arraste durante o período de decantação, assim como ocorre em estações de tratamento de águas (Libânio, 2016). Além disso, a alta concentração de sólidos suspensos pode ter levado a uma medida subestimada da concentração inicial de microrganismos presentes no esgoto bruto, que ao serem submetidos ao processo de agitação realizado para quantificação de microrganismo no precipitado, foram liberados no meio.

Bischel et al. (2016) comprovaram em seu estudo que parte significativa dos microrganismos quantificados na estruvita úmida se dava pela presença de efluente residual junto ao precipitado e não necessariamente a adsorção de microrganismos pelos cristais e consequente co-precipitação.

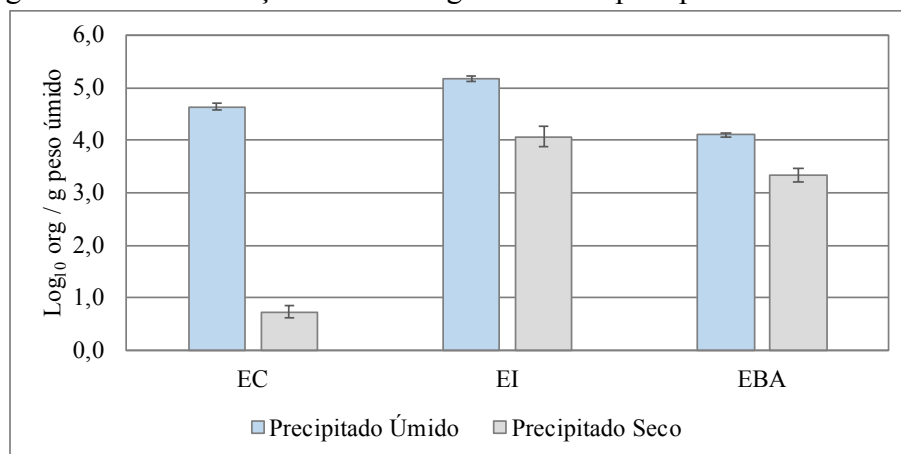
A concentração de microrganismos no precipitado diferiu consideravelmente daquelas encontradas na literatura para todas as proporções de lixiviado. Muys et al. (2020), ao avaliarem a estruvita gerada a partir de três diferentes tipos de efluente encontraram aproximadamente 3,7 \log_{10} ufc/g peso úmido de enterococos em cristal proveniente de água de processamento de batata, e 0,8 \log_{10} ufc/g peso úmido em estruvita produzida a partir de água de desaguamento de lodo. Os fagos apresentaram concentrações semelhantes, menores que 0,8 \log_{10} ufp/g peso úmido, para os três tipos de fonte de nitrogênio avaliados (Muys et al., 2020).

Já Muhmood et al. (2021), ao avaliar a estruvita gerada a partir de esterco de aves digerido, encontraram concentrações de 3,95 \log_{10} ufc/g peso úmido para *Streptococcus faecalis*, 2,67 \log_{10} ufc/g peso úmido para *S. typhimurium*, 2,56 \log_{10} ufc/g peso úmido para *Clostridium perfringens* e 3,03 \log_{10} ufc/g peso úmido para *E. coli*. As divergências encontradas se dão principalmente devido as diferenças entre as matrizes utilizadas na produção do cristal.

4.3.4 Secagem do precipitado

A fim de se determinar a inativação de microrganismos através da secagem, o precipitado coletado foi disposto em placas de Petri e levado a estufa a 40°C até a estabilização do peso seco, o que levou aproximadamente 5 h. Em decorrência da baixa quantidade de estruvita precipitada para as proporções de lixiviado iguais a 1% e 5%, apenas foi realizada secagem para os cristais de estruvita obtidos a partir da proporção de 10%. A Figura 4.4 traz a comparação das concentrações de microrganismos monitorados no precipitado úmido e seco.

Figura 4.4. Concentrações de microrganismos no precipitado úmido x seco.



EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias.
 Fonte: Elaborada pela autora (2023)

O processo de secagem da estruvita promoveu significativa redução dos três microrganismos avaliados (p -valor < 0,05). A alta temperatura aplicada na secagem (40°C) aliada a constante redução da umidade do precipitado até este ficar completamente seco provavelmente foram os responsáveis pela redução de quase 4 log₁₀ para EC, 1,02 log₁₀ para EI e 0,76 log₁₀ para EBA. Bischel et al., (2016) verificaram que o aumento da temperatura associada a baixa umidade da estruvita compunham a condição mais otimizada para redução de patógenos, chegando à redução de 1,0 log₁₀ de bactérias heterotróficas em um dia ou menos. Os autores avaliaram ainda que os *Enterococcus* spp. responderam a secagem em taxas similares as bactérias heterotróficas. Para fagos e ovos de *Ascaris summ*, Decrey et al, (2011) demonstraram que a umidade do precipitado foi o fator determinante na inativação dos microrganismos, apresentando uma relação linear entre umidade e decaimento de fagos no precipitado, enquanto para os ovos de *Ascaris summ* apenas a baixa umidade, suficiente para exposição dos ovos ao ar, foi capaz de causar alguma inativação dos microrganismos devido a dissecação.

