

II-411 - PROPRIEDADES FÍSICAS DO LODO GRANULAR AERÓBIO: ASPECTOS IMPORTANTES PARA SUA APLICAÇÃO DO TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

João Paulo Bassin⁽¹⁾

Professor Doutor na Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE - Programa de Engenharia Química, Rio de Janeiro, Brasil.

Kalina Lúcia de S. Duarte⁽²⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutoranda em Engenharia Civil na COPPE/UFRJ.

Robson C. Costa⁽³⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestrando em Engenharia Civil na COPPE/UFRJ.

Cyntia Ely⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Mestre em Ciências Ambientais (UDESC). Doutoranda em Engenharia Química na COPPE/UFRJ.

Claudio Fernando Mahler⁽⁵⁾

Professor Doutor na Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE - Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, Brasil.

Endereço⁽¹⁾: Av. Pedro Calmon, s/n, Cidade Universitária, Rio de Janeiro/RJ – CEP: 21941-596 - Brasil - Tel: (21) 3938-8347- e-mail: jbassin@peq.coppe.ufrj.br

RESUMO

A granulação aeróbia é uma tecnologia relativamente nova e bastante promissora para o tratamento de efluentes. Os grânulos aeróbios são agregados microbianos auto-imobilizados, compactos e densos, características que permitem excelente capacidade de sedimentação e, conseqüentemente, alta concentração de biomassa dentro do reator e um efluente final com uma boa qualidade. Porém, a instabilidade e a desintegração dos grânulos são fenômenos comuns em reator com lodo granular aeróbio. Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar as propriedades físicas dos grânulos e relacioná-las com a eficiência na remoção biológica da matéria orgânica e nutrientes do efluente sintético simulando um esgoto sanitário. Os resultados indicaram grânulos com excelentes propriedades físicas, apresentando biomassa compacta e estável durante todo período de operação do reator, o que possibilitou boa remoção de nitrogênio, fósforo, DQO e baixa concentração de sólidos no efluente final.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Efluentes, Lodo Granular Aeróbio, Remoção de Nutrientes, Instabilidade dos Grânulos.

INTRODUÇÃO

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma tecnologia relativamente nova no tratamento biológico de águas residuárias. A granulação é um processo de auto-imobilização no qual os micro-organismos se aglomeram e se desenvolvem em grânulos compactos e densos (Nor-Anuar et al. 2012). A formação do LGA envolve etapas de interação físico-química ou bioquímica, atração microbiana induzida por substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e atuação de forças de cisalhamento hidrodinâmico (Zhu et al. 2013).

A tecnologia do lodo granular tem atraído atenção crescente entre pesquisadores e engenheiros, tendo em vista que são sistemas sustentáveis e economicamente viáveis. O lodo granular aeróbio é normalmente formado diretamente a partir do lodo ativado, porém, a tecnologia do LGA supera algumas das limitações dos sistemas convencionais. Enquanto nas estações de tratamento de lodo ativado de remoção de nutrientes envolvem a instalação de várias unidades de operações sequenciais, exigindo grandes áreas para a implantação de sistemas em escala real, no lodo granular aeróbio a remoção de nitrogênio e fósforo ocorre em um único reator. Isso é possível pois as condições necessárias para nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo estão presentes em diferentes camadas dos grânulos (Chen et al. 2011; Coma et al. 2012; Di Bella and Torregrossa 2013).

Ainda em comparação com o lodo ativado convencional, o lodo granular oferece várias vantagens, incluindo uma estrutura microbiana mais densa e forte, excelente capacidade de sedimentação, maior concentração de biomassa e capacidade de suportar cargas de choque (Song et al. 2010), grânulos com elevado diâmetro, excelente capacidade de nitrificação e desnitrificação de forma simultânea (Wei et al. 2012) e ainda efluente final com uma boa qualidade (Zhao et al. 2014).

