

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO: REMOÇÃO DE NITROGÊNIO POR PRECIPITAÇÃO ESTRUVITA

Wilza da Silva Lopes ¹
Gleydson Kleyton Moura Nery ²
Janiele França Nery ³

RESUMO

Lagoas de estabilização do tipo facultativas e de maturação, não promovem remoção significativa de nutrientes dos efluentes. Desse modo, a aplicação de tecnologias de tratamento complementar para remoção dos nutrientes, antes do lançamento nos corpos hídricos, são fundamentais para reduzir os impactos negativos causados pelo lançamento dos nutrientes, como por exemplo o processo de eutrofização dos corpos aquáticos. Sendo assim, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a remoção do nitrogênio amoniacal de efluentes de lagoa de estabilização por meio da precipitação química na forma de estruvita. Para isso, foram realizados experimentos em condições operacionais fixas de pH de 9,5, tempo de sedimentação de 15 min e rotação de 120 rpm, com variação do tempo reação, sendo estes de 0 min, 15 min, 30 min, 45 min, 90 min e 120 min. A avaliação da qualidade final do efluente foi observada em níveis de redução de nitrogênio amoniacal, além de cor e turbidez. Como resultado, foram obtidas remoções de até 28% para cor, 48% para turbidez e 38% para nitrogênio amoniacal. Portanto, o tempo de reação não se mostrou tão influente na remoção de material em suspensão e de nitrogênio amoniacal, na qual em 30 min se obteve as máximas remoções para as condições de teste. Os resultados podem ser melhorados se associados a proporção molar de fosfato/amônia/magnésio, para aumento da eficiência de remoção e recuperação, bem como aumento no tamanho dos cristais. A recuperação estruvita é uma alternativa viável do ponto de vista ambiental e econômico.

Palavras-chave: Nutrientes, Amônia, Fósforo, Magnésio, Processo anaeróbio.

¹ Pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido – INSA wilza.lopes@insa.gov.br;

² Pesquisador do Instituto Nacional do Semiárido – INSA gleydson.nery@insa.gov.br;

³ Pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido – INSA janiele.nery@insa.gov.br;

INTRODUÇÃO

Os processos anaeróbios de tratamento de esgoto são bastante empregados por apresentar diversas vantagens como baixa produção de lodo, baixo consumo de energia, produção de metano, tolerância a elevadas cargas orgânicas, dentre outros. No entanto, um dos fatores limitantes desses processos está na remoção insatisfatória de nutrientes (CHERNICHARO, 1997).

A aplicação de pós tratamento ao efluente antes de serem lançados nos corpos de água são fundamentais para promover a preservação do mesmo, evitando a eutrofização. Como o lançamento de esgotos não tratados ou com baixo nível de tratamento é um dos principais problemas da atualidade no âmbito da poluição hídrica, buscar alternativas de tratamento mais eficazes são necessários, uma vez que a remoção de nutrientes não é uma tarefa fácil e barata.

A precipitação pode ser empregada no processo de recuperação de nutrientes em diversos efluentes, tais como sobrenadante de digestão anaeróbia de lodo, efluentes industriais, efluentes de suinocultura, esgoto doméstico e os seus efluentes de tratamento biológico. Devido a fatores como a taxa de reação, simplicidade, sustentabilidade ambiental, além de benefícios econômicos, a precipitação pela formação de estruvita é uma alternativa bastante viável para remoção de nutrientes.

A precipitação ocorre a partir da reação dos íons de magnésio, nitrogênio e fósforo, formando um mineral conhecido como estruvita, Magnesium Ammonium Phosphate - MAP ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). O MAP pode ser utilizado como fertilizante uma vez que apresenta uma taxa de liberação de nutrientes lenta e eficaz na agricultura, o que possibilita a redução na frequência de aplicação de fertilizantes e ainda acompanha todo o período de crescimento das plantas. Isso faz com que essa técnica não seja apenas de remoção dos nutrientes, mas também da sua recuperação (BARROS et al., 2012; CASTRO, 2014).

Fatores como pH, condições de saturação, temperatura, presença de impurezas no meio podem influenciar na precipitação. Além do processo químico, também ocorre processos físicos, fase de nucleação e crescimento dos cristais. A nucleação é iniciada a partir da supersaturação, ou seja, quando a solução contém concentração de íons superior às condições de equilíbrio, ocorrendo à combinação e formação de pequenos cristais. Após essa etapa ocorre o crescimento dos cristais, isso devido ao processo de

aderência dos íons aos pequenos cristais, tornando-o maior. Esse processo físico ocorre de forma contínua até que um novo equilíbrio seja estabelecido (CASTRO, 2014).