O processo de secagem utilizado promoveu redução de 84,23% (0,80 log₁₀) de *E. coli*, 21,52% (0,11 log₁₀) de redução de enterococos e 18,62% (0,09 log₁₀) de redução de EBA. Na literatura, as condições de secagem mais próximas as utilizadas neste estudo foram as efetuadas por Muhmood et al. (2021), que realizaram secagem por ar quente a 35°C por 24 horas. Os autores encontraram redução de 43-55% dos patógenos, ao avaliar *E. coli*, *S. typhimurium*, *Clostridium perfringens* e *Streptococcus faecalis*.

Embora a secagem do precipitado tenha levado a uma redução significativa dos microrganismos testados, o tempo decorrido até a secagem total deste não foi o suficiente para que as

concentrações de EI atingissem os limites legais específicos estabelecidos pela regulamentação europeia de fertilizantes, de $3 \log_{10}$ ufc/g (EU, 2019). A regulamentação em questão foi considerada por levar em conta, dentre outros fertilizantes, especificamente estruvita recuperada de efluentes.

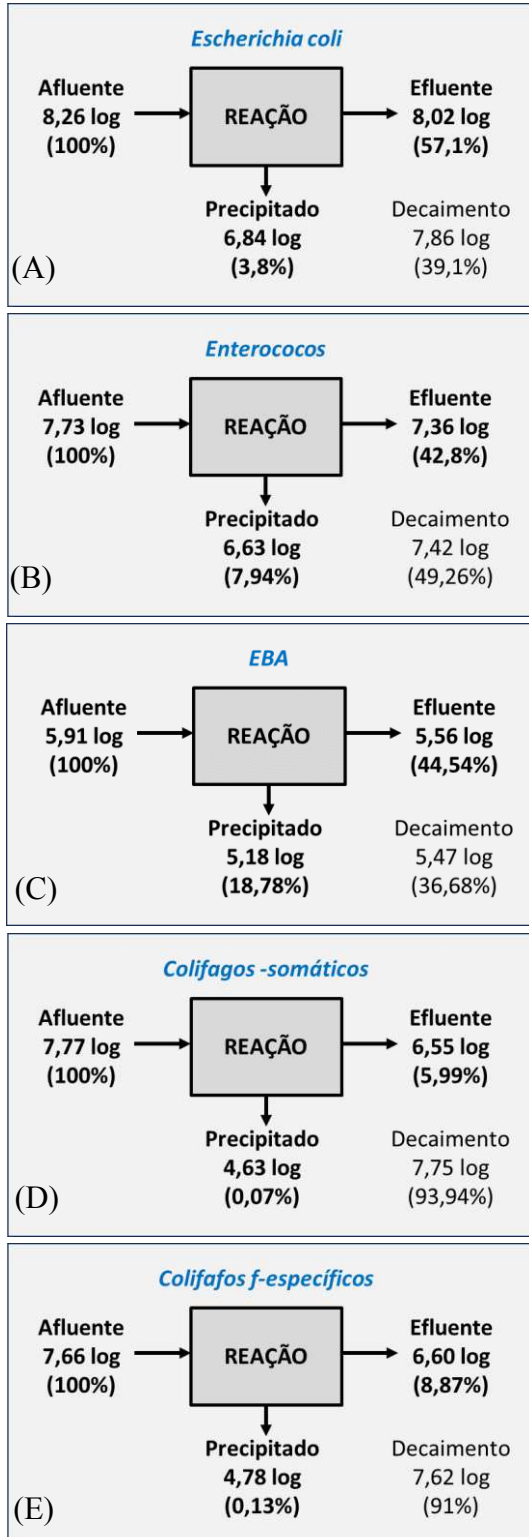
No Brasil, embora não haja regulações específicas para a aplicação de estruvita recuperada de efluentes, é possível fazer um comparativo levando em conta a Resolução CONAMA nº 498/2020 (Brasil, 2020), que define critérios para a aplicação de biossólidos no solo. Considerando o estabelecido na resolução em questão o precipitado produzido poderia ser utilizado como biossólido classe B, sendo proibido seu uso em alimentos consumidos crus, isso porque embora a secagem em baixa temperatura leve a concentrações de *E. coli* abaixo de 10^3 org/ gr ST, limite estabelecido para biossólidos de classe A, que pode ser aplicada em vegetais consumidos crus, essa classe exige a secagem em uma temperatura mínima de 50°C , o que prejudicaria a estrutura do cristal.

Bischel et al., (2016), ao avaliarem a influência de diferentes parâmetros na inativação de microrganismos na estruvita recuperada a partir de urina também chegaram a concentrações finais de microrganismos insatisfatórias para diversas configurações de secagem, concluindo que o após a etapa de secagem a estruvita deve ser armazenada por um certo período, em condições adequadas, para garantir uma redução segura de microrganismos e evitar o recrescimento de patógenos. Apenas o armazenamento da estruvita por até 9 meses já é capaz de causar um decaimento de até 0,8 logs de enterococos e *E. coli* (Muys et al., 2020).