No entanto, manter uma biomassa estável e com grânulos de tamanhos adequados e com boa sedimentabilidade são fundamentais para conseguir obter boas eficiências no tratamento de efluentes e ainda garantir uma operação do reator por tempo prolongado. Apesar de ser uma tecnologia promissora, que apresenta inúmeras vantagens, como já destacado, a operação de reatores a longo prazo com grânulos aeróbios é um grande desafio, devido à instabilidade estrutural da biomassa (Lee 2010). Um dos principais mecanismos correspondentes à perda de estabilidade de grânulos aeróbios é o crescimento de organismos filamentosos (Lee et al. 2010). O crescimento de filamentos tem sido comumente observado em reatores de granulação aeróbia (Tay, Liu, and Liu 2001; McSwain BS, Irvine RL 2004; Schwarzenbeck, Borges, and Wilderer 2005; Yu Liu and Liu 2006; C. Wan et al. 2014; Figueroa et al. 2015; Moura et al. 2018).

A alta taxa de crescimento das algumas bactérias leva à proliferação de micro-organismos filamentosos causando um aumento rápido no tamanho dos grânulos, estrutura solta e baixa densidade. O crescimento excessivo de bactérias filamentosas pode ainda levar à grânulos de baixa densidade e, conseqüentemente, com baixa sedimentação que podem ser facilmente levados para fora do reator (*washout*), causando perda de lodo, portanto, é uma das principais causas de falha do reator (Liu e Liu 2006). Assim, o tamanho dos grânulos, é um parâmetro importante para as características físicas da biomassa, afeta a eficiência de remoção dos poluentes.

Conforme reportado por Dahalan et al. (2015), o aumento do tamanho dos grânulos ao longo do processo de granulação está relacionado com as condições operacionais do reator, como carga de substrato, oxigênio dissolvido, tempo de sedimentação e tensão de cisalhamento, sendo necessário o controle de todos esses parâmetros para a manutenção da biomassa granular. Segundo Bassin et al. (2019), o tamanho do grânulo influencia nas etapas da remoção biológica de nitrogênio, isto é, nitrificação e desnitrificação. A presença de partículas de maior diâmetro leva à diminuição da taxa máxima de nitrificação específica. Isto, possivelmente está relacionado à redução da zona aeróbia dos grânulos (Cyzdik-kwiatkowska et al., 2014). Por outro lado, grânulos menores propiciam maior eficiência de redução de amônio pela nitrificação, devido a redução da camada anaeróbia Bassin (2011b). Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as propriedades físicas dos grânulos e relacioná-las com a eficiência na remoção biológica da matéria orgânica e nutrientes de efluente sintético.

MATERIAIS E MÉTODOS

Configuração experimental

O sistema experimental foi instalado nas dependências do Laboratório de Controle de Poluição das Águas (LABPOL), do Programa de Engenharia Química da COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). O LGA dessa pesquisa foi cultivado por 60 dias em um reator em batelada sequencial (RBS), com diâmetro interno de 6 cm e altura de 160 cm, à temperatura ambiente (20 - 27 °C) (Figura 1). O reator foi operado por meio de um controlador usado para comandar as fases do ciclo operacional de 3 horas, período durante o qual o reator era submetido as fases de adição do afluente através do leito da biomassa sedimentada em condições anaeróbias durante 60 minutos; 111 min de aeração; 4 min de sedimentação; e 5 min de retirada do efluente tratado. O volume útil de trabalho foi de 2,5 L e troca volumétrica de 60%, resultando em um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 5 h.

