

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

**João Paulo Bassin<sup>(1)</sup>**

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

**Kalina Lígia de S. Duarte<sup>(2)</sup>**

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<sup>(3)</sup>**

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

**Cyntia Ely<sup>(4)</sup>**

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<sup>(5)</sup>**

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

**Endereço<sup>(1)</sup>:** 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](mailto: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, consequentemente, 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).

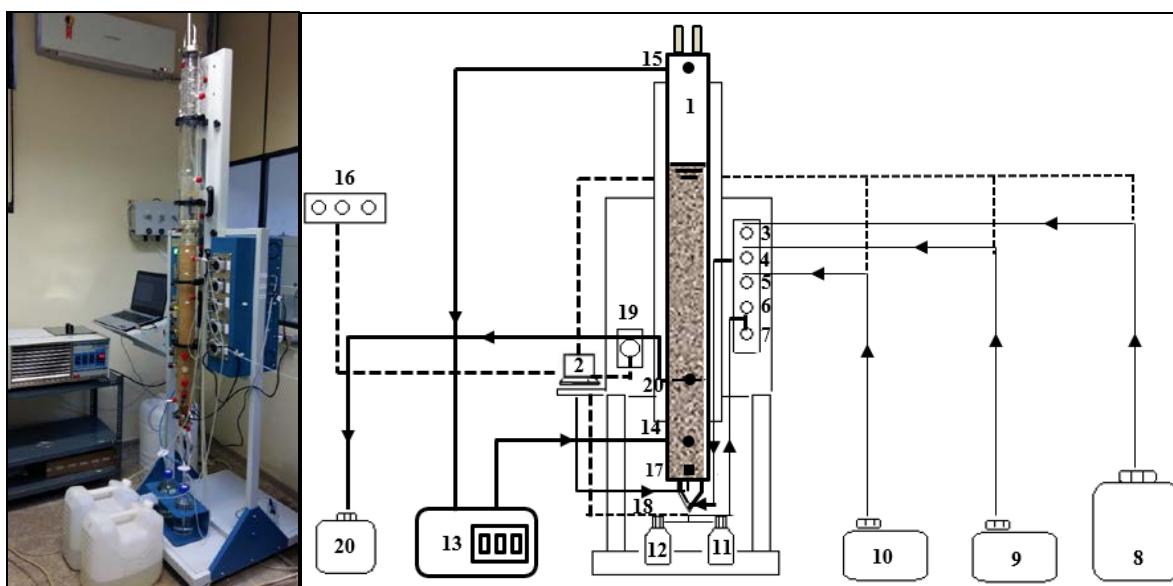
A alta taxa de crescimento das algumas bactérias leva à proliferação de micro-organismos filamentosos causando um aumento rápido no tamanho dos grânulos, estrutura solta e baixa densidade. O crescimento excessivo de bactérias filamentosas pode ainda levar à grânulos de baixa densidade e, consequentemente, 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 influência 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 (Cydzik-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  $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{KCl}$ ; já a solução B continha  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  (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 mg $\text{NH}_4^+$ /L e 15 mgP- $\text{PO}_4^{3-}$ /L, respectivamente.

**Tabela 1: Composição da água resíduária 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
$\text{CaCl}_2$	60,7
$\text{KCl}$	29,2
$\text{NH}_4\text{Cl}$	190,8
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	61,3
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	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 <sub>2</sub>	2,68
CoCl <sub>2</sub>	4,61
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub>	0,86
CuSO <sub>4</sub>	0,84
ZnSO <sub>4</sub>	10,3
FeSO <sub>4</sub>	2,27
CaCl <sub>2</sub>	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 picômetro, 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 (Imagen 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).

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

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

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

Onde:

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

$d_p$  = diâmetro da partícula (m)

$\rho_d$  = densidade da partícula (kg/m<sup>3</sup>)

$\rho_w$  = densidade do fluido (kg/m<sup>3</sup>)

$g$  = constante gravitacional 9,81 (m/s<sup>2</sup>)

$vw$  = viscosidade cinemática da água (m/s<sup>2</sup>)

