

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## DESENVOLVIMENTO DE LODO GRANULAR AERÓBIO E AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS) A PARTIR DE DOIS INÓCULOS DISTINTOS

\* Ana Clara Rezende Gomes <sup>1</sup>  
Edgard Henrique Oliveira Dias <sup>1</sup>  
Renata de Oliveira Pereira <sup>1</sup>

### DEVELOPMENT OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE AND EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF SEQUENCING BATCH REACTOR (SBR) USING TWO DIFFERENT TYPES OF INOCULA

Recibido el 25 de junio de 2019; Aceptado el 13 de enero de 2021

#### Abstract

*This work aimed at monitoring the formation of aerobic granular sludge in a SBR prototype and at evaluating its performance. The SBR was operated in two different phases (A and B), both fed with real domestic sewage and operated with 6-h cycles, but using different types of inocula: biological sludge from an extended aeration activated sludge system (in Phase A) and biological sludge from a conventional activated sludge system (in Phase B). During Phase A, the SBR was operated over 21 consecutive days, and presented the following mean removal efficiencies: 73% for turbidity; 85% for COD; 88% for TSS; and 42% for ammoniacal nitrogen. During Phase B, the SBR was operated over 20 consecutive days and presented the following mean removal efficiencies: 86% for turbidity; 80% for COD; and 88% for TSS. No removal of ammoniacal nitrogen was observed in Phase B. In both Phases, granules with sizes between 1 and 2 mm were formed, although maturity of granules was not achieved. In Phase A, sedimentation velocities  $\geq 5.8$  m/h were observed, whereas in Phase B, with higher amount of granules, settling velocities of approximately 17.4 m/h were noted. Results indicate that biological sludge from both conventional activated sludge and extended aeration activated sludge systems may be good inocula options for the formation of granular sludge in SBR systems.*

**Keywords:** *biological treatment, domestic wastewater, granule, removal efficiency.*

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, s/n, Cidade Universitária, Juiz de Fora, Minas Gerais. 36036-900. Brasil.

Email: [ana.rezende@engenharia.uff.br](mailto:ana.rezende@engenharia.uff.br)

## Resumo

O objetivo deste trabalho foi acompanhar o processo de granulação aeróbia em um reator em bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada e avaliar seu desempenho durante duas etapas. Em ambas as etapas o RBS foi operado com ciclos operacionais de 6h e alimentado com esgoto doméstico real. No entanto, foram utilizados dois inóculos distintos: lodo biológico de sistema de lodos ativados com aeração prolongada na Etapa A; e lodo biológico de sistema de lodos ativados convencional na Etapa B. Na Etapa A, o RBS foi operado ao longo de 21 dias consecutivos e apresentou eficiências médias de remoção de 73% para turbidez, 85% para DQO, 88% para SST e 42% para nitrogênio amoniacal. Na Etapa B, por sua vez, operou-se o RBS por 20 dias consecutivos e observou-se as seguintes eficiências médias de remoção: 86% para turbidez; 80% para DQO; e 88% para SST. Não foi observada remoção de nitrogênio amoniacal na Etapa B. Em ambas as etapas houve formação de grânulos com tamanhos entre 1 e 2 mm, apesar de a maturidade dos grânulos não ter sido alcançada. Na Etapa A, velocidades de sedimentação  $\geq 5.8$  m/h foram observadas, enquanto na Etapa B, com maior quantidade de grânulos formada, velocidades de sedimentação de aproximadamente 17.4 m/h foram registradas. Os resultados indicam que o lodo biológico tanto de sistemas de lodos ativados convencionais quanto de sistemas de lodos ativados com aeração prolongada podem ser boas opções de inóculo para a formação de lodo granular em RBS.

**Palavras chave:** eficiência de remoção, esgoto doméstico, grânulo, tratamento biológico.

## Introdução

Ao longo dos anos, o aumento populacional, juntamente com a expansão industrial, tem causado uma demanda cada vez maior por recursos naturais, especialmente os recursos hídricos. Este crescimento desordenado, aliado à falta de infraestrutura, traz consequências negativas para a sociedade.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), 83.5% dos brasileiros têm acesso a serviços de abastecimento com água tratada e 52.4% da população possuem coleta de esgoto (SNIS, 2019). Ou seja, milhões de brasileiros ainda não recebem água tratada e quase metade da população não possui rede coletora de esgoto. Além disso, de todo o esgoto gerado, apenas 46.0% são tratados (SNIS, 2019). Tais informações são preocupantes, visto que a ausência ou precariedade do serviço de coleta e tratamento de esgotos domésticos estão diretamente ligados a problemas de saúde pública (Teixeira e Pungirum, 2005).

Com relação ao tratamento de esgotos, os lodos ativados compõem uma técnica difundida globalmente que possui algumas derivações, dentre as quais uma tem sido recentemente estudada com o intuito de promover a remoção de matéria orgânica e nutrientes: o desenvolvimento de lodo granular aeróbio (Bassin *et al.*, 2012). Uma das características mais relevantes dos grânulos aeróbios é a velocidade de sedimentação, que é mais elevada que a dos flocos convencionais (Bassin, 2011). Desta forma, a separação entre a biomassa e o efluente tratado é bastante eficiente, proporcionando um sobrenadante clarificado e com poucos sólidos em suspensão, isso tudo aliado a uma baixa demanda de área. Em seu estudo, por exemplo,

Jungles (2011) obteve grânulos com velocidade de sedimentação entre 11 m/h e 15 m/h. Já Rollemberg *et al.* (2020) reportaram uma velocidade mínima de sedimentação de 10 m/h.

De acordo com de Kreuk *et al.* (2005), os grânulos aeróbios são entendidos como “agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas condições de cisalhamento hidrodinâmico e que sedimentam significativamente mais rápido que os flocos de lodos ativados”. Também podem ser considerados como “miniecosistemas”, compostos por população microbiana mista, que pode ser manipulada, através de condições operacionais específicas, de forma que os micro-organismos dominantes desejados sejam selecionados. Segundo Rollemberg *et al.* (2020), existem cinco grupos em que os principais micro-organismos atuantes no lodo granular podem ser classificados: organismos acumuladores de fosfato (*polyphosphate-accumulating organisms* – PAO); organismos acumuladores de glicogênio (*glycogen-accumulating organisms* – GAO); organismos heterotróficos ordinários (*ordinary heterotrophic organisms* – OHO); organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários (*denitrifying ordinary heterotrophic organisms* – DOHO); e bactérias nitrificantes.

Os grânulos aeróbios maduros, com uma estrutura compacta, possuem tamanho variando entre 0.5 e 2.0 mm e, devido a esta compactação, apresentam uma limitação da difusão de oxigênio em seu interior. Por consequência, zonas aeróbias (camadas externas), anóxicas e anaeróbias (camadas internas) podem existir concomitantemente nos grânulos (Li *et al.*, 2005). Dessa forma, é possível que haja remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo. Tais grânulos são formados a partir do lodo usado para inoculação do sistema, geralmente proveniente de lodos ativados, em que os flocos biológicos possuem diâmetro de 50 a 500  $\mu\text{m}$  (von Sperling, 2011).