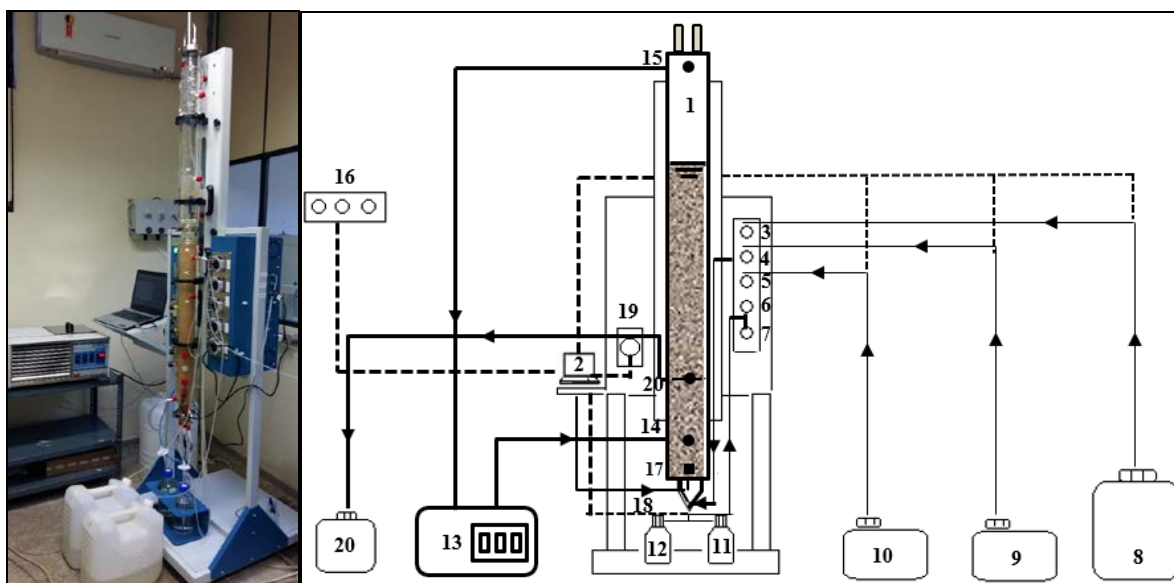


Figura 1: Representação esquemática do RBS. 1 – Reator; 2 – computador (sistema de controle); 3 – bomba de alimentação (meio A); 4 – bomba de alimentação (meio B); 5 - bomba de alimentação (água de abastecimento); 6 – bomba (ácido); 7 – bomba (base); 8 – bombona com água de abastecimento; 9 – recipiente com o meio A; 10 – recipiente com o meio B; 11 – solução de ácido (HCl – 1M); 12 – solução base (NaOH – 1M); 13 – controlador de temperatura; 14 – entrada de água na camisa do reator para o controle de temperatura; 15 – saída de água na camisa do reator para o controle de temperatura; 16 – ar comprimido; 17 – difusor de ar; 18 – entrada do afluente; 19 – bomba de descarte; 20 - descarte do efluente tratado

Composição do substrato e carga orgânica

O afluente consistiu em um meio sintético, preparado em dois recipientes (soluções A e B) (Bassin et al., 2012). A composição da solução A era composta por $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, CaCl_2 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e KCl ; já a solução B continha NH_4Cl , KH_2PO_4 , K_2HPO_4 (Tabela 1). Em cada ciclo operacional, o reator era alimentado com 1,5 L de afluente, sendo dosados com 0,250 L de cada meio, juntamente com 1 L de água da torneira, com o objetivo de obter, no afluente, demanda química de oxigênio (DQO), amônia e fosfato de 400 mg/L, 50 mgNH_4^+/L e 15 $\text{mgP-PO}_4^{3-}/\text{L}$, respectivamente.

Tabela 1: Composição da água residuária preparada em laboratório e utilizada neste estudo.

Componentes	Concentração (mg/L)
$\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	864
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	74,2
CaCl_2	60,7
KCl	29,2
NH_4Cl	190,8
K_2HPO_4	61,3
KH_2PO_4	23,9

Adicionou-se também uma solução de micronutrientes (0,8 mL/L) ao efluente sintético, cuja composição está detalhada na tabela 2.

Tabela 2: Composição da solução de micronutrientes no efluente sintético

Componentes	Concentração (mg/L)
MnCl ₂	2,68
CoCl ₂	4,61
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	0,86
CuSO ₄	0,84
ZnSO ₄	10,3
FeSO ₄	2,27
CaCl ₂	10,2
EDTA	41,7

Métodos analíticos

O índice volumétrico de lodo (IVL) foi determinado pelo método de IVL dinâmico proposto por Schwarzenbeck et al. (2004), que é uma versão modificada do índice volumétrico descrita no American Public Health Association (2005); a densidade dos grânulos foi avaliada pelo método do picnômetro, conforme descrito por Winkler et al. (2012a). Para determinar a distribuição de tamanho do LGA, uma amostra do licor misto era retirada do reator durante a fase de aeração, da parte superior e inferior do mesmo, para garantir uma amostra homogênea, sendo então submetida à análise de imagem (Imagem J, versão 1.51j). As velocidades teóricas de sedimentação foram calculadas considerando os valores de densidade e os diâmetros médios dos grânulos conforme Winkler et al. (2012b). Para partículas com números de Reynolds menores ou iguais a 1, utilizou-se a lei de Stokes (Equação 1). Para partículas com números de Reynolds no intervalo $1 < Re_p < 10^3$, a velocidade de sedimentação foi calculada por meio do coeficiente de resistência (Equação 2) e, portanto, resolvendo a equação da velocidade de sedimentação estacionária de uma única partícula esférica (Equação 3).