4.3.5 Rotas de eliminação de microrganismos

As Figuras 4.5 e 4.6 apresentam fluxogramas com uma visão geral das cargas de microrganismos em cada etapa da reação e o decaimento total de microrganismos no sistema para proporções de lixiviado iguais a 5% e 10%.

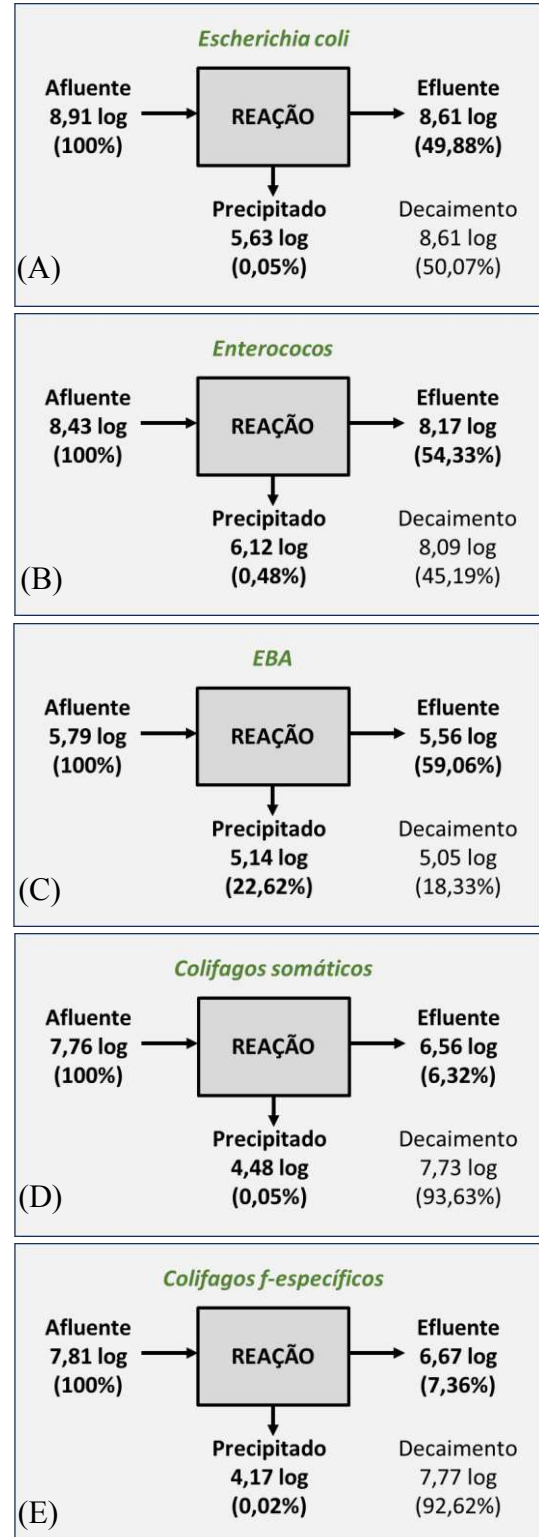
Figura 4.5. Cargas de organismos no afluente, efluente, estruvita, bem como carga decaída para proporção de lixiviado de aterro sanitário iguais a 5%: EC (A), EI (B), EBA (C), CS (D) e CF (E).



EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias; CS = colifagos somáticos; CF = colifagos F específicos.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Figura 4.6. Cargas de organismos no afluente, efluente, estruvita, bem como carga decaída para proporção de lixiviado de aterro sanitário iguais a 10%: EC (A), EI (B), EBA (C), CS (D) e CF (E).



EC = *Escherichia coli*; EI = enterococos intestinais; EBA = esporos de bactérias aeróbias; CS = colifagos somáticos; CF = colifagos F específicos.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Embora não tenha sido constatado redução significativa de EC para a fase líquida da reação com 10% de lixiviado, é possível observar que ocorreu algum grau de decaimento dos microrganismos, sendo a porcentagem final de microrganismos no lixiviado com 10% menor que a encontrada para 5%. Possivelmente a redução de EC aconteceu devido ao efeito do pH sobre esse microrganismo, que demonstrou ser mais sensível a esse parâmetro que outros microrganismos (Yee et al., 2019). EI também demonstraram ser afetados por mudanças no pH, embora costumem demonstrar ser geralmente mais resilientes que *E. coli* (Korajick et al., 2014), o que condiz com os resultados observados para 10% de lixiviado onde a redução de *E. coli* (50,07%) foi ligeiramente maior do que a observada para Enterococos (45,19%). Como esperado, dentre os microrganismos avaliados, os esporos de bactéria aeróbia foram os organismos com menor decaimento ao longo do processo, provavelmente devido a estes serem formas mais resistentes.

Dentre os microrganismos avaliados, colifagos somáticos e colifagos F-específicos, foram os que se mostraram mais sensíveis ao processo de produção de estruvita, chegando a mais de 90% de decaimento em relação a quantidade de organismos iniciais, e com baixas concentrações no precipitado não chegando a 1%. Decrey et al., (2011) demonstraram em seu estudo que fagos tendem a permanecer na fase aquosa não ocorrendo adsorção aos grânulos de estruvita, isso possivelmente associado ao fato de que tanto os fagos quanto a estruvita, em solução saturada, possuem carga positiva, o que leva à repulsão eletrostática.