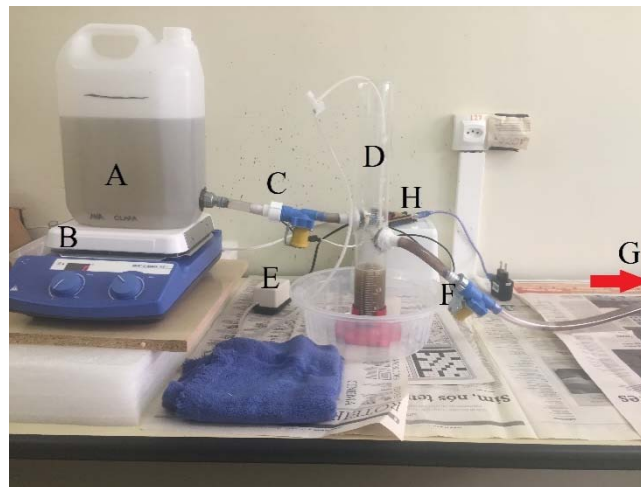
Segundo Liu e Tay (2004), o processo de formação de grânulos ocorre em condições controladas e é influenciado por diversos parâmetros operacionais como: tempo de sedimentação dos grânulos em RBS; estratégia de alimentação; concentração de oxigênio dissolvido; intensidade de aeração; tempo de ciclo; relação altura/diâmetro do reator; composição/concentração do substrato; temperatura e pH. Ou seja, para que haja a formação de grânulos aeróbios, é necessário haver uma combinação de condições favoráveis previamente estabelecidas.

Devido às vantagens com relação à retenção de partículas, simplicidade e flexibilidade de operação, a granulação aeróbia é geralmente desenvolvida em reatores em bateladas sequenciais (RBS). Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento de lodo granular aeróbio em um sistema RBS em escala de bancada operado com esgoto doméstico real e inoculado com lodos biológicos diferentes (Etapa A: lodos ativados convencional; Etapa B: lodos ativados com aeração prolongada), bem como avaliar a performance do sistema nos dois cenários estudados.

## Metodologia

### Reator em bateladas sequenciais (RBS)

O sistema do reator em bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada utilizado foi desenvolvido por Pereira (2016). Porém, sofreu modificações e ajustes para a realização do presente trabalho. A Figura 1 apresenta o RBS utilizado com detalhamento de seus componentes.



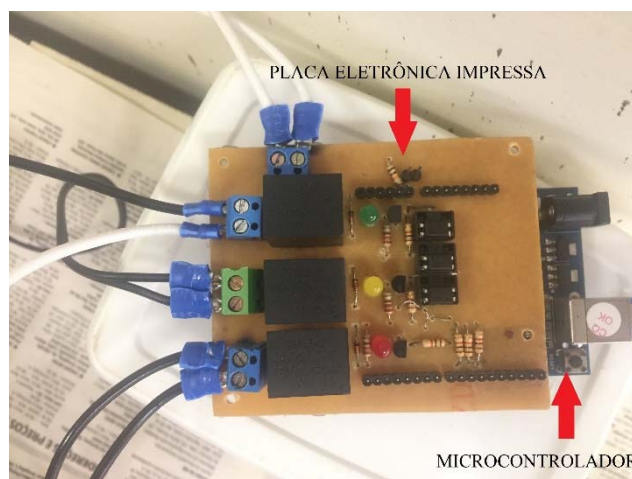
**Figura 1.** Reator em bateladas sequenciais (RBS) de bancada: galão de 5.0 L de armazenamento de esgoto (A); agitador magnético (B); sistema de entrada, com mangueiras de ½” de diâmetro e válvula solenoide automatizada (C); reator de bancada (proveta de 0.5 L adaptada) (D); compressor de ar (bomba de aquário) (E); sistema de saída, com mangueiras de ½” de diâmetro e válvula solenoide automatizada (F); galão de 5.0 L de armazenamento de efluente tratado (G); circuito controlador (H).

O RBS possui formato de coluna, fabricado em vidro borossilicato com as seguintes dimensões: 37.9 cm de altura e 4.7 cm de diâmetro interno. A altura útil adotada foi de 29.0 cm, correspondendo a um volume útil de aproximadamente 0.5 L e a uma relação altura/diâmetro (H/D) do reator igual a 6.2. O estudo de Rocktäschel *et al.* (2013) reportou uma relação H/D igual a 9.0, a qual proporcionou uma boa estabilidade aos grânulos, sendo esta relação H/D próxima à relação utilizada no presente estudo. Segundo Beun *et al.* (1999), elevadas relações H/D são vantajosas, pois promovem uma trajetória vertical de sedimentação mais extensa, favorecendo a seleção dos grânulos no reator através da velocidade de sedimentação.

A aeração foi feita através de um compressor (marca Panther – Modelo Panther 20 L), através do bombeamento de ar para o interior do reator por pedra porosa, localizada ao fundo do reator. A utilização da pedra porosa teve por objetivo a criação de uma coluna de pequenas bolhas, proporcionando a mistura da biomassa no meio líquido, além da oxigenação do sistema. A

presença de válvula reguladora no sistema de aeração proporcionou o controle da vazão de ar no sistema.

O funcionamento do sistema foi automatizado através de um circuito eletrônico composto por duas parcelas, sendo uma digital e uma analógica. A parte digital era composta por um microcontrolador (marca Arduino – Modelo UNO R3), responsável por controlar a duração de cada fase do ciclo operacional do reator, o acionamento e desligamento das válvulas de enchimento/descarte e do compressor de ar. Este microcontrolador era alimentado através de um adaptador conectado à rede elétrica, que convertia a tensão de 127V, com corrente alternada, para uma tensão de 5V, com corrente contínua. Já a parte analógica era responsável por fazer a conversão contrária, para que o sinal enviado pelo microcontrolador fosse passado para as válvulas e o compressor, acionando-os, uma vez que estes funcionam apenas com tensões de 127V e corrente alternada. Este circuito analógico era constituído por uma placa de circuito impresso, que continha 3 lâmpadas de LED, verde, amarela e vermelha, para indicar as fases de enchimento, aeração e descarte, respectivamente. A placa eletrônica e o microcontrolador ficavam acoplados, através de pinos, onde o microcontrolador ficava por baixo, como demonstrado na Figura 2.