$$v_s = \left(\frac{g}{18}\right) \cdot \left(\frac{\rho_p - \rho_w}{\rho_w}\right) \cdot \left(\frac{d_p^2}{\nu_w}\right) \quad \text{Equação 1}$$

$$c_w(Re_p) = \left(\frac{24}{Re_p}\right) + \left(\frac{4}{\sqrt{Re_p}}\right) + 0,34 \quad \text{Equação 2}$$

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} d_p \cdot \frac{\rho_p - \rho_w}{\rho_w} \cdot g \cdot \frac{1}{c_w(Re_p)}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

v_s = velocidade de sedimentação de uma única partícula (m/s)

d_p = diâmetro da partícula (m)

ρ_d = densidade da partícula (kg/m³)

ρ_w = densidade do fluido (kg/m³)

g = constante gravitacional 9,81 (m/s²)

ν_w = viscosidade cinemática da água (m/s²)

$c_w(Re_p)$ = coeficiente de resistividade

Re_p = número de Reynolds das partículas

A concentração de amônio (NH₄⁺-N) foi determinada por meio do reagente de Nessler (APHA, 1992). Já o fosfato (PO₄³⁻-P) foi determinada pelo método espectrofotométrico do ácido molibdo vanadofosfórico e a demanda química de oxigênio (DQO) foi analisada segundo o método colorimétrico 5220 (APHA, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Propriedades físicas dos grânulos aeróbios

Distribuição do diâmetro e densidade dos grânulos

O tamanho e a esfericidade das partículas são parâmetros importantes do lodo granular aeróbio, uma vez que apresentam influência significativa na velocidade de sedimentação, no transporte de massa (Ni & Yu, 2010; Long et al., 2014), na estabilidade dos grânulos (Yuan et al. 2017) e na remoção de nitrogênio (Matsumoto et al. 2010; Val Del Río et al. 2013). Assim, é fundamental a manutenção do tamanho dessas partículas para assegurar um desempenho prolongado e estável do reator. Podemos observar grânulos com aspecto regular e boa esfericidade, fator que favorece uma ótima distribuição das zonas aeróbias e anaeróbias, proporcionando boa remoção dos poluentes.

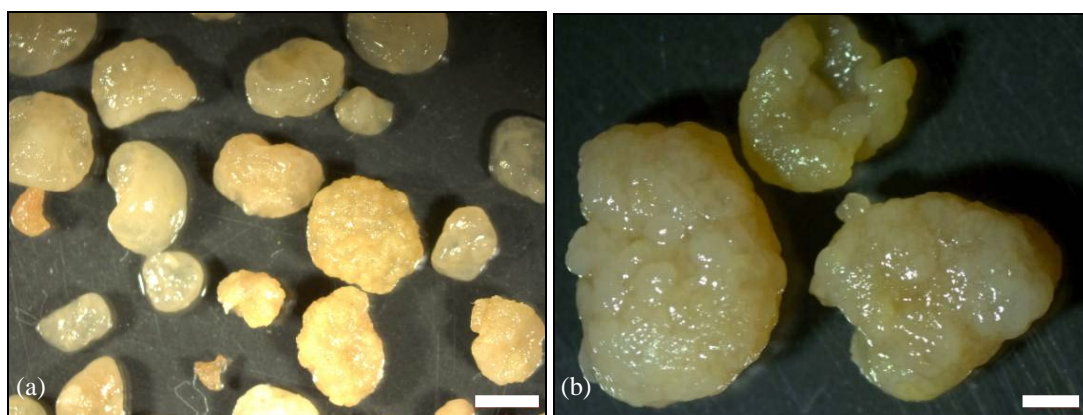


Figura 2: Imagem microscópica de grânulos extraídos do reator durante a fase de aeração. As barras de escala indicam 2000 μm (a) e 1000 μm em (b).