Quanto a porcentagem de organismos presentes no precipitado em relação a concentração inicial destes no efluente, o estudo em questão apresentou porcentagem menores das encontradas por Muhmood et al., (2021), onde a média de organismos no precipitado variou de 19,7-24,1% para *E. coli*, *S. typhimurium*, *Clostridium perfringens* e *Streptococcus faecalis*. A diferença provavelmente está relacionada a diferentes condições da reação como pH utilizado e razão estequiométrica.

4.4 CONCLUSÕES

A precipitação de estruvita a partir da mistura esgoto sanitário + lixiviado de aterro sanitário propiciou remoção considerável de nitrogênio amoniacal (até 80,6%) e fósforo (até 72,7%) para as condições otimizadas de pH e relação estequiométrica encontradas por Fagundes (2022). Das proporções de lixiviado testadas (1%, 5% e 10%), diferença significativa de remoção de nitrogênio foi verificada apenas entre 1 e 10%. Do ponto de vista microbiológico os resultados encontrados (proporções lixiviado:esgoto de até 10%) indicam pouca alteração das concentrações da fase líquida (mistura antes – afluente; efluente), uma vez que os decaimentos foram relativamente baixos: 40-50% para bactérias; 91-94% para colifagos; 18 -37% para EBA.

Como já mencionado, o presente trabalho é inovador quanto à caracterização microbiológica (*E. coli*, enterococos, colifagos somáticos e F-específicos, EBA) da estruvita precipitada a partir da mistura esgoto + lixiviado. As faixas de concentrações obtidas foram 4,18-5,77 log₁₀ ufc/g peso úmido para bactérias; 2,80-3,70 log₁₀ ufp/g peso úmido para colifagos; 3,64-4,06 log₁₀ ufc/g peso úmido para EBA. A secagem do precipitado a 40°C até sua completa secagem resultou em reduções significativas dos microrganismos, chegando até 3,91 log₁₀ para *E. coli*. Essa redução, no entanto, não foi suficiente para atingir o limite desses organismos estabelecidos pela legislação mais recente (EU, 2019), sendo necessárias etapas adicionais para redução das concentrações de microrganismos.

Uma vez que as concentrações de indicadores bacterianos e virais no precipitado se mostram elevadas, a aplicação da estruvita como fertilizante pode apresentar riscos consideráveis à saúde pública. Dessa forma, recomenda-se a caracterização da estruvita precipitada a partir da mistura esgoto + lixiviado quanto a organismos patogênicos (além de indicadores), assim como a aplicação de ferramentas de estimativa de risco, como a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM).

REFERÊNCIAS

- 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: 22 ago. 2021.
- ALMEIDA, Nair Conde de. **Estudo de possibilidades de tratamentos microbiológico e com adsorventes para chorume e influências ecotóxicas do seu descarte no ambiente**. 2017. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Rio Claro, 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^a ed. Washington, DC. 2012.
- ÁVILA, Renata Oliveira de. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS TANQUE SÉPTICO-FILTRO ANAERÓBIO COM DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE**. 2005. 166 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Ufrj, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/images/Documento/teses/RenataOliveiradeAvila.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2023.
- BIACONI, A. et al. TRANSFORMAÇÃO DE DADOS E IMPLICAÇÕES DA UTILIZAÇÃO DO TESTE DE KRUSKAL-WALLIS EM PESQUISAS 59 AGROECOLÓGICAS. **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, Curitiba, v. 18, p. 27-34, jan./dez. 2008
- BISCHEL, Heather N.; SCHINDELHOLZ, Simon; SCHOGER, Manfred; DECREY, Loïc; BUCKLEY, Christopher A.; UDERT, Kai M.; KOHN, Tamar. Bacteria Inactivation during the Drying of Struvite Fertilizers Produced from Stored Urine. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 50, n. 23, p. 13013-13023, 21 nov. 2016. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b03555>.
- BOCCHIGLIERI, Miriam Moreira. **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estações de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. 2010. 257 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 498, de 19/08/2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências.
- BSI - British Standard Institute, 2000. Water Quality - **Detection and Enumeration of Intestinal Enterococci - Part 2: Membrane Filtration Method**. BSI, London. BS EN ISO 78999-2.
- BSI - British Standard Institute, 2009. Water Quality - **Detection and Enumeration of Escherichia coli and Coliform Bacteria - Part 1: Membrane Filtration Method**. BSI, London. BS EN ISO 9308-1.
- CARDELL, María José; SARDÀ, Rafael; ROMERO, Javier. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. **Acta Oecologica**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 343-351, jul. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x\(99\)00132-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1146-609x(99)00132-0).
- 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.
- DARCAN, Cihan; ÖZKANCA, Resit; IDIL, Önder; FLINT, Ken P.. Viable but Non-Culturable State (VBNC) of Escherichia coli Related to EnvZ under the Effect of pH, Starvation and Osmotic Stress in Sea Water. **Polish Journal Of Microbiology**, [s. l.], v. 58, n. 4, p. 307-317, 2009.

