

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTE INDUSTRIAL ATRAVÉS DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

Rafael Gerhardt; Gustavo Reisdorfer; Manuela Gomes Cardoso*
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, RS, Brasil.

*E-mail: manuelagc@gmail.com

Recebido em: 12/01/2017
Aceito em: 23/11/2017

RESUMO

A crescente preocupação com os problemas ambientais, aliada às legislações vigentes e às fiscalizações ambientais, impulsionou o cuidado com o meio ambiente, obrigando as empresas a reduzirem ao máximo o potencial poluidor de seus resíduos. Dentre os poluentes que mais se destacam nos efluentes líquidos estão o nitrogênio e o fósforo, nutrientes muitas vezes difíceis de serem removidos nos tratamentos convencionais. Um método alternativo de remoção destes nutrientes dos efluentes, com elevada eficiência e baixo custo operacional, é através da precipitação de estruvita, $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ (fosfato de amônio e magnésio hexa-hidratado), um composto inorgânico cristalino de coloração branca. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo de um efluente de uma indústria frigorífica de suínos através da precipitação de estruvita, avaliando os parâmetros pH, relação estequiométrica e tempo de reação para este efluente. O efluente bruto foi coletado na entrada da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da empresa. Foram realizadas análises de fósforo e amônia em todos os experimentos realizados, além de cálcio e magnésio no efluente coletado. Observou-se que os melhores valores para pH, concentração dos reagentes magnésio, fósforo e amônia e tempo de agitação foram, respectivamente: 10, 1:1:1 e 10 minutos. Com estes valores obteve-se uma eficiência de 84,58 % na remoção de fósforo e de 80,85 % na remoção de nitrogênio. Esses resultados demonstram uma boa eficiência deste tratamento para remover estes nutrientes e uma possível utilização deste método, pela empresa, para melhorar seu tratamento de efluentes.

Palavras-chave: precipitação de estruvita, efluente de frigorífico de suínos, nitrogênio, fósforo.

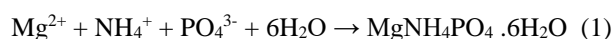
1 Introdução

Observa-se que as empresas, muitas vezes, apresentam dificuldades em atender os parâmetros exigidos por lei para nitrogênio e fósforo em seus efluentes líquidos, os quais são responsáveis por diversos problemas quando lançados em excesso no meio ambiente, podendo-se citar a eutrofização de rios e lagos, o aumento da toxicidade nos córregos, a mortandade de animais aquáticos e até mesmo complicações ligadas à saúde humana [1]. O nitrogênio está presente nos esgotos, principalmente na forma de amônia e nitrogênio orgânico, na forma solúvel ou em suspensão, sendo a parcela na forma de nitrito e nitrato considerada desprezível. Desta forma, deve-se direcionar uma atenção especial às tecnologias para remoção de amônia presente nos efluentes [2]. O fósforo encontra-se presente nos efluentes, tanto na forma de ortofosfatos e polifosfatos, quanto de fosfatos orgânicos [3]. O nitrogênio e o fósforo são elementos essenciais para o crescimento de algas e diversos outros microrganismos aquáticos. Sendo assim, é importante controlar a concentração destes elementos em esgotos e despejos industriais para evitar o crescimento desenfreado de algas nos corpos hídricos, o que pode levar à eutrofização do meio, considerada altamente prejudicial à vida aquática [4].

A remoção destes elementos é muito influenciada pelas condições climáticas, já que a grande parcela é removida através do processo biológico, que sofre influência da temperatura, da radiação solar, da umidade, entre outros. Esta influência está diretamente relacionada à eficiência de remoção, sendo, por este motivo, difícil a remoção destes nutrientes em determinadas épocas do ano [5].

Uma tecnologia relativamente simples é a remoção destes nutrientes por meio de cristalização na forma de estruvita: $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ (fosfato de amônio de magnésio hexa-hidratado, ou magnésio de fosfato de amônio ou MAP), considerado um fertilizante de liberação lenta, ou seja, menos solúvel em água. Com o uso de fertilizantes de liberação lenta, as plantas conseguem absorver os nutrientes antes que eles sejam lavados pelo escoamento superficial, além de se eliminar os problemas relacionados à hipersaturação de nutrientes. Além disso, a estruvita apresenta baixo teor de metais pesados, quando comparado com os fertilizantes convencionais, não ocorrendo a poluição das águas subterrâneas e nem dos corpos da água [6].