A distribuição dos tamanhos de grânulos apresentada na Figura 3(a) mostra que o diâmetro das partículas variou de 0,2 a 4,0 mm, no entanto, mais de 60% da biomassa total era composta por grânulos com tamanho entre 0,2 - 2,0 mm. O diâmetro médio dos grânulos alcançou valores que variaram entre 1,1 e 1,7 mm. No 15º dia, a biomassa apresentou maior uniformidade, com um percentual de 30% para grânulos com 0,2 - 1,0 mm; 37% para 1,0 - 2,0 mm e 25% para grânulos entre 2,0 a 3,0 mm.

A densidade dos grânulos influencia a retenção de biomassa no reator e, consequentemente, no bom desempenho na remoção de poluentes. Conforme pode ser visto na Figura 3(b), a biomassa apresentou elevada densidade e variou entre 1023 a 1029 g.L^{-1} , mantendo-se praticamente constante ao longo da operação.

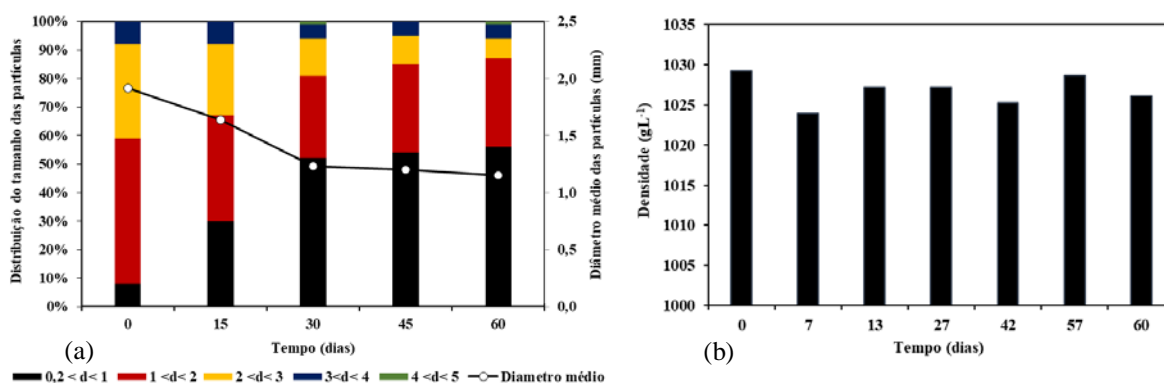


Figura 3: Distribuição do tamanho dos grânulos e diâmetro médio das partículas (a) e densidade da biomassa (b).

Velocidade de sedimentação e índice volumétrico de lodo

A velocidade de sedimentação e o índice volumétrico do lodo granular são parâmetros importantes que se relacionam com a capacidade de retenção da biomassa e com a separação sólido-líquido no reator. Segundo Show et al. (2012), os grânulos podem sedimentar com uma velocidade que varia de 25 a 70 mh^{-1} , que são significativamente mais elevadas que a dos flocos de lodo ativado, que sedimentam com velocidades na faixa de 7 a 10 mh^{-1} . Como mostra a Figura 4(a), a velocidade dos grânulos foi superior a 45 mh^{-1} durante todo período de operação, indicando uma biomassa com excelente sedimentabilidade, fato também comprovado através do índice volumétrico de lodo, Figura 4(b), que mostra o IVL_5 (sedimentação em 5 min), variando entre 37 a 55 mLg^{-1} durante o período de monitoramento. Como característica do LGA, o IVL_5 foi similar ao IVL_{30} (sedimentação em 30 min).