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi reduzir o concentração de nitrogênio amoniacal de efluentes de lagoa de estabilização por precipitação química na forma de estruvita.

METODOLOGIA

O efluente utilizado na pesquisa foi proveniente do sistema de tratamento de esgoto do município de São Fernando no Rio Grande do Norte. O município de São Fernando situa-se na área geográfica do Semiárido Brasileiro, com área de 404.427 km², e uma população estimada para o ano de 2021 em 3.606 habitantes (IBGE, 2021). O sistema de tratamento de esgoto do município é composto por uma lagoa facultativa seguida por duas lagoas de maturação, sendo a coleta do efluente realizada na saída da última lagoa de maturação.

O experimento foi realizado na estação do Instituto Nacional do Semiárido – INSA, seguindo as etapas mostradas na Figura 1. Inicialmente realizou-se o ajuste do pH no efluente da lagoa de maturação para as condições do teste. Para isso foi utilizado a solução de hidróxido de sódio de 1 M, sendo posteriormente distribuídos em erlemmeyers. A etapa seguinte consistiu na mistura do efluente em mesa agitadora à 120 rpm, em diferentes condição de tempo de reação, sendo de 0 min, 15min, 30 min, 45 min, 90 min e 120 min. Após cada tempo de agitação, ocorreu a etapa de sedimentação e coleta do efluente para realização das análises. A Tabela 1 apresenta as condições operacionais utilizadas no teste.



Figura 1. Etapas experimentais para teste de remoção de amônia.

Tabela 1. Condições operacionais do experimento.

Condições operacionais	Valor
pH	9,5
Volume do efluente (mL)	100
Rotação (rpm)	120
Tempo de sedimentação (min)	15

Para avaliar e comparar a eficiência das condições do teste na qualidade final do efluente da lagoa de maturação foram realizadas análises no efluente no tempo zero (efluente da lagoa de maturação sem ser submetido ao teste) e para os demais efluente nos tempos de 15 a 120 min. As amostras coletadas foram submetidas às análises de turbidez, cor e nitrogênio amoniacal, todas seguindo os métodos preconizados pelo APHA (2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efluente da lagoa de maturação do município de São Fernando –RN, apresenta características que favorecem as condições para reúso, bem como a precipitação e formação da estruvita. Isso porque o sistema não introduz oxigênio (como ocorre na lagoas aeradas, por exemplo), fazendo com que o nitrogênio amoniacal não seja removida pelo processo de nitrificação. Além disso, a remoção de fósforo no sistema é baixa, na qual o pequeno percentual de fósforo removido no sistema é proveniente da sedimentação do material em suspensão, ou seja, grande parte do fósforo presente nas águas residuárias municipais encontra-se presente no efluente da lagoa de maturação. Algumas características do efluente da lagoa de maturação podem ser observadas na Tabela 2.

Tabela 2. Característica do efluente da lagoa de maturação do sistema de tratamento de esgoto municipal.

Parâmetros	Valor
pH	7,86
DQO (mg/L)	717,6

Nitrogênio amoniacal (mg/L)	102,16
Fósforo (mg/L)	32,48
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	935
Condutividade elétrica (mS/cm)	1,41
Turbidez (NTU)	270
Cor (uC)	3418
E. coli (NMP/100mL)	2,26E+05

A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos a partir do teste, com condições operacionais fixas de pH, rotação e tempo de sedimentação. Sob estas condições foi possível observar que houve redução nas concentrações dos parâmetros analisados nos diferentes tempos de agitação.

Tabela 3. Resultado da qualidade do efluente para as condições operacionais testadas.

Tempo	Cor (uC)	Turbidez (NTU)	Amônia (mg/L)
0	4070	296	102,16
15	4060	210,5	85,36
30	4235	188	63,76
45	3640	153,5	70,36
90	3955	184,5	73,93
120	2920	164	74,96

Com base na Tabela 3 é possível observar remoções de 28% para cor no tempo 120 min, 48% para turbidez em um tempo de agitação de 30 minutos e 38% para nitrogênio amoniacal em 15 min. De maneira geral, percebe-se que até 30 min foi possível se obter as remoções mais significativas para nitrogênio e turbidez, sendo que a partir desse tempo os valores permanecem próximos. Dessa forma, percebe-se que para essas condições e para esses parâmetros, a partir de 30 min o tempo não tem influência na remoção de material em suspensão e dos nutrientes.

Barros et al. (2012) tratando esgoto sintético em condições de pH de 9,5, rotação de 85 rpm, tempo de reação de 5 min e concentração inicial de fósforo de 100 mg/L obtiveram remoção de 40% no nitrogênio amoniacal. No entanto, os autores observaram

que ao aumentar a concentração de fósforo no efluente para 200 mg/L foi possível obter remoção de nitrogênio amoniacal de 78%.