**Figura 2.** Placa eletrônica de circuito impresso acoplada em microcontrolador.

### Operação do RBS

A condução dos experimentos foi realizada no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). O desempenho do reator em bateladas sequenciais (RBS) de bancada foi acompanhado, utilizando como substrato esgoto doméstico real. O processo de desenvolvimento do lodo granular aeróbio foi dividido em duas etapas (A e B), com 3 semanas

de duração cada, sendo que para cada etapa foram mantidas as mesmas condições operacionais do RBS, com exceção do lodo utilizado como inóculo: na Etapa A, o RBS foi operado por 21 dias consecutivos (15/03/2017 – 05/04/2017), utilizando como inóculo lodo biológico de um sistema de lodos ativados com aeração prolongada tratando efluentes domésticos; na Etapa B, o RBS foi operado por 20 dias consecutivos (26/04/2017 – 16/05/2017), sendo o inóculo proveniente de um sistema convencional de lodos ativados também tratando esgoto doméstico.

Em ambas as etapas, utilizaram-se aproximadamente 160 mL de inóculo e foram executados 4 ciclos diários com duração de 6 horas cada. Cada ciclo de operação era composto por 4 fases (enchimento estático, aeração, sedimentação e descarte do efluente tratado), conforme detalhado na Tabela 1.

**Tabela 1.** Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo do RBS.

Fases de operação	Duração (min)
Enchimento estático (sem aeração ou agitação)	23
Aeração	311
Sedimentação	3
Descarte do efluente tratado	23
Total	360

A utilização de ciclos com duração de 6 h foi baseada no intervalo de tempos de ciclo (3 a 6 h) mais aplicados na operação de reatores em bateladas sequenciais, de acordo com Bassin (2011). O tempo de sedimentação (3 min) foi adotado conforme estudos realizados por Qin *et al.* (2004), que obtiveram sucesso no cultivo e na predominância de grânulos quando os reatores foram submetidos a tempos de sedimentação inferiores a 5 min.

A primeira fase, de enchimento, tinha a duração de 23 minutos, na qual eram introduzidos no reator, a uma altura de 17.5 cm da base, 250 mL de afluente, a uma vazão aproximada de 11 mL/min. Logo após o enchimento do reator, começava a segunda fase, de aeração, com duração de 311 minutos, etapa na qual ocorria o tratamento biológico. Em seguida, na terceira fase, o sistema permanecia estático (sem aeração ou agitação) por um período de 3 minutos, a fim de possibilitar a sedimentação do lodo biológico do reator (i.e., velocidade de sedimentação mínima de 5.8 m/h). Por fim, dava-se início à quarta fase, de descarte do efluente tratado (250 mL), feito a uma altura de 14.5 cm da base do reator, com duração de 23 minutos. Desta forma, o percentual de troca volumétrica ( $V_{\text{enchimento}}/V_{\text{reator}}$ , i.e., volume de 250 mL de esgoto afluente introduzido no sistema em cada ciclo dividido pelo volume de 500 mL do reator) do sistema era de 50%.

### Monitoramento do sistema

Os parâmetros de controle do sistema oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T) e pH foram monitorados diariamente, com exceção de fins de semana e dias 21 de março, 04 de abril e 04 de maio.

Temperatura e OD foram medidos no interior do reator ao longo do experimento, enquanto o pH do afluente e efluente foram medidos no interior de seus respectivos galões de armazenamento. Não foi possível a medição da intensidade de aeração em decorrência da simplicidade do equipamento utilizado (bomba de aquário).

Com a finalidade de monitorar o desempenho do sistema, análises de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e turbidez foram realizadas em amostras do esgoto bruto afluente e do efluente tratado, três vezes por semana (às segundas, quartas e sextas-feiras), enquanto análises de sólidos suspensos totais (SST) do esgoto bruto afluente e do efluente tratado foram realizadas semanalmente. Análises de SST e de sólidos suspensos voláteis (SSV) do lodo foram feitas no primeiro dia (lodo de inoculação) e último dia (lodo granular) de cada etapa.

Adicionalmente, a altura do lodo sedimentado foi monitorada duas vezes por semana. Nesse sentido, foram realizadas leituras da altura do lodo sedimentado, com auxílio de régua a cada 3 minutos, durante 24 minutos, a partir do início da fase de sedimentação do ciclo operacional.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Métodos e frequências das análises físico-químicas.

Parâmetro	Amostras analisadas	Método	Frequência
OD (mg O <sub>2</sub> /L), temperatura (°C) e pH	Afluente e efluente	Sonda multiparâmetro (HACH – HQ30D)	Diariamente
Turbidez (uNT)	Afluente e efluente	Turbidímetro (Del Lab – DLT WV)	3 vezes por semana
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	Afluente e efluente	Método titulométrico *4500B e 4500C	3 vezes por semana
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Afluente e efluente	Método colorimétrico em refluxo fechado *5220D	3 vezes por semana
SST (mg/L)	Afluente e efluente	Método gravimétrico *2540D	1 vez por semana
SST (mg/L) e SSV (mg/L)	Lodo de inoculação e lodo granular	Método gravimétrico *2540D e 2540E	No início e no final das Etapas A e B
Altura do lodo sedimentado	Lodo de inoculação e lodo granular	Leitura visual com auxílio de régua	2 vezes por semana

\* *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Por fim, foi realizada análise simplificada do tamanho dos grânulos. Para tal, amostras de lodo das Etapas A e B foram coletadas após a finalização das mesmas, e mantidas sob refrigeração ( $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) por período inferior a 30 dias. Idealmente, a verificação do tamanho dos grânulos deveria ser realizada com o auxílio de microscopia, como indicado por Bassin *et al.* (2012), Wagner (2011) e Jungles (2011). Entretanto, considerando as limitações do LAQUA/UFJF, optou-se por se utilizar a metodologia de Sales (2018) de forma adaptada: as amostras, em temperatura ambiente, foram transferidas para placas de Petri, dispostas ao lado de uma régua, e então foram tiradas fotografias para análise visual do tamanho dos grânulos.

### Resultados e discussão

Na Tabela 3 são apresentadas as características dos lodos utilizados como inóculo para as Etapas A e B. O sistema RBS monitorado foi inoculado com aproximadamente 592 mg SSV de lodo na Etapa A (160 mL de lodo biológico proveniente de lodos ativados com aeração prolongada; SSV = 3.7 g/L) e 976 mg SSV na Etapa B (160 mL de lodo biológico proveniente de lodos ativados convencional; SSV = 6.1 g/L) (Tabela 3). Verifica-se, portanto, que a massa de SSV do inóculo utilizado na Etapa B foi quase o dobro da massa de SSV do inóculo utilizado na Etapa A.