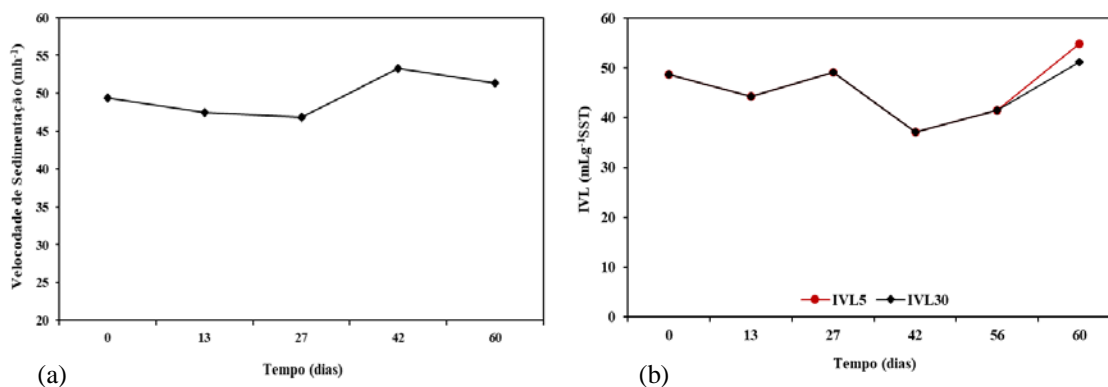


Figura 4: Velocidade de sedimentação das partículas (a) e Índice volumétrico de lodo (IVL_5 e IVL_{30}) (b).

Desempenho do reator na remoção de matéria orgânica e nutrientes

As excelentes propriedades do lodo granular aeróbio em termos de velocidade de sedimentação e IVL proporcionam altas concentrações de biomassa no reator. Estas características garantem efluentes com baixas concentrações de poluentes, em termos de matéria orgânica carbonácea e nutrientes.

A Figura 5 mostra o desempenho do reator em termos de remoção de matéria orgânica. A DQO no afluente nos primeiros 7 dias de operação do reator foi de aproximadamente 300 mgL^{-1} . No 16º dia, a DQO afluente aumentou para 400 mgL^{-1} , mantendo-se praticamente constante até o final da operação. Porém, pequenos desvios desse valor podem ser observados, e isso deve-se à preparação do meio sintético ou provocado pela degradação do afluente no recipiente de armazenamento. A remoção de DQO foi excelente durante todo o período de operação do reator, com valores que variaram de 90 a 100% de eficiência, com concentração máxima de 38 mgL^{-1} de DQO no efluente final no 58º dia. Nos dias 28 e 44, a remoção de matéria orgânica alcançou um valor de eficiência de remoção em torno de 100%. Vale ressaltar que, durante todo o período experimental, praticamente toda a matéria orgânica foi removida na fase anaeróbia, o que contribuiu com a estabilidade do lodo granular.

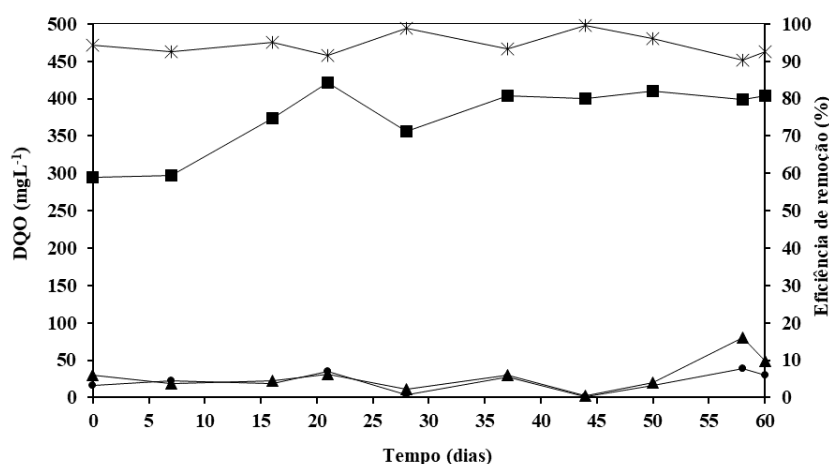


Figura 5: DQO no afluente (▲), ao final da alimentação anaeróbia (■) e no efluente (●) e eficiência de remoção (*).

A Figura 6 ilustra os perfis de concentração de amônio e fósforo. Alta eficiência de remoção de amônio foi alcançada durante todo o período de operação, com eficiência em torno de 100% nos dias 37 e 60. A máxima concentração de amônio no efluente final foi de 3 mg NH_4^+ -N/L para o dia 7, valor bem abaixo do permitido pela legislação brasileira para lançamento de amônia, que limita a concentração máxima desse parâmetro em 20 mg NH_4^+ -N/L no efluente (CONAMA nº 430, 2011). Durante todo experimento, o tamanho médio dos grânulos não ultrapassou 2 mm, isso garantiu uma menor camada anaeróbia, fato que pode ter facilitado a remoção de amônio, haja vista que a eficiência de remoção de nitrogênio está relacionada também com o diâmetro médio dos grânulos, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação.