Camargo et al. (2014) observaram a remoção de nutrientes com variação no pH de 9,5 até 12, sem adição de nenhum reagente. Segundo os autores o aumento do pH propiciou redução da amônia e do fósforo, sendo que a perda da amônia se deu pela volatilização e a do fósforo por precipitação. Isso porque em pH de 9,26 metade do nitrogênio amoniacal do meio está na forma de amônia, e em condições muito básicas a amônia vai sendo transformadas em gás amônia que pode escapar para atmosfera.

Dessa forma, percebe-se que apesar do pH ter bastante influência na remoção de nutrientes, o ajuste sob condições básicas mais baixa favorece remoção por precipitação e não por volatilização. Outro fator importante a ser considerado, é que para se otimizar e aumentar a remoção de amônia por precipitação estruvita, são necessárias concentrações satisfatórias de fósforo (na forma de fosfato) e de magnésio. Tal fato pode ter sido o que propiciou a baixa remoção de nitrogênio do efluente no presente estudo (38%).

Ping et al. (2016) apresentaram que em condições de proporção molar de Mg^{2+}/NH_4^+ de 1,8, e de PO_4^{3-}/NH_4^+ de 1,16 em pH de 10,41 proporcionou eficiências de remoção de 75,7% para amônia e 83,2% de fosfato.

Polat e Sayan (2019) avaliaram a precipitação dos cristais de estruvita pela reação de cloreto de magnésio hexa-hidratado e di-hidrogenofosfato de amônio usando diferentes concentrações de ácido cítrico como aditivo (100, 300 e 500ppm). Como resultado os autores demonstram que o ácido cítrico exerceu influência significativa na precipitação da estruvita e na morfologia do cristal, além do tamanho das partículas chegaram a 33,60 μ m com o aumento da concentração de ácido cítrico.

Desse modo, percebe-se que a proporção molar do Mg^{2+} : NH_4^+ : PO_4^{3-} são fundamentais não só para precipitação e recuperação do nutrientes do efluente, como também para crescimento dos cristais. Outro fator que deve ser ressaltado é com relação ao sólidos em suspensão, quando estes são removidos anteriormente pode favorecer o aumento na remoção de fósforo e também aumentar a qualidade dos cristais estruvitas formados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A remoção do nitrogênio amoniacal pelo processo físico-químico não se mostrou em níveis elevados para as condições operacionais do teste. No entanto, foi possível observar que o aumento do tempo de reação não se mostrou tão influente na remoção do material em suspensão e do nitrogênio, sendo o tempo de até 30 minutos suficientes para obtenção das máximas remoções de amônia e turbidez.

De maneira geral, a precipitação estruvita em efluentes tratados por processos anaeróbios, como o sistema aqui estudado, mostra-se uma alternativa viável para recuperação de nutrientes, sendo uma ferramenta importante para melhorar a qualidade do efluente e preservar a qualidade dos corpos aquáticos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq e ao MCTI pelo apoio financeiro feito por meio da concessão de bolsas aos pesquisadores, ao INSA pela disponibilização da estrutura laboratorial para desenvolvimento das análises.

REFERÊNCIAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, 23rd Edition. 2017.

BARROS, L. H. V.; SILVA, L. A. A. da; ARAÚJO, A. L. C.; Recuperação de fósforo de efluentes através da precipitação de estruvita – MAP. In: **Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação**, 2012, Tocantins. Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, 2012. p. 1-6.

CAMARGO, C. C.; GUIMARÃES, J. R.; TONETTI, A. L. Treatment of landfill leachate: Removal of ammonia by struvite formation. **Water SA**, V 40, N 3, P 491 – 494, 2014.

CASTRO, S. R.; Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes. Belo Horizonte: UFMG, 2014. Originalmente apresentada como **tese de doutorado**, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios** / Carlos Augusto de Lemos
Chernicharo – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –
UFMG, 1997, 246p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rn/sao-fernando.html>>. Acesso 13 de outubro de 2021.

PING, Q.; LI, Y.; WU, X.; YANG, L.; WANG, L. Characterization of morphology and component of struvite pellets crystallized from sludge dewatering liquor: Effects of total suspended solid and phosphate concentrations. **Journal of Hazardous Materials**, V 310, P 261 – 269, 2016.

POLAT, S. AND SAYAN, P. Application of response surface methodology with a Box–Behnken design for struvite precipitation. **Advanced Powder Technology**, V 30, P 2396 – 2407, 2019.