**Tabela 3.** Características dos lodos ativados utilizados como inóculo nas Etapas A e B.

Parâmetro	Unidade	Etapa A	Etapa B
Sólidos suspensos totais (SST)	g/L	5.7	6.5
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	g/L	3.7	6.1
Sólidos suspensos fixos (SSF)	g/L	2.0	0.4

De acordo com a literatura, a maioria dos estudos relatou o desenvolvimento de grânulos aeróbios utilizando inóculo proveniente de sistemas de lodos ativados (McSwain *et al.*, 2004; Jungles, 2011; Wagner, 2015; Pereira, 2016). Jungles (2011) operou um RBS em duas fases: na Fase I, utilizou lodo granular aeróbio como inóculo, com concentração de SST igual a 12.7 g/L; na Fase II, utilizou lodo ativado como inóculo, com concentração de SST igual a 1.2 g/L. A autora obteve eficiências médias de remoção de DQO de  $96.0\pm 1.7\%$  e  $90.3\pm 8.8\%$  nas Fases I e II, respectivamente. Wagner e Costa (2015) reportaram uma concentração de 4.5 g/L de SST em seu inóculo do tanque de aeração de uma ETE de lodos ativados e reportaram eficiência média de remoção de DQO de  $82.0\pm 5.0\%$ . Observa-se, portanto, consideráveis variações em termos de concentrações de sólidos nos lodos utilizados como inóculo e de eficiências de remoção nos diferentes estudos.



Segundo Chen e Lee (2015), o papel do inóculo ainda intriga os pesquisadores, uma vez que vários fatores interferem na granulação aeróbia, como a época em que o lodo é coletado, a temperatura, o pH, a composição/concentração do substrato, entre outros. Além disso, os autores também destacam que identificar os micro-organismos que compõem o lodo de inóculo é mais importante do que apenas determinar a concentração de biomassa deste.

O sistema RBS do presente trabalho foi alimentado com esgoto doméstico real. A caracterização do efluente bruto utilizado e as cargas aplicadas durante a operação do sistema são apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4.** Características do esgoto doméstico bruto utilizado para alimentação do RBS nas Etapas A e B: média  $\pm$  desvio padrão.

Parâmetro	Unidade	Etapa A	Etapa B
DQO	mg/L	253 $\pm$ 102	340 $\pm$ 120
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	30 $\pm$ 3	47 $\pm$ 14
SST	mg/L	170 $\pm$ 93	193 $\pm$ 87
Carga orgânica volumétrica	kg DQO/m <sup>3</sup> .d	0.51 $\pm$ 0.20	0.68 $\pm$ 0.24
Carga nitrogenada volumétrica	kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/m <sup>3</sup> .d	0.06 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.03

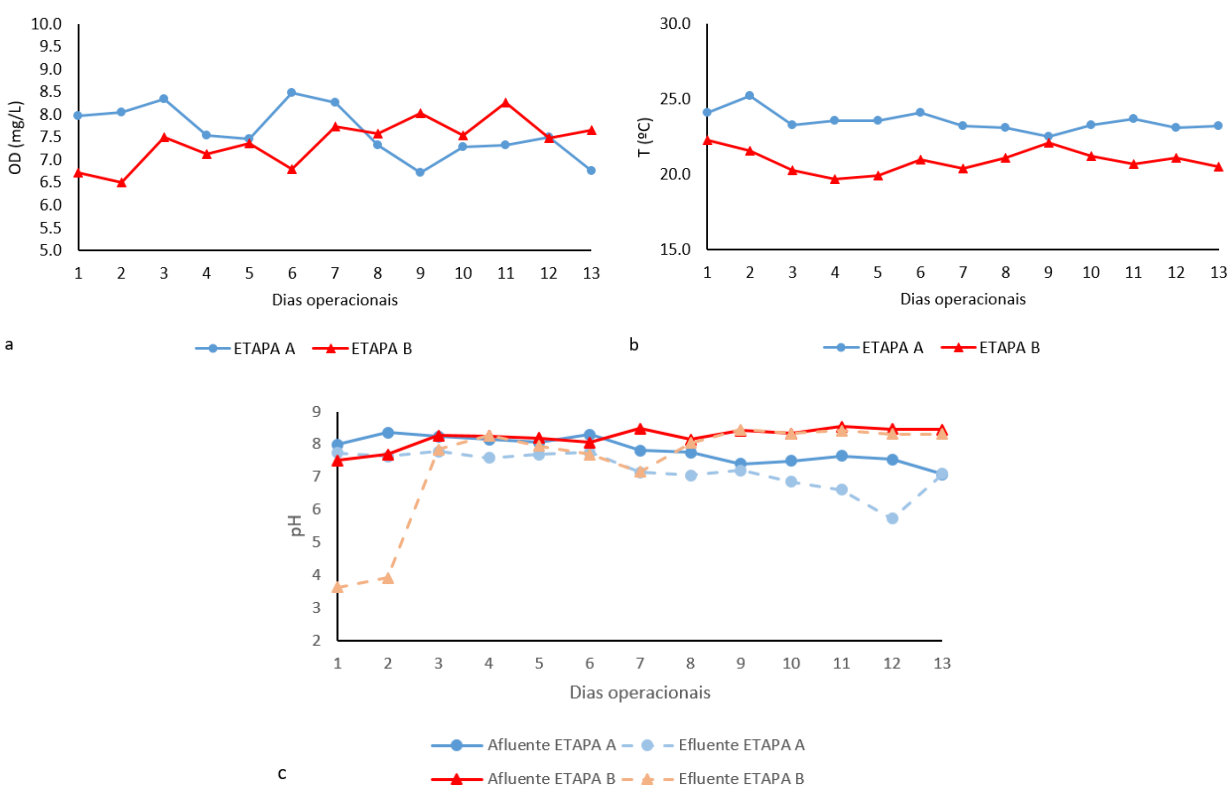
Pereira (2016), Wagner (2015) e Wagner e Costa (2015), entre outros, utilizaram esgoto doméstico real como substrato. Em termos de DQO e carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, Pereira (2016) reportou, para o esgoto doméstico utilizado, valores de 550 $\pm$ 44 mg/L e 1.1 kg DQO/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente. Wagner (2015), por sua vez, observou concentrações de 304 $\pm$ 82 mg/L para DQO, 82 $\pm$ 18 mg/L para nitrogênio amoniacal; as cargas volumétricas aplicadas de DQO e nitrogênio foram de 1.1 $\pm$ 0.3 kg DQO/m<sup>3</sup>.d e 0.29 $\pm$ 0.06 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N /m<sup>3</sup>.d, respectivamente. Wagner e Costa (2015) utilizaram efluentes com concentrações de 191-602 mg/L para DQO e 73-112 mg/L para nitrogênio amoniacal.

Os autores destacam que a utilização de esgoto doméstico real, devido à variação de suas características, requer mais tempo para o desenvolvimento de grânulos aeróbios do que os sistemas que utilizam esgoto sintético. Portanto, verifica-se que as cargas volumétricas de DQO e nitrogênio amoniacal aplicadas no presente estudo (Tabela 4) foram, respectivamente, 33% e 50% na Etapa A em comparação à Etapa B, porém, menores do que as utilizadas nos estudos de Pereira (2016), Wagner (2015) e Wagner e Costa (2015). Tal fato, pode influenciar no processo de granulação. Li *et al.* (2008) estudaram um reator tendo glicose como substrato sob diferentes COV e verificaram granulação mais rápida com COV elevadas (4.5 kg DQO/m<sup>3</sup>.d) se comparado a

COV menores ( $1.5$  a  $3.0$   $\text{kg/m}^3\cdot\text{d}$ ). No presente trabalho, a Etapa B, com maior COV, apresentou granulação ligeiramente superior à Etapa A, corroborando o observado por Li *et al.* (2008).