A Equação 1 descreve a reação de formação da estruvita.



A técnica utilizada para a abordagem das fontes poluidoras de nitrogênio e fósforo passou de remoção para recuperação, em muitos países desenvolvidos a partir do ano 2000, com ênfase na melhoria da sustentabilidade das atividades agrícolas, causado pelo aumento da demanda global de fertilizantes nitrogenados e pela limitação das reservas de rochas de fósforo. Nesse aspecto, a precipitação de estruvita não se destina somente à proteção dos recursos hídricos, mas também para garantir um reaproveitamento dos elementos químicos nitrogênio e fósforo. Considerada como uma operação de baixo custo operacional, com possibilidade de atingir alta eficiência de remoção, embora apresente carência de estudos no Brasil, a precipitação de estruvita é uma tecnologia aplicável e interessante para a realidade brasileira [7].

Dependendo da composição do efluente gerado, a precipitação de estruvita pode remover tanto a amônia (NH_3) quanto o íon fosfato (PO_4^{3-}). Os produtos químicos necessários para a precipitação de estruvita apresentam um baixo custo quando comparado com os produtos usados na remoção química [8]. Em comparação com a tradicional remoção química de fósforo nos efluentes, a precipitação de estruvita reduz a quantidade de lama gerado no processo. Os sólidos finais de estruvita são biodegradáveis e não são patogênicos, não necessitando, por este motivo, nenhum beneficiamento posterior, uma vez que estudos apontam que a estruvita apresenta um alto grau de pureza [9]. A adição do íon magnésio (Mg^{2+}), considerado o reagente limitante na reação de formação de estruvita, altera a solubilidade do ponto de equilíbrio e origina a precipitação das substâncias [7].

Uma dificuldade encontrada na precipitação de estruvita é que os parâmetros de dimensionamento dos reatores, a química e a termodinâmica da formação da estruvita, são diferentes para cada tipo de água residuária, devendo-se primeiramente realizar um estudo de cada efluente que se deseja tratar [10]. Os fatores que mais interferem na precipitação de estruvita são: pH; relação entre as concentrações; composição química do efluente, tempo de retenção no reator; velocidade de agitação, razão de supersaturação e presença de impurezas como o cálcio [11 -12].

Conforme Uludog et al. [7], percebe-se a formação de estruvita numa faixa de pH de 7 a 11, porém o pH ótimo para a precipitação de estruvita variou de 9 a 10,7. Para Doyle e Parsons [13] o efeito da temperatura e do pH tem influência sobre o tempo de indução (tempo necessário para que a nucleação ocorra), sendo que o aumento do pH e da temperatura promovem a redução no tempo de nucleação. Assim, em sistemas nos quais o pH é inferior a 8, a precipitação da estruvita é muito lenta e pode levar dias para ocorrer.

O cálcio é um íon bastante comum em muitos tipos de efluentes e um dos maiores interferentes na formação de estruvita. Porém, de acordo com Kabdasli, Parsons e Tunay [14], em uma proporção de Mg: P: N = 1: 1: 1, com uma concentração de 2,45 mM de cálcio, a influência do cálcio não é significativa quando operado a um pH de 8,5 a 9,0. Quando o cálcio se encontra em maior quantidade, é interessante a remoção deste íon com o uso de

sequestradores de cálcio, como o ácido etilenodiamino tetraacético (EDTA) e o ácido oxálico, para uma posterior acidificação para a liberação do fósforo e nitrogênio e para obter uma satisfatória precipitação de estruvita. Pode-se afirmar que, com o aumento da concentração de cálcio, a pureza da estruvita diminui.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a remoção de nitrogênio e fósforo de um efluente de frigorífico de suínos, através da precipitação de estruvita, avaliando parâmetros como pH, relação estequiométrica entre os reagentes e tempo de reação, a fim de obter os melhores valores de remoção para este efluente industrial.

