

**NITROGÊNIO E FÓSFORO DURANTE O TRATAMENTO ANAERÓBIO DE
EFLUENTES DE SUINOCULTURA**

ERLON LOPES PEREIRA¹; CLÁUDIO M. M. CAMPOS²; CRISTINE S. NEVES³;
FABRÍCIO MOTERANI⁴; DANIEL COELHO FERREIRA⁵

RESUMO

Os requerimentos nutricionais para os fatores de crescimento microbiano são compostos por energia, carbono, nitrogênio, fósforo, micronutriente e fatores orgânicos de crescimento como vitaminas, aminoácidos, pirimidinas entre outros. A escassez de algum destes nutrientes pode comprometer todo o desenvolvimento do processo biológico de tratamento. O sistema piloto de tratamento de efluentes utilizado neste experimento foi composto por diversas unidades dispostas em série, como caixa de retenção de sólidos (CRS), peneira estática (PE), leito de drenagem, tanque de acidificação e equalização (TAE), reator anaeróbio compartimentado (RAC), reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) e decantador final (DF). Para o monitoramento do sistema foram coletadas amostras compostas de seis pontos e realizadas análises físico-químicas. Através das concentrações de nitrogênio e fósforo encontradas, concluí-se que o efluente de suinocultura apresenta nutrientes suficientes para o desenvolvimento da biomassa sem a necessidade de acréscimo de fertilizantes.

Palavras-chave: Peletização; controle de poluição; macronutrientes, reatores anaeróbios

INTRODUÇÃO

Como a composição exata das células microbianas é raramente conhecida, Chernicharo (2007) relata que os requisitos de nutrientes são determinados com base em uma constituição empírica na qual a fórmula aproximada para a fração orgânica dos microrganismos é $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ com composição de nitrogênio de 12 a 13% do peso da biomassa e fósforo de 2 a 3%. Baseando-se nesta composição da célula bacteriana, pode-se determinar a proporção entre o requerimento de carbono, nitrogênio e fósforo, sendo estas C:N = 30 e N:P = 5. Desta forma o fornecimento de nutrientes necessários e em quantidade suficiente é essencial para a eficiência do tratamento biológico de águas residuárias, em virtude na falta de qualquer nutriente que os microrganismos não serão capazes de realizar suas reações sintetizantes.

O nitrogênio é requerido para a síntese de proteínas e ácidos nucléicos e, se insuficiente no meio, não será possível remover a matéria orgânica de forma satisfatória devido a não geração do material celular necessário. O nitrogênio nas águas ocorre como compostos orgânicos e inorgânicos. O nitrogênio amoniacal é a soma do NH_3 e do NH_4^+ , que estão presentes no líquido, fazendo parte da constituição dos sólidos suspensos e dissolvidos, os quais podem sofrer alterações em função do pH e da temperatura (GRADY & LIM, 1980).

Algumas formas de nitrogênio podem ser utilizadas por microrganismos de maneira autotrófica ou heterotrófica. A *Escherichia coli*, muito comum em sistemas de tratamento de esgotos, utiliza o nitrogênio de forma heterotrófica, quebrando proteínas, peptonas e aminoácidos e de forma autotrófica, utilizando a amônia para obter o nitrogênio necessário, todavia esta bactéria não possui a capacidade de assimilação de nitrato (GRADY & LIM, 1980).

O fósforo se apresenta no meio líquido na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico e também faz parte dos sólidos suspensos e dissolvidos. O fósforo é um elemento indispensável para o crescimento de algas e um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2006).

¹ Dept. de Engenharia – UFLA, erlonlopes@gmail.com

² Dept. de Engenharia – UFLA, cmmcampos@gmail.com

³ Dept. de Engenharia – UFLA, crisnevesmg@yahoo.com.br

⁴ Dept. de Engenharia/Hidráulica e Saneamento- USP, fabricio.moterani@gmail.com

⁵ Dept. de Engenharia – UFLA, faraell@gmail.com

Segundo Chenicharo (2007), a digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

Visto o exposto, este trabalho objetivou conhecer o comportamento do fósforo e nitrogênio durante o tratamento anaeróbio do efluente de suinocultura e após determinar a relação nutricional DQO:N:P.