### OD, temperatura e pH

A Figura 3.a apresenta as variações das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) no reator em função dos dias em que foram realizadas as medições. Os valores de OD observados variaram de  $6.7$  a  $8.5$   $\text{mg/L}$  na Etapa A, e de  $6.5$  a  $8.3$   $\text{mg/L}$  na Etapa B. Em termos de valores médios e desvio padrão, as concentrações de OD obtidas foram de  $7.6\pm 0.6$   $\text{mg/L}$  e  $7.4\pm 0.5$   $\text{mg/L}$  para as Etapas A e B, respectivamente, demonstrando pequenas variações de OD em torno da média. Os valores médios de OD obtidos encontram-se dentro da faixa de concentrações observadas por Jungles (2011) e Pereira (2016), que variaram de  $5.0$  a  $9.0$   $\text{mg/L}$ . Vale ressaltar que os valores de OD observados no presente trabalho foram relativamente altos, devido à dificuldade em alcançar uma vazão de ar que fosse suficiente para manter os sólidos em suspensão e, ao mesmo tempo, não causasse a flotação do lodo.



**Figura 3.** Variação das concentrações de OD (a) e dos valores de temperatura (b) e pH (c) no RBS ao longo de sua operação nas Etapas A e B.

A Figura 3.b ilustra as variações das temperaturas no interior do reator ao longo das Etapas A e B. Na Etapa A, os valores de temperatura oscilaram entre 20 e 25°C, aproximadamente, com média de  $23.5 \pm 0.6$  °C. Na Etapa B, em dois dias consecutivos (quarto e quinto dia de medição) as temperaturas registradas foram pouco abaixo de 20°C, sendo a média igual a  $20.9 \pm 0.8$  °C. Estudos reportados na literatura envolvendo o cultivo de grânulos aeróbios também registraram temperaturas entre 20 e 30°C (Jungles, 2011; Bassin *et al.*, 2012; Pereira, 2016). É importante ressaltar que a diferença entre as médias das temperaturas nas Etapas A e B deve-se principalmente às alterações climáticas referentes às épocas do ano em que tais etapas foram realizadas. A Etapa A ocorreu entre o verão e a primavera, enquanto a Etapa B ocorreu inteiramente durante a primavera.

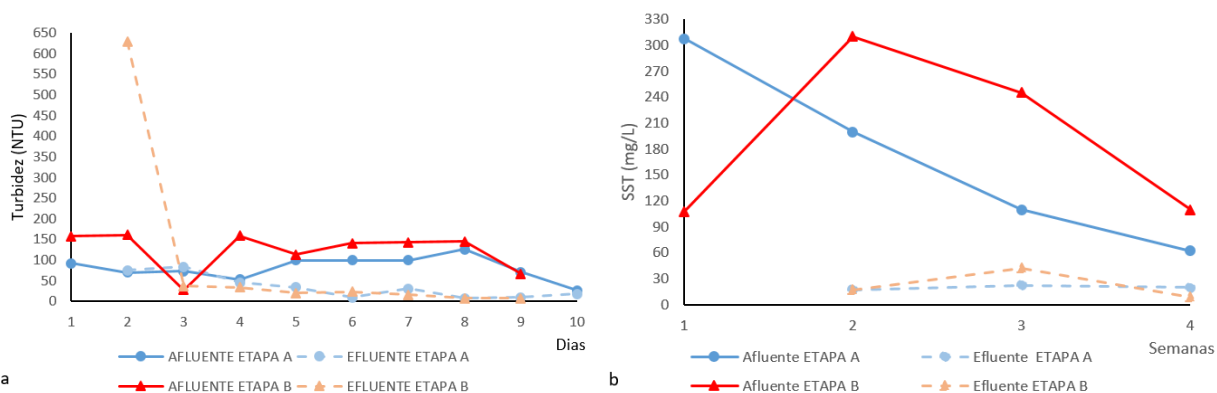
Foram observados baixos valores de pH (3.63 e 3.81) no efluente tratado nos dois primeiros dias de operação durante a Etapa B. Tais valores de pH coincidem com elevados níveis de turbidez (Figura 4.a) e DQO (Figura 5) no efluente, consequência da perda de lodo (*washout*), que sai com o efluente tratado no início da operação de reatores granulares. Tal fato pode ter desencadeado processos acidogênicos no efluente armazenado, consequência da elevada carga orgânica. Com exceção desses dados, não foram observadas grandes variações de pH no esgoto bruto e no efluente tratado em ambas as Etapas (Figura 3.c). No entanto, nas duas etapas, percebeu-se uma leve queda do pH do afluente para o efluente: na Etapa A, foi observada uma média de  $7.8 \pm 0.4$  para o esgoto bruto e  $7.2 \pm 0.6$  para o efluente tratado; na Etapa B,  $8.2 \pm 0.3$  para o esgoto bruto e  $7.4 \pm 1.6$  para o efluente tratado. Pereira (2016) também observou uma ligeira redução dos valores médios de pH do afluente ( $7.3 \pm 0.2$ ) para o efluente ( $7.2 \pm 0.5$ ).

Yang *et al.* (2008) observaram a formação de grânulos de no máximo 4.8 mm de diâmetro, em pH em torno de 8.0. Conforme destacado por McSwain *et al.* (2004) e Beun *et al.* (1999), o crescimento de fungos é favorecido em condições de pH entre 4.0 e 6.0, podendo auxiliar no processo inicial de granulação, visto que seus filamentos podem servir como suporte para o crescimento de bactérias e para o desenvolvimento do grânulo em si. No entanto, Adav *et al.* (2008) apontam que ainda não se pode determinar com exatidão quais os efeitos do pH no desenvolvimento de grânulos aeróbios.