2 Metodologia

2.1 Tratamento de efluentes da empresa

A empresa de onde o efluente foi coletado trata-se de um frigorífico de suínos situado no município de Poço das Antas – RS. O empreendimento abate cerca de 1500 suínos por dia, com uma variada linha de produtos finais destinados tanto ao mercado interno, quanto à exportação. O efluente gerado passa inicialmente por uma peneira giratória para reter o sólido. Já o líquido é encaminhado para o tanque de equalização, de onde é bombeado ao flotador e posteriormente passa por três lagoas aeróbicas em série, para depois ser direcionado ao decantador e corpo receptor.

2.2 Amostragem

O efluente foi coletado na tubulação de entrada do tanque de equalização, representando o efluente bruto na entrada da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). A coleta foi realizada uma única vez, sendo o efluente armazenado num galão de 20 L e conservado sob refrigeração a 4°C durante todos os experimentos.

2.3 Análise do efluente

Para caracterização do efluente coletado, foram realizadas análises de pH, amônia, fósforo total, cálcio, magnésio, cor e turbidez. No decorrer do trabalho, foram realizadas somente análises de amônia e fósforo total para avaliar a eficiência do tratamento proposto. Ao final do estudo, analisou-se cor e turbidez da amostra que apresentou os melhores resultados para remoção de amônia e fósforo total. Nesta amostra, o precipitado foi filtrado e seco para caracterizar o teor de matéria orgânica e inorgânica no precipitado. As metodologias utilizadas se basearam no livro Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20. ed. [15].

2.3.1 Determinação de pH

Para a determinação do pH, as amostras foram homogeneizadas e submetidas à leitura no pHmetro. O aparelho utilizado foi o modelo DM-20 da marca DIGIMED [16].

2.3.2 Determinação de amônia

A amostra foi homogeneizada e coletou-se uma alíquota de 100 mL num tubo macro digestor com a adição de tampão borato. Ajustou-se o pH para 9,5 com solução NaOH 6 mol.L⁻¹. Realizou-se a destilação da solução até o recolhimento de 100 mL de destilado num erlenmeyer contendo solução indicadora de ácido bórico. O destilado foi titulado até obter-se uma coloração lilás clara [17].

2.3.3 Determinação de fósforo total

A amostra foi homogeneizada e determinou-se a quantidade de fósforo pelo método espectrofotométrico do azul de molibdênio, que consiste em adicionar a uma quantidade adequada de efluente 12 mL de reagente misto. Após 10 minutos, fez-se a leitura das absorbâncias e dos padrões em 882 nm. O reagente misto utilizado no método, foi obtido através da mistura de 50 mL de H₂SO₄ 2,5 mol.L⁻¹, 15 mL de molibdato de amônio 0,03 M, 30 mL de ácido ascórbico 0,1 M e 5 mL de tartarato de antimônio e potássio 8 mM [18].

2.3.4 Determinação de cálcio e magnésio

Para determinação da concentração de cálcio e magnésio, retirou-se uma alíquota homogeneizada do efluente e efetuou-se a digestão da matéria orgânica com ácido nítrico. Após, realizou-se a determinação dos metais pelo método da absorção atômica de chama [19].

2.3.5 Determinação de turbidez

Após homogeneizar, coletou-se cerca de 10 mL de amostra e submeteu-se à leitura em um turbidímetro, que opera com o princípio nefelométrico. O método é baseado na comparação da intensidade de luz espalhada pela amostra em condições definidas com a de uma suspensão considerada padrão [13].

2.3.6 Determinação de cor

O efluente homogeneizado foi analisado pelo método colorimétrico, que consiste em realizar a leitura da cor pelo colorímetro, sendo expresso em Pt-Co [14].

2.3.7 Determinação de sólidos voláteis e fixos

O precipitado do ponto que obteve a maior remoção dos nutrientes no experimento foi filtrado a vácuo e seco em estufa a 105°C por 24 horas. Após este período foi resfriado a temperatura ambiente num dessecador e colocado em cadinhos de porcelana, submetido a uma temperatura de 550°C por 2 horas e meia, e, após novamente resfriado, num dessecador e pesado, conforme metodologia descrita por Clesceri et al.[16].