MATERIAL E MÉTODOS

Instalação experimental

Neste trabalho, em escala piloto, utilizou-se, como critério para a sequência de apresentação das unidades de tratamento, o caminho percorrido pelo efluente desde a sua geração na suinocultura até sua reutilização e/ou disposição final.

Sistema de tratamento de efluentes

Os dejetos provenientes das pocilgas do Setor de Suinocultura da Universidade Federal de Lavras foram levados ao sistema de tratamento, por gravidade, até a caixa de areia, por meio de tubos de 200 mm de diâmetro. No percurso foram utilizadas seis caixas de passagem de efluente para manutenção e vistoria.

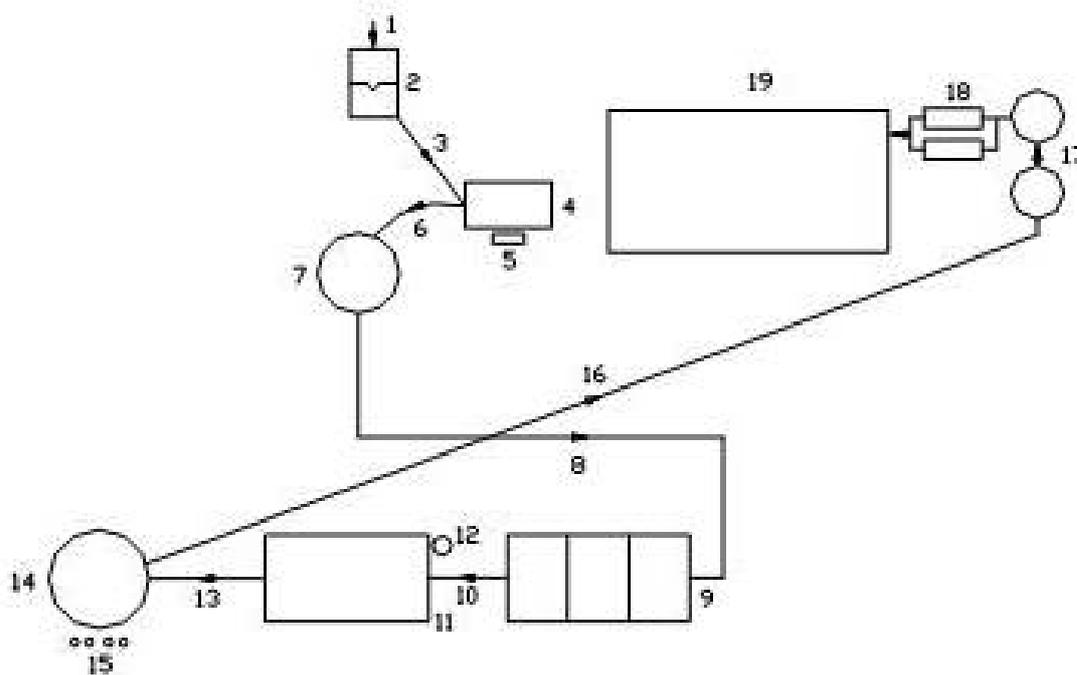


Figura 1 - *Layout* do sistema de tratamento com suas respectivas unidades de tratamento

A Figura 1 mostra o esquema do sistema de tratamento de tratamento, utilizado no presente estudo, onde: 1 - tubulação de PVC de condução do efluente a caixa de areia; 2 - caixa de areia com o medidor de vazão de Thompson; 3 - tubulação de abastecimento da dorna (tanque de acidificação e equalização – TAE); 4 - peneira estática; 5 - motor de bombeamento do efluente da peneira para o TAE; 6 - tubulação da peneira ao TAE; 7 - tanque de acidificação e equalização do efluente; 8 - bombeamento do efluente peneirado até o reator anaeróbio compartimentado (RAC); 9 - reator anaeróbio compartimentado de 6.082 litros; 10 - saída do efluente do RAC para

o reator de manta de lodo (UASB);11 - reator anaeróbico de manta de lodo de (UASB) de 3.815 litros;12 - equalizador de gás;13 - saída do efluente do UASB para o reservatório de 3.000 litros;14 - reservatório de 3.000 litros;15 - representa o gasômetro e queimador de gás;16 - tubulação de recalque da caixa de 3.000 litros para os reservatórios de 1.000 litros próximos ao cabeçal de controle;17 - reservatórios de 1.000 litros;18 - sistema esterilização do efluente por luz ultravioleta e19 - representa a casa de vegetação.