DAVE, Göran; NILSSON, Eva. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 73, n. 1, p. 11-30, jun. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.02.006>.

DECREY, Loïc; UDERT, Kai M.; TILLEY, Elizabeth; PECSON, Brian M.; KOHN, Tamar. Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 16, p. 4960-4972, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>.

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.

FAGUNDES, Pedro Barreiros Silva de Souza. **Avaliação da precipitação química de estruvita na recuperação de nutrientes a partir de efluente misto**. 2022. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil, Uffj, Juiz de Fora, 2022.

GELL, Kealan; RUIJTER, F.J.De; KUNTKE, P.; GRAAFF, M. de; SMIT, A.L.. 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. Canadian Center of Science and Education. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>.

GERBA, C.P., I.L. PEPPER, and L.F. WHITEHEAD, III. 2002. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. **Water sci. Technol.** 46:225–230.

ISIDORI, Marina; LAVORGNA, Margherita; NARDELLI, Angela; PARRELLA, Alfredo. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. **Chemosphere**, [S.L.], v. 52, n. 1, p. 85-94, jul. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00298-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00298-4).

JARVIS, G.; FIELDS, M.; ADAMOVICH, D.; ARTHURS, C.; RUSSELL, J.. The mechanism of carbonate killing of *Escherichia coli*. **Letters In Applied Microbiology**, Nove York, v. 1, n. 33, p. 196-200, jun. 2001.

KORAJKIC, Asja; MCMINN, Brian R.; SHANKS, Orin C.; SIVAGANESAN, Mano; FOUT, G. Shay; ASHBOLT, Nicholas J.. Biotic Interactions and Sunlight Affect Persistence of Fecal Indicator Bacteria and Microbial Source Tracking Genetic Markers in the Upper Mississippi River. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.L.], v. 80, n. 13, p. 3952-3961, jul. 2014. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/aem.00388-14>.

LI, X.Z; ZHAO, Q.L. Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 171-181, maio 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(03\)00012-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(03)00012-0).

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 4. ed. Campinas: Átomo, 2016.

LLEO, M.M.; BONATO, B.; TAFI, M.C.; SIGNORETTO, C.; BOARETTI, M.; CANEPARI, P.. Resuscitation rate in different enterococcal species in the viable but non-culturable state. **Journal Of Applied Microbiology**, Verona, v. 1, n. 91, p. 1095-1102, jun. 2001.

MAINSTONE, Chris P.; PARR, William. Phosphorus in rivers — ecology and management. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 282-283, p. 25-47, jan. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00937-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00937-8).

MARIA, Marina Andrada; CERQUEIRA, Cláudia Márcia Perrou; SIMÕES, Thaís de Figueiredo Teixeira; ROSA, Sávio Gonçalves; LANGE, Liséte Celina. Avaliação microbiológica em lixiviado de aterros sanitários – *Streptococcus Fecais* como indicador ambiental. In: **congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, 24., 2011, Porto Alegre. Anais [...] . Porto Alegre: Abes, 2011. p. 1-7.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2014

MICROSOFT. MS Excel (spreadsheets), versão 2016. 2016.

MUHMOOD, Atif; WANG, Xiqing; DONG, Renjie; XIAO, Hongwei; WU, Shubiao. Quantitative characterization and effective inactivation of biological hazards in struvite recovered from digested poultry slurry. **Water Research**, [S.L.], v. 204, p. 117659, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117659>.

MUYS, Maarten; PHUKAN, Rishav; BRADER, Günter; SAMAD, Abdul; MORETTI, Michele; HAIDEN, Barbara; PLUCHON, Sylvain; ROEST, Kees; VLAEMINCK, Siegfried E.; SPILLER, Marc. A systematic comparison of commercially produced struvite: quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 756, p. 143726, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726>.

NASCENTES AL, NASCIMENTO MMP, BRASIL FC, CAMPOS JC, FERREIRA JA. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário - Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Teccen**. 2015 Jan./Jun.; 08 (1): 05-12.

OLIVEIRA, Keila Castro; BASTOS, Rafael Kopschitz Xavier; SILVA, Carolina Ventura da. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 1103-1109, dez. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018151590>.

PINTO, D.; ALMEIDA, V.; SANTOS, M. Almeida; CHAMBEL, L.. Resuscitation of Escherichia coli VBNC cells depends on a variety of environmental or chemical stimuli. **Journal Of Applied Microbiology**, [S.L.], v. 110, n. 6, p. 1601-1611, 20 abr. 2011. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2011.05016.x>.

SILVA, Carlos Augusto Machado da Costa e; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; FERREIRA, João Alberto; MIGUEL, Marco Antônio Lemos; QUINTAES, Bianca Ramalho. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 16, n. 2, p. 127-132, jun. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522011000200005>.

STANGROOM, Jeremy. **Social Science Statistics**. 2023. Disponível em: <https://www.socscistatistics.com/>. Acesso em: 13 set. 2023.

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.

U.S. Environmental Protection Agency (2001). “Method 1602: Male-specific (F+) and Somatic Coliphage in Water by Single Agar Layer Procedure.” **EPA 821-R-98-029**. Office of Water, Washington, DC.