3 Resultados e discussões

3.1 Caracterização do efluente bruto

O efluente coletado foi inicialmente caracterizado através da realização das análises de teor de amônia, fósforo total, cálcio, magnésio, pH, cor e turbidez. A Tabela 1 apresenta os dados da caracterização do efluente bruto.

Tabela 1: Caracterização do efluente bruto coletado.

Parâmetro	Unidade	Valor médio
Fósforo total	mg L ⁻¹	10,41
Amônia	mg L ⁻¹	90,3
Cálcio	mg L ⁻¹	5,33
Magnésio	mg L ⁻¹	31,5
pH		7,8
Cor	Pt-Co	299
Turbidez	NTU	786

A partir da análise do efluente bruto, percebe-se que ele apresenta uma concentração alta de amônia, quando comparada com a concentração dos demais reagentes, sendo, por este motivo, o parâmetro de maior interesse neste trabalho, pois é o elemento que mais se afasta do limite estabelecido pelas legislações. Além disso, o efluente apresenta 0,13 mmol L⁻¹ do íon cálcio, o que, de acordo com Kabdasli, Parsons e Tunay [14], não prejudica a precipitação de estruvita.

O primeiro parâmetro avaliado na precipitação de estruvita foi o pH, e, posteriormente, o tempo de agitação. Nestes dois primeiros experimentos, estabeleceu-se a relação estequiométrica entre o Mg²⁺, PO₄³⁻ e NH₄⁺ em 1: 1: 1, respectivamente, pelo fato da estruvita apresentar esta mesma relação estequiométrica. Calculou-se o número de mols de amônia no efluente e acrescentou-se a massa necessária de hidróxido de magnésio e fosfato de potássio monobásico, como doadores de magnésio e fosfato.

3.2 Variação do pH

O primeiro estudo se baseou na variação do pH. As correções do pH foram feitas com NaOH 6 mol L⁻¹ até atingir os valores de pH de 8, 9, 10, 11 e 12, utilizando 1 L de efluente. A correção do pH foi feita posteriormente à adição dos reagentes doadores de magnésio e fosfato. Cada mistura foi colocada em jarros diferentes, num equipamento para teste de jarros, e deixou-se sob agitação de 120 rpm por um período de 10 minutos. Após este período, deixou-se decantar por 20 minutos. Coletou-se então uma alíquota de líquido para as análises de amônia e fosfato, realizadas em duplicata. A remoção consta na Figura 1.

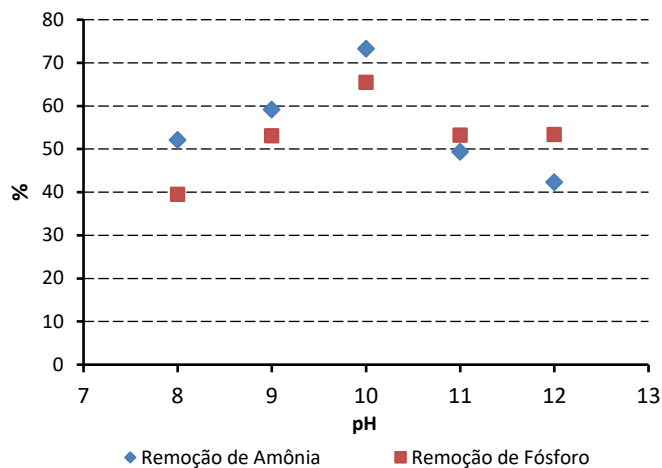


Figura 1: Eficiência de remoção de amônia e fósforo total após a variação do pH.

A partir da análise da Figura 1, percebe-se que 10 é o melhor pH para remoção de amônia e fósforo. Assim, conclui-se que este é o melhor pH para a precipitação de estruvita neste efluente, o qual foi utilizado no restante dos experimentos.

3.3 Variação do tempo de reação

A variação do tempo de reação foi feita utilizando-se 1 L de efluente e adicionando reagentes para satisfazer as relações equimolares propostas. Após a adição dos reagentes, ajustou-se o pH de todos os jarros em 10, conforme resultado do estudo anterior. Os tempos de agitação avaliados foram de 2, 5, 10, 20 e 40 minutos. Após o término, deixou-se o precipitado decantar por 20 minutos e, novamente, coletou-se uma alíquota do líquido para analisar amônia e fósforo. Os dados obtidos da eficiência de remoção se encontram na Figura 2.