O processo e a frequência de amostragem do efluente, as análises físico-químicas realizadas e metodologia utilizada nas análises físico-químicas utilizadas encontram-se descritas em Pereira et. al. (2009) e Pereira et al. (2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a pesquisa, os valores médios de nitrogênio decresceram nas unidades preliminares e primárias e até mesmo no reator anaeróbico compartimentado, atingindo um valor mínimo de $65,91 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 2). Este fato pode ser justificado pela quebra e consumo de proteínas e aminoácidos por microrganismos nestas unidades de tratamento e pela presença de bactérias como *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*. Segundo Stensel et al (1993), citado por Sousa (1996), as bactérias do gênero *Pseudomonas* (*P. fluorescens* e *P. aeruginosa*), são facultativas heterotróficas e são capazes de realizar a desnitrificação utilizando o oxigênio ligado ao nitrito, nitrato e sulfato quando da oxidação anaeróbica de moléculas orgânicas, contribuindo assim para a remoção do nitrato (GRADY & LIM, 1980).

O valor de nitrogênio total kjeldahl (NTK-soma do nitrogênio orgânico e amoniacal) no efluente do RAC se eleva posteriormente e gradativamente no UASB e no decantador final, atingindo valor máximo de $76,6 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 2). Isso pode ser justificado por mudanças fisiológicas dos microrganismos (fungos e bactérias) presentes nos reatores, ou ainda, por estabelecimento de novas populações microbianas, como citado por Santos (2006). Estes valores não atendem a resolução CONAMA 357/05 no que diz respeito à concentração máxima de lançamento de nitrogênio em corpos d'água que é de 20 mg L^{-1} . Segundo Chernicharo (2007), este problema é uma das desvantagens do reator UASB, sendo necessária a realização de pós tratamento.

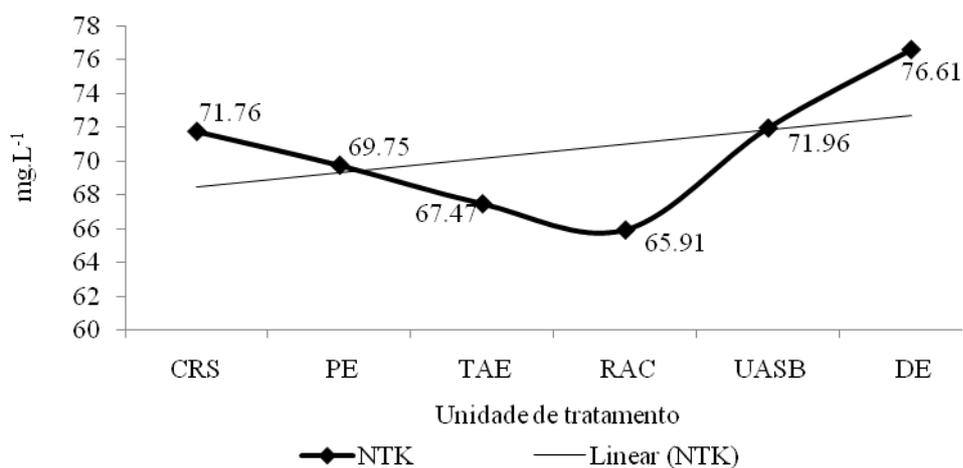


Figura 2 - Concentração média de NTK durante o tratamento.

Segundo Van Haandel & Letinga (1994) a digestão anaeróbica degrada o material orgânico, mas, alguns constituintes importantes presentes no efluente como nutrientes e patógenos, não são afetados de maneira significativa pelo tratamento anaeróbico, principalmente no que se refere à remoção efetiva de nitrogênio e fósforo.