$cw(Re_p)$  = coeficiente de resistividade

$Re_p$  = número de Reynolds das partículas

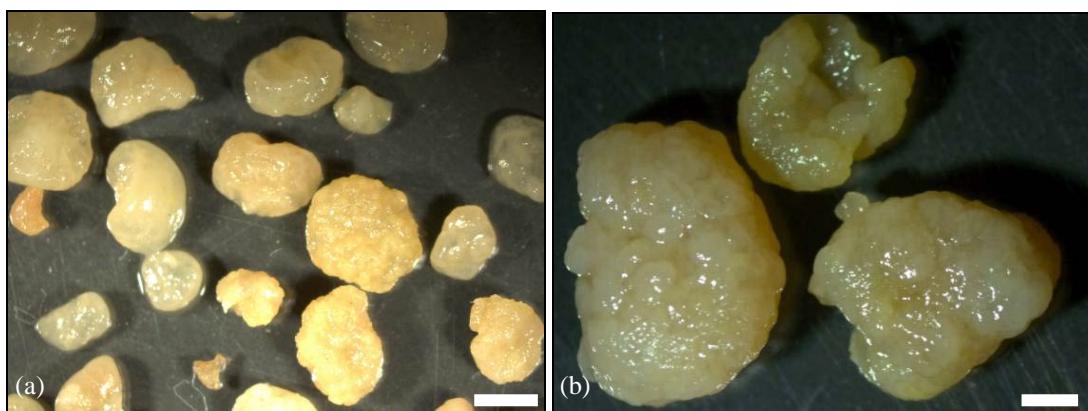
A concentração de amônio ( $NH_4^+$ -N) foi determinada por meio do reagente de Nessler (APHA, 1992). Já o fosfato ( $PO_4^{3-}$ -P) foi determinada pelo método espectrofotométrico do ácido molibdovanadofosfórico e a demanda química de oxigênio (DQO) foi analisada segundo o método colorimétrico 5220 (APHA, 2005).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Propriedades físicas dos grânulos aeróbios

#### Distribuição do diâmetro e densidade dos grânulos

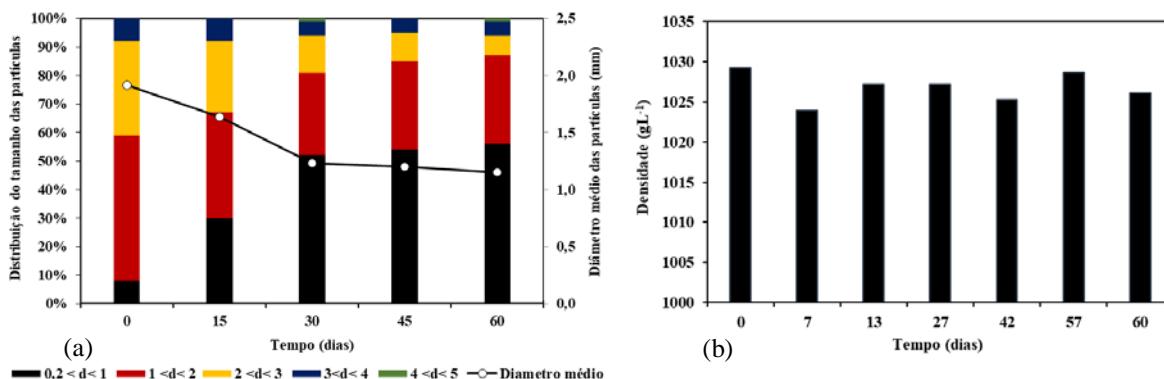
O tamanho e a esfericidade das partículas são parâmetros importantes do lodo granular aeróbio, uma vez que apresentam influência significativa na velocidade de sedimentação, no transporte de massa (Ni & Yu, 2010; Long et al., 2014), na estabilidade dos grânulos (Yuan et al. 2017) e na remoção de nitrogênio (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.

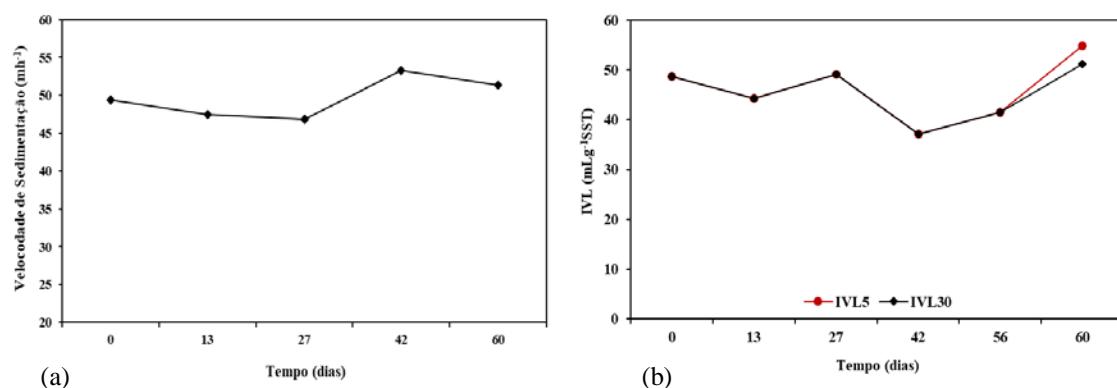
A densidade dos grânulos influencia a retenção de biomassa no reator e, consequentemente, no bom desempenho na remoção de poluentes. Conforme pode ser visto na Figura 3(b), a biomassa apresentou elevada densidade e variou entre 1023 a 1029 gL<sup>-1</sup>, mantendo-se praticamente constante ao longo 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  $\text{mh}^{-1}$ , que são significativamente mais elevadas que a dos flocos de lodo ativado, que sedimentam com velocidades na faixa de 7 a 10  $\text{mh}^{-1}$ . Como mostra a Figura 4(a), a velocidade dos grânulos foi superior a 45  $\text{mh}^{-1}$  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  $\text{IVL}_5$  (sedimentação em 5 min), variando entre 37 a 55  $\text{mLg}^{-1}$  durante o período de monitoramento. Como característica do LGA, o  $\text{IVL}_5$  foi similar ao  $\text{IVL}_{30}$  (sedimentação em 30 min).