### Remoção de sólidos

Analisando a Figura 4.a é possível observar que, no segundo dia de medição da turbidez, tanto na Etapa A quanto na Etapa B, a turbidez dos efluentes foi mais alta que a turbidez de seus respectivos afluentes. Isso pode ser atribuído ao fato de que nos primeiros ciclos, quando ainda não houve formação de grânulos no sistema, há uma grande perda de lodo (*washout*), que sai com o efluente tratado. Esta perda é em função do baixo tempo de sedimentação, que exerce a chamada pressão de seleção da biomassa, ou seja, o lodo com baixa sedimentabilidade é lavado do reator, sendo retidas neste apenas as partículas com boa sedimentabilidade, para que haja a

formação do lodo granular posteriormente (Wagner e Costa, 2015). Percebe-se, portanto, através da Figura 4.a, que nos dias de medição 2 e 3 das duas etapas, os níveis de turbidez efluentes foram maiores que os afluentes, devido à elevada perda de biomassa. No entanto, a partir do terceiro dia de medição as eficiências de remoção tiveram um aumento até se tornarem estáveis, alcançando valores máximos de 94% na Etapa A e 95% na Etapa B. Devido à perda de sólidos nos dias 2 e 3 e à estabilidade a partir do dia 4 em ambas as etapas, os valores dos dias 2 e 3 foram desconsiderados para o cálculo das eficiências médias, a fim de tornar melhor a visualização dos resultados. Desta forma, as eficiências médias de remoção de turbidez nas Etapas A e B foram, respectivamente, de 73% e 86%.



**Figura 4.** Variação da turbidez no afluente e no efluente do RBS (a) e das concentrações de SST (b) no afluente e efluente do RBS ao longo das Etapas A e B.

As análises de SST foram realizadas uma vez por semana em cada etapa. Analisando a Figura 4.b, pode ser observado que ao longo de ambas as etapas, as concentrações de SST no efluente tratado mantiveram-se inferiores às concentrações dos afluentes. Isso deve-se ao fato de que a primeira análise de SST foi realizada após 1 semana de operação do RBS, ou seja, após o sistema atingir estabilidade quanto à perda de biomassa (*washout*).

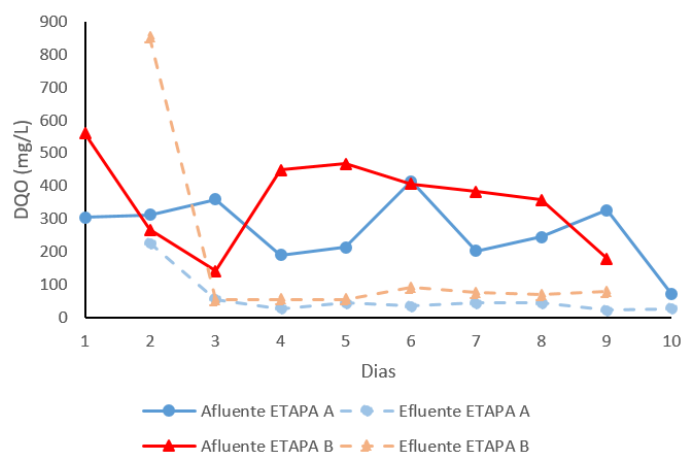
As concentrações médias de SST foram  $170 \pm 93$  mg/L para o afluente e  $20 \pm 2$  mg/L para o efluente na Etapa A e  $193 \pm 87$  mg/L para o afluente e  $23 \pm 14$  mg/L para o efluente na Etapa B. As eficiências médias de remoção alcançadas foram bastante semelhantes: 88.2% para a Etapa A e 88.1% para a Etapa B. Beun *et al.* (2000), cujo RBS foi alimentado com esgoto sintético, reportaram concentrações de SST no efluente em torno de 75 mg/L. Wagner (2011) operou um RBS alimentado com esgoto doméstico em ciclos de 3 e 4 h e observou uma variação da concentração de SST no efluente de 30 a 160 mg/L, estabilizando-se em torno de 85 mg/L após 100 dias de operação. Ni *et al.* (2009) obtiveram menores concentrações de SST no efluente, cerca de 15

mg/L. No entanto, estes resultados podem ter ocorrido em função dos autores terem empregado tempos de sedimentação elevados (entre 15 e 30 min).

Segundo Arrojo *et al.* (2004), a presença de sólidos no efluente varia em função da quantidade de biomassa que é eliminada do reator e da quantidade de sólidos presentes no afluente. Desta forma, acredita-se que, ao atingir a formação de grânulos maduros, o sistema RBS apresente eficiências de remoção elevadas, devido à retenção de sólidos no reator.

### Remoção de matéria orgânica

Como já observado anteriormente, as eficiências de remoção foram baixas nos primeiros ciclos, em decorrência da perda de biomassa. Verifica-se na Figura 5, que a partir do terceiro dia de análises, as eficiências de remoção de DQO se estabilizaram, atingindo valores máximos de 93% na Etapa A e 89% na Etapa B. Desconsiderando os valores do segundo dia, os valores mínimos de eficiência de remoção de DQO nas Etapas A e B foram 63% e 56%, respectivamente.



**Figura 5.** Variação das concentrações de DQO no afluente e efluente ao longo das Etapas A e B.

Os valores médios de concentração de DQO do afluente e do efluente para a Etapa A foram  $253 \pm 102$  e  $37 \pm 11$  mg/L, respectivamente, alcançando uma eficiência média de remoção de 85%. Para a Etapa B, os valores médios obtidos foram  $340 \pm 120$  mg/L para a DQO afluente e  $68 \pm 13$  mg/L para a DQO efluente, atingindo, portanto, uma eficiência média de 80%.

Wagner e Costa (2015) operaram por 150 dias um RBS alimentado com esgoto doméstico, com ciclos de 3 e 4 h e obtiveram resultados semelhantes para eficiência média de remoção de DQO:  $78 \pm 9\%$  para os ciclos com duração de 3 h; e  $82 \pm 5\%$  para os ciclos de 4 h. Pereira (2016), cujo RBS

alimentado com esgoto doméstico foi operado com ciclos operacionais de 6 h durante 4 dias, obteve eficiência média de remoção de  $76\pm 5\%$ . Roberti (2018) monitorou um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena com ciclos de aproximadamente 3 h e chegou a uma eficiência média de remoção de DQO de 85%.

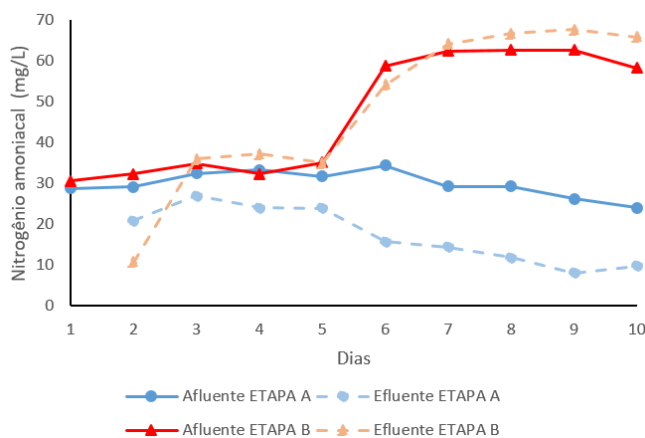
De acordo com Rollemberg *et al.* (2020), o ciclo operacional varia de acordo com o objetivo do tratamento e ciclos de 2 a 9 h tem sido observados no tratamento de esgotos domésticos. Assim, tempo de ciclos próximos ao utilizado nesse estudo 3 e 4 h (Roberti, 2018; Wagner e Costa, 2015) alcançaram remoções similares às eficiências obtidas neste estudo (85% na Etapa A e 80% na Etapa B). Todavia, destaca-se que o tempo do ciclo não pode ser analisado separadamente, visto que várias condições operacionais influenciam no sucesso da granulação aeróbia em RBS.