UNIÃO EUROPEIA **Of The Council**: laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. União europeia, 5 jun. 2019. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj>. Acesso em: 02 nov. 2023.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; FONGARO, G.; KICH, J. D.; BARARDI, C. R. M.; SUZIN, L.. Pathogen Inactivation and the Chemical Removal of Phosphorus from Swine Wastewater. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.L.], v. 226, n. 8, p. 1-10, 16 jul. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-015-2476-5>.

von SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios

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

YEE, Rachel A.; ALESSI, Daniel S.; ASHBOLT, Nicholas J.; HAO, Weiduo; KONHAUSER, Kurt; LIU, Yang. Nutrient recovery from source-diverted blackwater: optimization for enhanced phosphorus

recovery and reduced co-precipitation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 235, p. 417-425, out. 2019a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.191>.

YEE, Rachel A.; LEIFELS, Mats; SCOTT, Candis; ASHBOLT, Nicholas J.; LIU, Yang. Evaluating Microbial and Chemical Hazards in Commercial Struvite Recovered from Wastewater. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 9, p. 5378-5386, 9 abr. 2019b. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b03683>.

Capítulo 5 – Considerações Finais

A produção de estruvita a partir de efluentes de diferentes fontes são amplamente utilizadas mundo a fora, e suas características vem sendo padronizadas a partir de regulações específicas. Contudo, a produção de regulamentações que garantem a qualidade e homogeneidade do fertilizante, bem como avaliam níveis de contaminação seguros, dependem da produção de trabalhos científicos que buscam avaliar a aplicabilidade e nível de contaminação dos cristais produzidos.

A partir deste trabalho foi possível observar a falta de informações na literatura sobre contaminação da estruvita para diferentes microrganismos. Poucos dos trabalhos encontrados buscaram avaliar fagos e nenhum deles utilizou esporos de bactérias aeróbias como um possível indicador para cistos e oocistos de protozoários ou ovos de helmintos. A determinação de faixas de concentrações seguras de indicadores torna mais viável a análise da qualidade do precipitado pela maior facilidade e menor custo das análises, e deveria ser considerada na produção de regulamentações.

Outro ponto que fica claro é que ainda há muito a se entender sobre o que de fato acontece aos microrganismos durante a reação de produção de estruvita. Faltam estudos que reforcem quais os mecanismos de fato afetam a precipitação destes junto aos cristais, mecanismos de defesa utilizados pelos microrganismos e avaliação de técnicas de secagem do precipitado que deixem a estruvita apropriada a sua aplicação ao solo, sem perder suas propriedades fundamentais ou causar riscos à saúde de trabalhadores.

Uma vez que as concentrações de indicadores bacterianos e virais no precipitado se mostram elevadas, a aplicação da estruvita como fertilizante pode apresentar riscos consideráveis à saúde pública. Dessa forma, recomenda-se a caracterização da estruvita precipitada a partir da mistura esgoto + lixiviado quanto a organismos patogênicos (além de indicadores), assim como a aplicação de ferramentas de estimativa de risco, como a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM).

Apêndice – Dados brutos das análises laboratoriais

Quadro A.1. Dados de caracterização do Esgoto Bruto

Data	Microorganismo	Diluição	Vol. analisado (ml)	n° de colônias 1	n° de colônias 2	Concentração 1 (UFC/100 ml)	Concentração 2 (UFC/100 ml)
24/11/2021	EC	10	1	MA	MA		
		100	1	420	354	4.20E+06	3.54E+06
		1000	1	78	60	7.80E+06	6.00E+06
	EBA	10	10	66	67	6.60E+03	6.70E+03
		100	10	10	11	1.00E+04	1.10E+04
		1000	10	3	4	3.00E+04	4.00E+04
	EA	10	1	MA	MA		
		100	1	185	190	1.85E+06	1.90E+06
		1000	1	46	42	4.60E+06	4.20E+06
30/11/2021	EC	10	1	MA	MA		
		100	1	MA	MA		
		1000	1	63	94	6.30E+06	9.40E+06
	EBA	10	10	MA	MA		
		100	10	30	20	3.00E+04	2.00E+04
		1000	10	1	2	1.00E+04	2.00E+04
	EA	10	1	MA	MA		
		100	1	189	211	1.89E+06	2.11E+06
		1000	1	20	21	2.00E+06	2.10E+06
	CS	10	1	71	79	7.10E+04	7.90E+04
		100	1	19	21	1.90E+05	2.10E+05
		1000	1	2	1	2.00E+05	1.00E+05
	CF	10	1	201	166	2.01E+05	1.66E+05
		100	1	31	9	3.10E+05	9.00E+04
		1000	1	0	2	0	2.00E+05
09/12/2021	EC	1000	1	131	170	1.31E+07	1.70E+07
	EA	100	1	536	618	5.36E+06	6.18E+06
	EBA	100	10	28	26	2.80E+04	2.60E+04
	CS	10	1	187	212	1.87E+05	2.12E+05
	CF	10	1	441	315	4.41E+05	3.15E+05
20/12/2021	EC	1000	1	90	79	9.00E+06	7.90E+06
	EA	1000	1	32	37	3.20E+06	3.70E+06
	EBA	100	10			0	0
	CS	100	1	42	57	4.20E+05	5.70E+05
	CF	100	1	51	37	5.10E+05	3.70E+05
08/02/2022	EC	1000	1	32	26	3.20E+06	2.60E+06
	EA	1000	1	21	20	2.10E+06	2.00E+06
	EBA	100	10	30	22	3.00E+04	2.20E+04
	CS	100	1	27	56	2.70E+05	5.60E+05
	CF	100	1	6	4	6.00E+04	4.00E+04

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Quadro A.2. Dados de caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário.