A quantidade de fosfato liberado no líquido na fase anaeróbia variou de 22 a 47 mg PO_4^{3-} -P/L. O consumo de fósforo durante a fase de aeração alcançou valores de aproximadamente 90% nos dias 28, 37 e 50. As menores remoções de fosfato ocorreram nos dias 1, 52 e 60, com eficiência de 61, 62 e 58%, respectivamente.

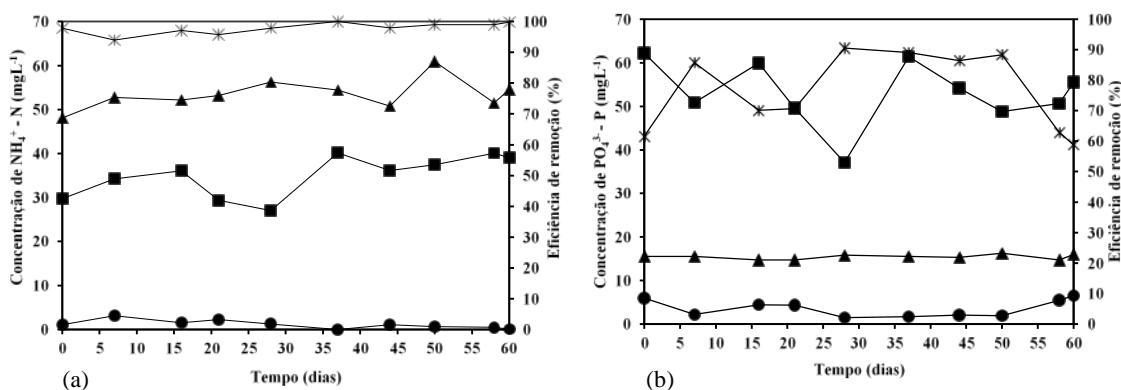


Figura 6: Concentrações de amônio (a) e fósforo (b) no afluente (▲), ao final da alimentação anaeróbia (■), no efluente (●) e eficiência de (*).

CONCLUSÃO

Conforme os resultados obtidos neste estudo, conclui-se que durante todo o período de monitoramento do reator não foi observado a presença de bactérias filamentosas na estrutura granular e nem desintegração das partículas.

Os grânulos apresentaram excelentes propriedades físicas, com uma biomassa compacta e estável durante todo período de operação do reator. Estes resultados favoreceram o desempenho satisfatório no tratamento, propiciando boa remoção de nitrogênio, fósforo, DQO e baixa concentração de sólidos no efluente final.