No estado de Minas Gerais, a regulamentação que estabelece os padrões para lançamento de efluentes em corpos d'água é a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008 (Minas Gerais, 2008). Quanto à DQO, esta norma estabelece que para que possa ser lançado, o efluente deve apresentar uma concentração máxima de 180 mg/L ou que a eficiência de remoção de DQO do tratamento seja de, no mínimo, 55%, com média anual superior a 65%. Analisando a Figura 5, observa-se que, com exceção do segundo dia de análise das Etapas A e B, as concentrações de DQO dos efluentes mantiveram-se abaixo de 180 mg/L. Além disso, as eficiências de remoção foram satisfatórias, superiores aos valores estipulados pela norma.

Segundo Jordão e Pessoa (2014), a eficiência média de remoção de DQO em sistemas de lodos ativados em geral varia entre 85 e 95%. Em comparação a estes valores, percebe-se que as eficiências médias do RBS deste estudo foram inferiores, variando entre 80 e 85%. Isso pode ser relacionado ao curto tempo de operação e às limitações do sistema RBS utilizado neste estudo.

### Remoção de nutrientes

Analisando a Figura 6, percebe-se que o sistema RBS não apresentou elevadas eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal. Na Etapa A, houve uma queda das concentrações afluentes comparado aos efluentes, apresentando uma eficiência média de remoção de 42%. Porém, na Etapa B, a partir do quinto dia de análise, observou-se um aumento das concentrações afluentes e efluentes e a partir do sétimo dia de análise, as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente foram superiores às do afluente. Tais resultados podem ter sido causados por alterações na concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto utilizado para alimentar o sistema ou erro sistemático durante as análises em laboratório, visto que o aumento foi considerável tanto para o afluente, quanto para o efluente. Adicionalmente, conforme será discutido, os tratamentos não alcançaram a completa granulação, e o processo de nitrificação e desnitrificação não ocorreu, ou ocorreu em menor escala, principalmente devido ao pequeno diâmetro dos grânulos (Rollemberg *et al.*, 2020).



**Figura 6.** Variação das concentrações de nitrogênio amoniaco no afluente e no efluente ao longo das Etapas A e B.

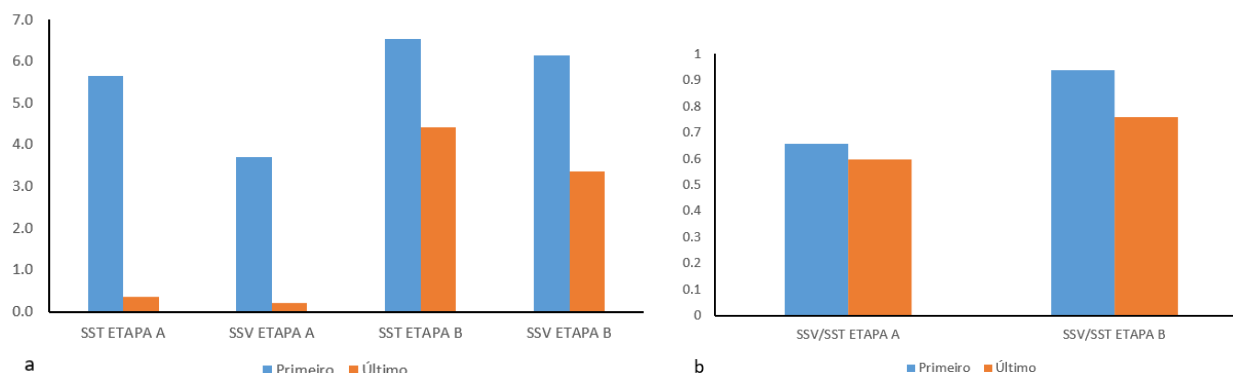
Wagner e Costa (2015), cujo RBS foi operado em ciclos de 3 e 4 h, obtiveram eficiências de remoção de nitrogênio amoniaco de  $23\pm 4\%$  nos ciclos de 3 h e  $69\pm 19\%$  nos ciclos de 4 h. Os autores reportaram que a maior eficiência de remoção nos ciclos de 4 h relacionou-se à maior idade do lodo (valor médio de 12.5 d) observada neste período, o que permitiu o desenvolvimento de bactérias de crescimento lento, como por exemplo as bactérias nitrificantes. Portanto, segundo os autores, a remoção de nitrogênio amoniaco é fortemente afetada pela duração do ciclo operacional, o qual influencia no tempo de detenção hidráulica (TDH) e na idade do lodo ( $\theta_c$ ).

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2013), o crescimento das bactérias nitrificantes é lento em comparação aos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea, mesmo em condições ótimas. Dessa forma, o ciclo deve ser suficientemente curto para que o lodo com baixa sedimentabilidade seja removido do reator, e ainda suficientemente longo para que haja o crescimento microbiano (Liu e Tay, 2004).

#### Características do lodo granular aeróbio

Neste estudo, os ciclos operacionais do RBS tiveram duração de 6 h e o TDH foi de 12h. Apesar de as condições terem sido favoráveis ao crescimento de bactérias nitrificantes em ambas as etapas, a diferença entre os desempenhos das Etapas A e B deve-se, provavelmente, à biomassa presente no reator. Entretanto, não foi possível fazer análises de identificação microbiológica, para verificar quais micro-organismos estavam presentes no reator.

As análises de SSV e SST do lodo aeróbio foram realizadas apenas no primeiro e no último dia de cada etapa. Desta forma, foram analisados o lodo de inóculo e o lodo granular desenvolvido. Na Figura 7.a, pode-se observar que houve um decaimento das concentrações de SST e SSV no reator. Na Etapa A, a concentração de SST apresentou uma queda de 5.7 para 0.4 g/L e a concentração de SSV, caiu de 3.7 para 0.2 g/L. Na Etapa B a variação foi menor: de 6.5 para 4.4 g/L de SST e de 6.1 para 3.4 g/L de SSV. A Figura 7.b representa as variações da relação SSV/SST ao longo das etapas. Esta queda em ambas as etapas pode ser relacionada ao fato de que, após a perda de biomassa no início da operação, o sistema RBS não tenha atingido o equilíbrio ao longo das 3 semanas de operação, ou seja, não tenha alcançado a maturidade dos grânulos nesse período.