Data	Microorganismo	Diluição	Vol. analisado (ml)	n° de colônias 1	n° de colônias 2	n° de colônias 3	Concentração 1 (UFC/100 ml)	Concentração 2 (UFC/100 ml)	Concentração 3 (UFC/100 ml)
16/11/2021	EC	10	1	0	1	1	0,00E+00	1,00E+03	1,00E+03
		100	1						
		1000	1						
	EBA	10	10	MA	MA	MA			
		100	10	42	32	41	4,20E+04	3,20E+04	4,10E+04
		1000	10	0	2	2	0,00E+00	2,00E+04	2,00E+04
	EA	10	1	0	0	0			0,00E+00
		100	1						
		1000	1						
	CS	10	1	13	15	5	1,30E+04	1,50E+04	5,00E+03
		100	1	0	1	0	0,00E+00	1,00E+04	0,00E+00
		1000	1	0	0	4	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+05
CF	10	1	3	6	0	3,00E+03	6,00E+03	0,00E+00	
	100	1	0	0	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
	1000	1	0	0	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
09/12/2021	EC	10	1	1	6	3	1,00E+03	6,00E+03	3,00E+03
	EA	10	1	4	6	4	4,00E+03	6,00E+03	4,00E+03
	EBA	100	10	MA	MA	MA			
	CS	10	1	0	0	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	CF	10	1	0	0	0	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
09/02/2022	EC	10	1	1	1	0	1,00E+03	1,00E+03	0,00E+00
	EA	10	1	5	8	7	5,00E+03	8,00E+03	7,00E+03
	EBA	100	10	101	94	93	1,01E+05	9,40E+04	9,30E+04
	CS	10	1	16	8	7	1,60E+04	8,00E+03	7,00E+03
	CF	10	1	1	0	1	1,00E+03		1,00E+03

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Quadro A.3. Dados de caracterização das fases do ensaio de precipitação com 1% de lixiviado.

Data	Amostra	Microorganismo	Diluição	Vol. analisado (ml)	n° de colônias 1	n° de colônias 2	n° de colônias 3	Concentração 1 (UFC/100 ml)	Concentração 2 (UFC/100 ml)	Concentração 3 (UFC/100 ml)
29/03/2022	Esgoto Bruto	EC	1000	1	73	68		7.30E+06	6.80E+06	
		EBA	100	10	24	19		2.40E+04	1.90E+04	
		EA	1000	1	16	13		1.60E+06	1.30E+06	
		CS	100	1	0	0		0.00E+00	0.00E+00	
		CF	100	1	2	2		2.00E+04	2.00E+04	
	Mistura Antes da precipitação	EC	1000	1	79	80	72	7.90E+06	8.00E+06	7.20E+06
		EBA	100	10	51	51	49	5.10E+04	5.10E+04	4.90E+04
		EA	1000	1	5	10	8	5.00E+05	1.00E+06	8.00E+05
		CS	10	1	62	62	66	6.20E+04	6.20E+04	6.60E+04
		CF	10	1	68	60	79	6.80E+04	6.00E+04	7.90E+04
	ME1	EA	1000	1	45	54	47	4.50E+06	5.40E+06	4.70E+06
		EBA	100	10	25	28	30	2.50E+04	2.80E+04	3.00E+04
		EA	1000	1	9	11	13	9.00E+05	1.10E+06	1.30E+06
		CS	10	1	181	139	172	1.81E+05	1.39E+05	1.72E+05
		CF	10	1	410	426	409	4.10E+05	4.26E+05	4.09E+05
	ME2	EC	1000	1	32	60	47	3.20E+06	6.00E+06	4.70E+06
		EBA	100	10	39	43	37	3.90E+04	4.30E+04	3.70E+04
		EA	1000	1	2	9	14	2.00E+05	9.00E+05	1.40E+06
		CS	10	1	129	167	115	1.29E+05	1.67E+05	1.15E+05
		CF	10	1	406	442	377	4.06E+05	4.42E+05	3.77E+05
	ME3	EC	1000	1	96	91	90	9.60E+06	9.10E+06	9.00E+06
		EBA	100	10	9	13	10	9.00E+03	1.30E+04	1.00E+04
		EA	1000	1	3	0	1	3.00E+05	0.00E+00	1.00E+05
		CS	10	1	8	6	1	8.00E+03	6.00E+03	1.00E+03
		CF	10	1	27	35	43	2.70E+04	3.50E+04	4.30E+04

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Quadro A.4. Dados de caracterização das fases do ensaio de precipitação com 5% de lixiviado.