O acúmulo de fósforo em uma determinada unidade de tratamento ocorre normalmente por meio do processo de quebra de proteínas ou ainda devido a morte de células antigas.

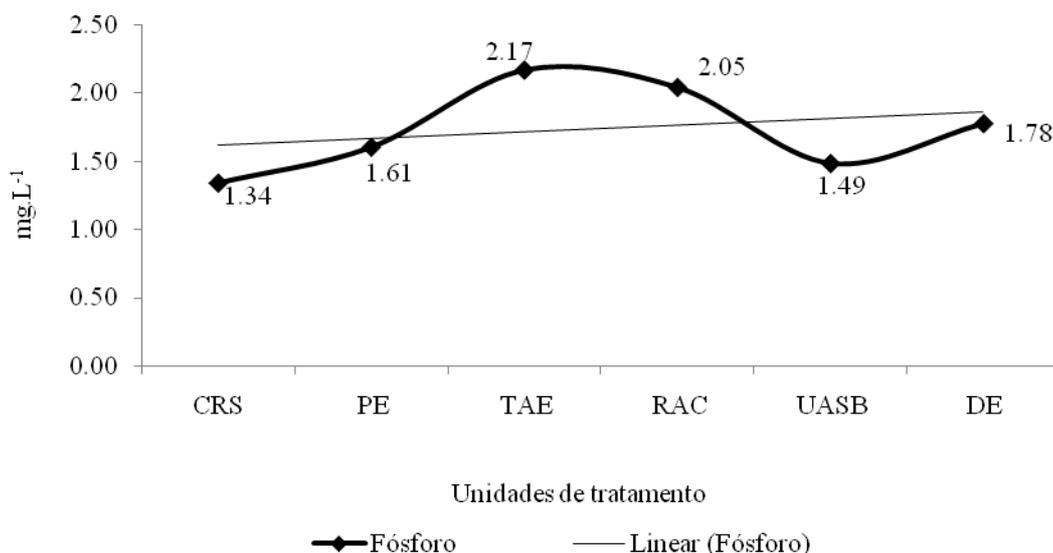


Figura 3 - Variação da concentração média de fósforo nas unidades de tratamento

Após o TAE nota-se o decréscimo de fósforo total no RAC e UASB, significando a utilização e a decomposição deste elemento nas unidades de tratamento secundário, podendo ser utilizado na proliferação de microrganismos. Segundo Grady & Lim (1980) o fósforo é utilizado para a síntese de ácidos nucleicos, fosfolípidios e são componentes essenciais na transferência de energia. Verificou-se que a concentração de fósforo total do efluente, após passar pelos reatores biológicos e decantador final, não atende as exigências ambientais, apresentando-se concentração cerca de 12 vezes maior que o recomendado, que é de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ para o lançamento em águas doces de Classe 3 (CONAMA, 2005).

As concentrações de fósforo total verificada neste estudo encontram-se acima das observadas por Lourenço (2006), analisando águas residuárias da suinocultura em um sistema de bancada composto por TAE, UASB e lagoa aerada facultativa. Costa (2007) trabalhando com águas residuárias da suinocultura em escala piloto encontrou valores médios de fósforo no sistema de $1,35 \text{ mg L}^{-1}$, próximos aos encontrados neste experimento ($1,75 \text{ mg L}^{-1}$).

O requerimento de fósforo para formação da biomassa pode ser estimado como 1/5 a 1/7 do requerimento de nitrogênio na base de massa, ou seja, uma proporção de 5:1 a 7:1 de nitrogênio em relação ao fósforo (Chernicharo, 2007). Verificou-se uma relação N:P de 40:1, indicando, portanto, uma quantidade de fósforo muito abaixo do esperado. Segundo Von Sperling (2006), é necessário um balanço adequado entre carbono, nitrogênio e fósforo (C:N:P) no esgoto para o desenvolvimento dos microrganismos e, em termos de DBO, esta deve apresentar aproximadamente valores de 100:5:1.