A partir da análise dos resultados, percebe-se que a melhor remoção de amônia foi com tempo de 40 minutos. Portanto, utilizou-se este tempo nos experimentos seguintes.

3.4 Variação da relação estequiométrica

Para o estudo da variação da relação estequiométrica entre os reagentes da reação utilizou-se 1 L de efluente e adicionou-se reagentes para satisfazer a relação equimolar requerida em cada jarro. Após a adição dos reagentes, ajustou-se o pH de todos os jarros em 10, usando tempo de reação de 40 minutos, definido pelo procedimento anterior, com uma agitação de 120 rpm. Após o término, deixou-se o precipitado decantar por 30 minutos e, novamente, coletou-se uma alíquota do líquido para analisar amônia e fósforo. Os dados obtidos de remoção se encontram na Figura 3.

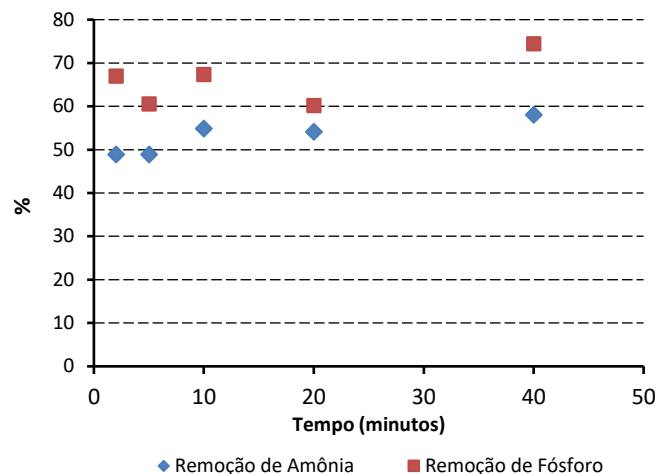


Figura 2: Eficiência de remoção de amônia e fósforo total após a variação do tempo.

A Figura 3 apresenta os valores finais do experimento. A partir dela, pode-se observar que o ponto que obteve a maior remoção de amônia foi o da relação estequiométrica 1:1,3:1, com uma eficiência de remoção de 83,50%. Porém, levando-se em conta que este ponto apresenta uma alta concentração de fósforo, pode-se fazer uma análise, levando-se em conta a concentração final de amônia e fósforo da alíquota de cada ponto do teste. Assim, conclui-se que o melhor ponto é o da relação estequiométrica 1:1:1, com remoção de 80,85% de amônia e remoção de 84,58% de fósforo.

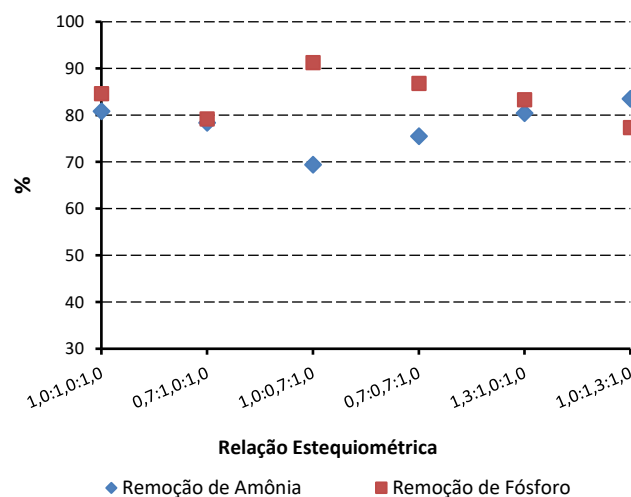


Figura 3: Eficiência de remoção de amônia e fósforo total após a variação da relação estequiométrica.

Percebe-se um aumento na remoção de nitrogênio e fósforo com as mesmas condições na figura 3 em relação à Figura 2 pelo fato da amostra ter permanecido em temperatura ambiente, ou seja, conclui-se que a temperatura afeta nos resultados finais.