Data	Amostra	Microorganismo	Diluição	Vol. analisado (ml)	n° de colônias 1	n° de colônias 2	n° de colônias 3	Concentração 1 (UFC/100 ml)	Concentração 2 (UFC/100 ml)	Concentração 3 (UFC/100 ml)
04/04/2022	Esgoto Bruto	EC	1000	1	260	256		2.60E+07	2.56E+07	
		EBA	100	10	50	47		5.00E+04	4.70E+04	
		EA	1000	1	52	59		5.20E+06	5.90E+06	
		CS	100	1	22	26		2.20E+05	2.60E+05	
		CF	100	1	29	72		2.90E+05	7.20E+05	
	Mistura Antes da precipitação	EC	1000	1	71	122	82	7.10E+06	1.22E+07	8.20E+06
		EBA	100	10	42	45	35	4.20E+04	4.50E+04	3.50E+04
		EA	1000	1	34	29	18	3.40E+06	2.90E+06	1.80E+06
		CS	1000	1	29	35	25	2.90E+06	3.50E+06	2.50E+06
		CF	1000	1	18	24	26	1.80E+06	2.40E+06	2.60E+06
	ME1	EA	1000	1	38	45	52	3.80E+06	4.50E+06	5.20E+06
		EBA	100	10	15	27	18	1.50E+04	2.70E+04	1.80E+04
		EA	1000	1	12	18	11	1.20E+06	1.80E+06	1.10E+06
		CS	100	1	33	22	25	3.30E+05	2.20E+05	2.50E+05
		CF	100	1	16	19	29	1.60E+05	1.90E+05	2.90E+05
	ME2	EC	1000	1	56	48	60	5.60E+06	4.80E+06	6.00E+06
		EBA	100	10	12	13	18	1.20E+04	1.30E+04	1.80E+04
		EA	1000	1	13	12	5	1.30E+06	1.20E+06	5.00E+05
		CS	100	1	14	9	14	1.40E+05	9.00E+04	1.40E+05
		CF	100	1	20	22	17	2.00E+05	2.20E+05	1.70E+05
	ME3	EC	1000	1	61	48	63	6.10E+06	4.80E+06	6.30E+06
		EBA	100	10	24	19	17	2.40E+04	1.90E+04	1.70E+04
		EA	1000	1	11	10	12	1.10E+06	1.00E+06	1.20E+06
		CS	100	1	16	11	16	1.60E+05	1.10E+05	1.60E+05
		CF	100	1	14	20	24	1.40E+05	2.00E+05	2.40E+05

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Quadro A.5. Dados de caracterização das fases do ensaio de precipitação com 10% de lixiviado.

Data	Amostra	Microorganismo	Diluição	Vol. analisado (ml)	n° de colônias 1	n° de colônias 2	n° de colônias 3	Concentração 1 (UFC/100 ml)	Concentração 2 (UFC/100 ml)	Concentração 3 (UFC/100 ml)
31/03/2022	Esgoto Bruto	EC	1000	1	364	460		3.64E+07	4.60E+07	
		EBA	100	10	48	32		4.80E+04	3.20E+04	
		EA	1000	1	136	117		1.36E+07	1.17E+07	
		CS	100	1	24	21		2.40E+05	2.10E+05	
		CF	100	1	24	16		2.40E+05	1.60E+05	
	Mistura Antes da precipitação	EC	1000	1	480	584	169	4.80E+07	5.84E+07	1.69E+07
		EBA	100	10	28	27	37	2.80E+04	2.70E+04	3.70E+04
		EA	1000	1	119	149	140	1.19E+07	1.49E+07	1.40E+07
		CS	1000	1	36	20	30	3.60E+06	2.00E+06	3.00E+06
		CF	1000	1	36	30	30	3.60E+06	3.00E+06	3.00E+06
	ME1	EA	1000	1	209	187	183	2.09E+07	1.87E+07	1.83E+07
		EBA	100	10	17	25	17	1.70E+04	2.50E+04	1.70E+04
		EA	1000	1	57	82	75	5.70E+06	8.20E+06	7.50E+06
		CS	100	1	25	18	16	2.50E+05	1.80E+05	1.60E+05
		CF	100	1	27	24	27	2.70E+05	2.40E+05	2.70E+05
	ME2	EC	1000	1	191	217	161	1.91E+07	2.17E+07	1.61E+07
		EBA	100	10	16	21	18	1.60E+04	2.10E+04	1.80E+04
		EA	1000	1	77	81	85	7.70E+06	8.10E+06	8.50E+06
		CS	100	1	12	21	15	1.20E+05	2.10E+05	1.50E+05
		CF	100	1	34	19	14	3.40E+05	1.90E+05	1.40E+05
ME3	EC	1000	1	189	200	308	1.89E+07	2.00E+07	3.08E+07	
	EBA	100	10	19	17	13	1.90E+04	1.70E+04	1.30E+04	
	EA	1000	1	64	73	71	6.40E+06	7.30E+06	7.10E+06	
	CS	100	1	20	9	27	2.00E+05	9.00E+04	2.70E+05	
	CF	100	1	34	19	14	3.40E+05	1.90E+05	1.40E+05	

Fonte: Elaborado pela autora (2023)