Os requisitos de nitrogênio se baseiam na composição química de cada célula microbiana e a suplementação de nutrientes se baseia na DQO, no qual baixos valores da relação DQO e nitrogênio podem influenciar na produção de metano da unidade ou sistema em estudo (Chernicharo, 2007).

Para a relação DQO:N:P foi encontrada valores médios de 5.957:40:1 e 1.492:40:1 para DQO total e filtrada, respectivamente. Pereira et al. (2010) encontrou valores médios para esta relação de 2.811:336:1. Segundo Letinga et al (1996) as relações DQO:N:P, predizendo que os nutrientes do esgoto estejam na forma disponíveis para as bactérias, determinam as características da microbiota da unidade em estudo. Valores próximos de 1.000:5:1 remete a biomassa com baixo coeficiente de produção celular, como na degradação de ácidos orgânicos voláteis, e, valores próximos de 350:5:1 refere-se a biomassa com elevado coeficiente de produção celular, como na degradação de carboidratos.

Chernicharo (2007) sugere para a maioria dos despejos tratados com reatores anaeróbios, uma relação DQO:N:P de 300 a 500:5:1.

A eficiência na remoção de nutrientes como NTK e fósforo total foi insatisfatória, uma vez que foram obtidos valores -6,8% e -32,5%, respectivamente. Campos et al (2006) obtiveram eficiências de remoção de NTK e fósforo total da ordem de 41,7% e 36,6%, respectivamente, operando um sistema de tratamento de efluentes em escala laboratorial, composto por TAE, UASB e lagoa aerada facultativa., alimentado em fluxo contínuo com efluente líquido de suinocultura, com concentração média de sólidos totais igual a 2.490 mg.L⁻¹. Salienta-se que no experimento supracitado o nitrogênio, obteve maior eficiência de remoção na lagoa aerada facultativa e, no caso do fósforo, as maiores eficiências de remoção foram encontradas no reator UASB.

CONCLUSÃO

Neste experimento foi encontrada uma relação de valores médios de 40:1 de nitrogênio em relação ao fósforo.

A eficiência na remoção de nutrientes como nitrogênio (NTK) e fósforo total, foi insatisfatória obtendo valores negativos de -6,8% e -32,5%. Tal resultado foi observado, devido o processo anaeróbio não possuir condições químicas e biológicas para processos de nitrificação, desnitrificação e biofosfatação.

Com os resultados de eficiência negativa, conclui-se que o processo anaeróbio auxiliou na disponibilidade de nitrogênio e fósforo para o meio ao contrário do processo aeróbio que promoveria a remoção dos mesmos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Revista Ciência e Agrotecnologia**. n.1, p.140-147. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. 359 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Brasília. Resolução nº 357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 mar. 2005.

COSTA, C. C. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAC-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação, em feijão-vagem cultivado em ambiente protegido**. Tese de Doutorado em Engenharia de Água e Solo – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 2007 p.173.

GRADY, C. P. L. ; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment – Theory and Applications**. New York, Marcel Dekker Inc., 1980, p. 963.

LETTINGA, G. *et al.* Use of the upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v.22, p. 699-734. 1996.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 129 p. 2006.

XIX CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA
27 de setembro a 01 de outubro de 2010

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C.M.M., MONTERANI, F. Effects of pH, acidity and alkalinity on the microbiota activity of an anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating pig manure effluents. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. n.3, p. 157-168. 2009.

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C.M.M., MONTERANI, F. **Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura**. *Ambi-Água*, Taubaté. n1, p 79-88. 2010.

SÁ, I. M. B. **Biotratamento de efluente de uma indústria de laticínios por ação de fungos decompositores**. Fortaleza. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, 83 p. 1997.

SANTOS, E. M. A. *et al.* Influência do Tempo de Detenção Hidráulica em um sistema UASB seguido de um Reator Biológico com Fungos para tratar efluentes de indústria de Castanha de Cajú. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental.**, n° 1, p. 39-45. 2006.

SOUSA, J. T. **Pós tratamento de efluente de reator anaeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. São Paulo, Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 258 p. 1996.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, PB, 1994.

VON SPERLING, M., **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, 2006 p.452.