3.5 Análise de cor e turbidez

Após a definição do ponto que obteve a maior remoção de nitrogênio e fósforo do experimento, coletou-se uma alíquota do líquido clarificado para analisar cor e turbidez, comparando-se ao efluente bruto. Os resultados são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2: Resultados das análises de cor e turbidez do melhor ponto, em comparação ao efluente bruto.

Amostra	Cor (pt-co)	Turbidez (ntu)
Efluente bruto	299	786
Melhor ponto	320	61,7

Dos resultados obtidos, percebe-se que houve uma remoção de 92,15% na turbidez da amostra, porém, percebe-se um aumento de cor. Esse aumento do valor da cor se explica pela adição do metal magnésio, que influencia no aumento de cor da solução, pois a cor é uma medida da leitura de metais dissolvidos na solução. A redução de turbidez está ligada à remoção de sólidos suspensos e coloidais [19].

3.6 Análise de sólidos voláteis e fixos

Após a definição do ponto do experimento com maior remoção de nitrogênio e fósforo, realizou-se a filtração a vácuo, e o precipitado foi analisado quanto à fração de sólidos voláteis (matéria orgânica) e de sólidos fixos (inorgânicos). Os resultados podem ser visualizados na Tabela 3.

Tabela 3: Peso dos sólidos voláteis e fixos no efluente.

Amostra	Sólidos totais (g)	Sólidos fixos (g)	Sólidos voláteis (g)
Média do melhor ponto	0,3452	0,1758	0,1694

A partir da análise da Tabela 3, percebe-se que os sólidos fixos ou inorgânicos representam 50,93 % dos sólidos totais, e os sólidos voláteis, ou orgânicos, representam 49,07 %. A estruvita é composta por sólidos inorgânicos, assim, pode-se afirmar que dos sólidos precipitados, cerca de 50,93%, possivelmente correspondam à estruvita.

Através do presente trabalho pode-se verificar que houve uma boa redução das concentrações de amônia e fósforo, com os parâmetros pH de 10, tempo de agitação de 10 minutos a 120 rpm e concentrações molares iguais entre os reagentes magnésio, amônia e fósforo. Os valores das remoções se mostram

semelhantes ou pouco acima dos obtidos por Turker et al. [20] e Barros et al. [21].

4 Conclusões

Conclui-se com o presente trabalho, que a precipitação de estruvita é eficiente na remoção de nitrogênio, na forma de amônia, e de fósforo na forma de fosfato, com uma remoção no ponto ótimo de 80,85% de amônia e 84,58% de fósforo total. Estes valores se mostram satisfatórios em comparação com outros trabalhos semelhantes.

O estudo se mostra viável devido à proporção de remoção dos nutrientes e pelo menor valor gasto com os reagentes para satisfazer as relações molares, quando comparado com os tratamentos convencionais e o alto custo relacionado com a energia elétrica e coagulantes.

Sugere-se aos próximos trabalhos, que seja feita uma análise de DQO, DBO e óleos e graxas do ponto que obteve a maior remoção dos contaminantes para verificar quais etapas do tratamento convencional de efluentes poderiam ser substituídas pela precipitação de estruvita. Também pode ser realizada uma análise financeira para verificar o investimento necessário para implantar este tratamento na ETE da empresa e verificar qual seria o ganho econômico tanto com a compra de reagentes mais baratos, quanto com o menor consumo de energia elétrica. Outro ponto de extrema importância para trabalhos futuros seria realizar uma análise por microscopia eletrônica de varredura para verificar a morfologia dos cristais e a composição do precipitado, comprovando o teor de pureza apresentado pelo precipitado e verificando se o mesmo pode ou não ser utilizado como fertilizante na agricultura.