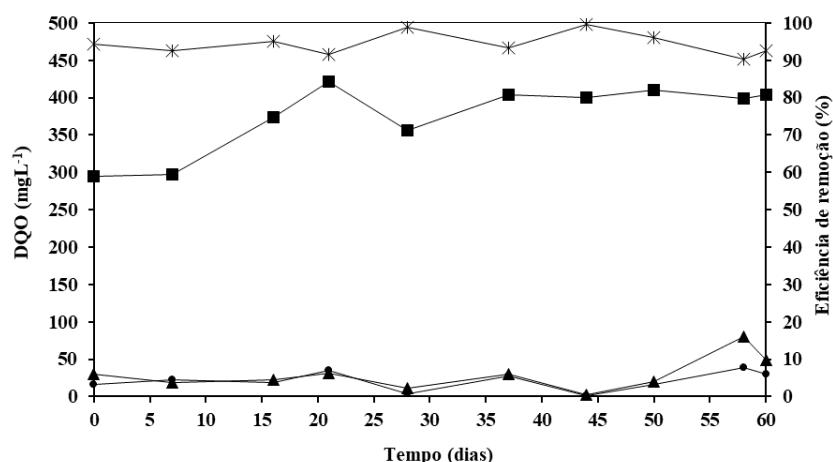


**Figura 4:** Velocidade de sedimentação das partículas (a) e Índice volumétrico de lodo ( $\text{IVL}_5$  e  $\text{IVL}_{30}$ ) (b).

## 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.

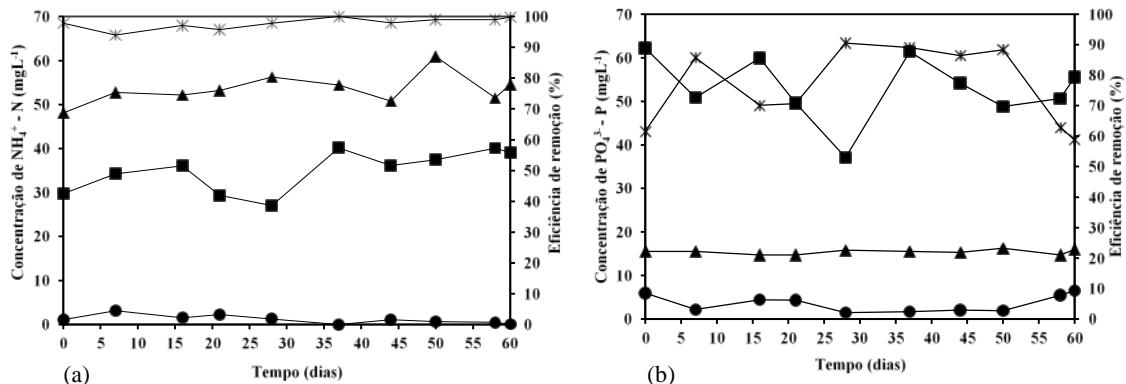
A Figura 5 mostra o desempenho do reator em termos de remoção de matéria orgânica. A DQO no afluente nos primeiros 7 dias de operação do reator foi de aproximadamente  $300 \text{ mgL}^{-1}$ . No 16º dia, a DQO afluente aumentou para  $400 \text{ mgL}^{-1}$ , mantendo-se praticamente constante até o 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  $38 \text{ mgL}^{-1}$  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 contribui 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<sub>4</sub><sup>+</sup>-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<sub>4</sub><sup>+</sup>-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<sub>4</sub><sup>3-</sup>-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 esfluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Editora Interciêncie.
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.