Portanto, o controle das condições de operação e o tamanho das partículas do lodo granular aeróbio foram fundamentais na manutenção da estabilidade da biomassa e, consequentemente, na eficiência de remoção dos contaminantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. American Public Health Association. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21 st. ed. Mary Ann H. Franson Andrew D. Eaton.
2. Bassin, J. P., 2011b, *Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio)*. In: DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G.L., BASSIN, J.P (Org.) Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Editora Interciência.
3. Bassin, J. P., R. Kleerebezem, M. Dezotti, and M. C M van Loosdrecht. 2012. Simultaneous Nitrogen and Phosphate Removal in Aerobic Granular Sludge Reactors Operated at Different Temperatures. *Water Research* 46(12): 3805–16.
4. Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., Dezotti, M. 2019. Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*. 230, 168–182
5. Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Wojnowska-Baryla, I. 2014. Cycle length and COD/N ratio determine properties of aerobic granules treating high-nitrogen wastewater. *Bioproc. Biosyst. Eng.* 17, 1305–1313.
6. Di Bella, Gaetano, and Michele Torregrossa. 2013. Simultaneous Nitrogen and Organic Carbon Removal in Aerobic Granular Sludge Reactors Operated with High Dissolved Oxygen Concentration. *Bioresource Technology* 142: 706–13.
7. Chen, Fang yuan, Yong Qiang Liu, Joo Hwa Tay, and Ping Ning. 2011. Operational Strategies for Nitrogen Removal in Granular Sequencing Batch Reactor. *Journal of Hazardous Materials* 189(1–2): 342–48.
8. Coma, M. et al. 2012. Enhancing Aerobic Granulation for Biological Nutrient Removal from Domestic Wastewater. *Bioresource Technology* 103(1): 101–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.014>.
9. Dahalan, Farrah Aini et al. 2015. 'A Proposed Aerobic Granules Size Development Scheme for Aerobic Granulation Process'. *Bioresource Technology* 181: 291–96.
10. Figueroa, M. et al. 2015. 'Filamentous Bacteria Existence in Aerobic Granular Reactors'. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 38(5): 841–51.
11. Lee, Duu Jong et al. 2010. Advances in Aerobic Granule Formation and Granule Stability in the Course of Storage and Reactor Operation. *Biotechnology Advances* 28(6): 919–34.
12. Liu, Yu, and Qi Shan Liu. 2006. Causes and Control of Filamentous Growth in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *Biotechnology Advances* 24(1): 115–27.
13. Long, Bei et al. 2014. The Stability of Aerobic Granular Sludge Treating Municipal Sludge Deep Dewatering Filtrate in a Bench Scale Sequencing Batch Reactor. *Bioresource Technology* 169: 244–50.
14. McSwain BS, Irvine RL, Wilderer PA. 2004. Causes and Control of Filamentous Growth in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *Water Sci Technol* 49: 19–25.
15. Moura, L. L. et al. 2018. Strategies to Re-Establish Stable Granulation after Filamentous Outgrowth: Insights from Lab-Scale Experiments. *Process Safety and Environmental Protection* 117: 606–15.
16. Ni, Bing-Jie, and Han-Qing Yu. 2010. Mathematical Modeling of Aerobic Granular Sludge: A Review. *Biotechnology Advances* 28(6): 895–909.
17. Nor-Anuar, A. et al. 2012. Strength Characteristics of Aerobic Granular Sludge. *Water Science and Technology* 65(2): 309–16.
18. SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P.A. 2004. Aerobic Granular Sludge in an SBR-System Treating Wastewater Rich in Particulate Matter. *Water Science & Technology* 49: 41–46.
19. Schwarzenbeck, N., J. M. Borges, and P. A. Wilderer. 2005. Treatment of Dairy Effluents in an Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology* 66(6): 711–18.
20. Song, Zhiwei et al. 2010. Effect of Seed Sludge on Characteristics and Microbial Community of Aerobic Granular Sludge. *Journal of Environmental Sciences* 22(9): 1312–18.
21. Tay, J. H., Q. S. Liu, and Y. Liu. 2001. The Effects of Shear Force on the Formation, Structure and Metabolism of Aerobic Granules *Applied Microbiology and Biotechnology* 57(1–2): 227–33.
22. Val Del Río, A. et al. 2013. Stability of Aerobic Granular Biomass Treating the Effluent from a Seafood Industry. *International Journal of Environmental Research* 7(2): 265–76.

23. Wan, Chunli et al. 2014. Formation of Filamentous Aerobic Granules: Role of PH and Mechanism. *Applied Microbiology and Biotechnology* 98(19): 8389–97.
24. Wei, Yanjie, Min Ji, Ruying Li, and Feifei Qin. 2012. Organic and Nitrogen Removal from Landfill Leachate in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *Waste Management* 32(3): 448–55.
25. Winkler, M. K H et al. 2012a. Temperature and Salt Effects on Settling Velocity in Granular Sludge Technology. *Water Research* 46(16): 5445–51.
26. 2012b. Temperature and Salt Effects on Settling Velocity in Granular Sludge Technology. *Water Research* 46(16): 5445–51.
27. Yuan, Shasha et al. 2017. Disintegration of Aerobic Granules during Prolonged Operation. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*
28. Zhao, Xia, Zhonglin Chen, Jimin Shen, and Xiaochun Wang. 2014. Performance of Aerobic Granular Sludge in Different Bioreactors. *Environmental Technology* 35(8): 938–44.
29. Zheng, Yu Ming, Han Qing Yu, Shuang Jiang Liu, and Xing Zhong Liu. 2006. Formation and Instability of Aerobic Granules under High Organic Loading Conditions. *Chemosphere* 63(10): 1791–1800.
30. Zhu, Liang et al. 2013. The Stability of Aerobic Granular Sludge under 4-Chloroaniline Shock in a Sequential Air-Lift Bioreactor (SABR). *Bioresource Technology* 140: 126–30.