REMOVAL OF NITROGEN AND PHOSPHORUS OF EFFLUENT THROUGH THE ESTRUVITE PRECIPITATION

ABSTRACT: The growing concern about environmental problems, combined with current legislation and environmental controls, has boosted the care for the environment, forcing companies to reduce the potential polluter of its waste as much as they can. Among the pollutants that stand out the most in liquid effluents are nitrogen and phosphorus, nutrients often difficult to be removed in conventional treatments. An alternative method of removing these nutrients from the effluent, with high efficiency and low operational cost, is through the precipitation of struvite, $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ (magnesium ammonium phosphate hexahydrate), a white crystalline inorganic compound. The aim of this work is to evaluate nitrogen and phosphorus removal from a swine effluent through struvite precipitation, evaluating the best values for the pH parameters, stoichiometric relation between the reagents (Mg^{2+} ; PO_4^{3-} ; NH_4^+) and reaction time for this effluent. Analyzes of phosphorus and ammonia were carried out in all

experiments, besides calcium and magnesium in the collected effluent. It was observed that the best values for pH, reagent concentration of magnesium, phosphorus and ammonium and stirring time were, respectively, 10, 1: 1: 1 and 10 minutes. With these values, a 84,58% efficiency in the removal of phosphorus, in the form of phosphate and a 80,85% in the removal of nitrogen, in the form of ammonia was obtained. These results demonstrate a good efficiency of this treatment to remove these nutrients and a possible use of this method by the company to complement its effluent treatment and to optimize the effluent treatment of the unit.

Keywords: struvite precipitation, swine effluent, nitrogen, phosphorus.

Referências

- [1] VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.; O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande: Epgraf, 1999.
- [2] JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; Tratamento de esgotos domésticos. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.
- [3] METCALF & EDDY; Wastewater engineering: treatment and reuse. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.
- [4] VON SPERLING, M.; Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005
- [5] NUNES, J. A.; Tratamento biológico de águas residuárias. 3. ed. Aracajú: J. Andrade, 2012.
- [6] WANG, J. et al. Engineered struvite precipitation: impacts of component-ion molar ratios and pH. *Journal of Environment Engineering*. v.131, n.10, p.1433-40, 2005.
- [7] ULUDAG - DEMIRER, S.; DEMIRER, G.N.; CHEN, S.; Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochem.*, p. 3667-74, 2005.
- [8] HUANG, H.M.. et al. Removal of ammonium as struvite using magnesite as a source of magnesium ions. *Water Practice and Technology*, cv. 5, n. 1, p. 1-9, 2010
- [9] KURNIAWAN, T.A.; LOW.; CHAN, G.Y.S.; Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. B129, p.80-100, 2006.
- [10] DASTUR, M. B. Investigation into factors affecting controlled struvite crystallization at the bench- scale. 2001, 145 p. Dissertação (Mestrado) – Faculty of Graduate Studies, University of British Columbia, Columbia Britânica, 2001.
- [11] BRRITON, A. T. Pilot scale struvite recovery trials from a full-scale anaerobic digested supernatant at the city of Penticton advanced wastewater treatment plant. 2002. 169 p. Dissertação (Mestrado) – Faculty of Graduate Studies, University of British Columbia, Columbia Britânica, 2002.
- [12] FORREST, A. L. et al. Optimizing struvite production for phosphate recovery in WWTP. *Journal of Environmental Engineering*. v. 134, n.5, p.395- 402, 2008.
- [13] DOYLE, J. D. e PARSONS, S. A.; “Struvite formation, control and recovery.” *Water Research* ,2002, 36(16), 3925-3940.
- [14] KANDASLI, I.; PARSON, S.A.; TUNAY, O.; Effect of major ions nduction time of struvite precipitation. *Croatica Chemica Acta*. V.79, n.2, 243-51. 2006.
- [15] CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D.; Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington (DC): American Public Health Association, 1998.
- [16] CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D.; Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington (DC): American Public Health Association, 1998. Método 4500-H⁺ B., p.1148.
- [17] MURPHY I. & RILEY S. P.; A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. v. 27, p. 31-36. 1962.
- [18] CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D.; Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington (DC): American Public Health Association, 1998. Método 3111, B, p. 370.
- [19] CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D.; Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington (DC): American Public Health Association, 1998. Método 2540, E, p. 253.
- [20] TURKER, M.; ÇELEN, I.; Removal of ammonia as struvite anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. *Bioresource Technology*, v.98, p.1529-34, Nov. 2006.
- [21] BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L.; Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995.