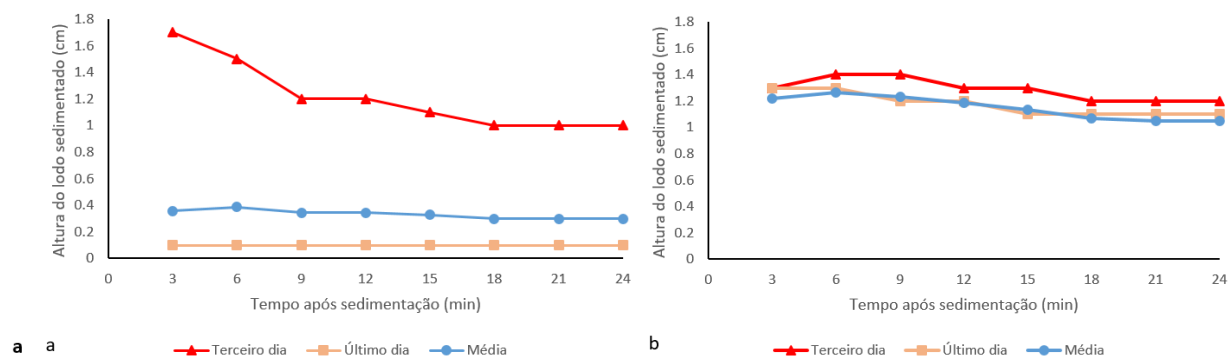
**Figura 7.** Variação das concentrações de SST e SSV do lodo de inoculação (primeiro dia) e do lodo granular (último dia) das Etapas A e B (a) e variação da relação SSV/SST do lodo de inoculação (primeiro dia) e do lodo granular (último dia) das Etapas A e B (b).

Jungles (2011), assim como neste estudo, operou um RBS em duas etapas (I e II), utilizando inóculos diferentes, a fim de avaliar o efeito do tipo de inóculo na composição e no comportamento dos grânulos e no desempenho do reator. Em ambas as etapas, o RBS foi operado com ciclos de 3 h e alimentado com esgoto sintético, durante 38 dias na Etapa I e 24 dias na Etapa II. Na Etapa I, ao inocular o RBS com grânulos aeróbios provenientes de outro reator, observou-se uma queda na concentração de SST no reator, de 12.7 g/L para 4.3 g/L, sendo atribuída à perda de biomassa nos primeiros ciclos operacionais; após 16 dias de operação, as concentrações de SST e SSV alcançaram os valores de 6.4 g/L e 2.9 g/L, respectivamente (Jungles, 2011). Na Etapa II, em que o RBS foi inoculado com lodo biológico de um sistema de lodos ativados, inicialmente foi observada a mesma perda de biomassa no reator, com valores de SST caindo de 1.2 g/L para 0.8 g/L; no entanto, após 19 dias de operação, as concentrações de SST e SSV observadas foram de 5.7 g/L e 3.4 g/L, respectivamente (Jungles, 2011).



Ao longo das duas etapas do presente trabalho, a altura do lodo sedimentado no reator era monitorada 2 vezes na semana. Com o auxílio de uma régua, a cada 3 minutos a partir do início do período de sedimentação era registrada a altura do lodo sedimentado no reator até completar 8 registros. A Figura 8 apresenta os dados das leituras do terceiro e do último dia das Etapas A e B, juntamente com suas respectivas médias, para ilustrar a variação das alturas do lodo ao longo das etapas.

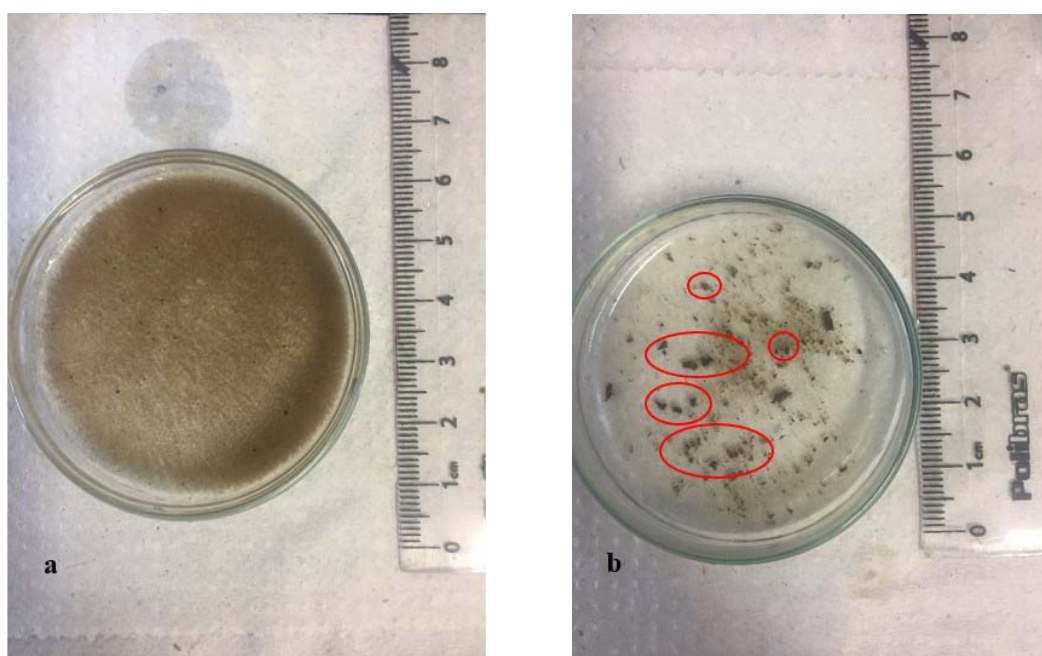
Percebe-se que, no terceiro dia da Etapa A, a altura do lodo reduz-se até os 18 minutos após o início do período de sedimentação e estabiliza-se a partir de então, devido ao adensamento do lodo; já no último dia da Etapa A, o lodo sedimentou-se quase totalmente nos 3 primeiros minutos de sedimentação, indicando uma velocidade de sedimentação de aproximadamente 5.8 m/h e não houve alteração em sua altura nos próximos registros (Figura 8.a). Na Etapa B as variações de altura do lodo não foram elevadas ao longo do período e, além disso, ao final desta etapa, percebeu-se que grande parte dos grânulos sedimentava em cerca de 1 minuto, apresentando melhor sedimentabilidade (velocidade de sedimentação de aproximadamente 17.4 m/h) em relação ao lodo da Etapa A (Figura 8.b).



**Figura 8.** Leituras das alturas do lodo sedimentado no terceiro e no último dia da Etapa A (a) e da Etapa B (b) em função dos intervalos de monitoramento.

Com o intuito de analisar o tamanho dos grânulos formados, o lodo granular aeróbio desenvolvido foi comparado visualmente com os lodos biológicos utilizados como inóculos. Destaca-se que o método utilizado possui baixa precisão e, portanto, os valores reportados são aproximados. Entretanto, acredita-se que foi possível estimar o tamanho dos grânulos formados nas Etapas A e B.

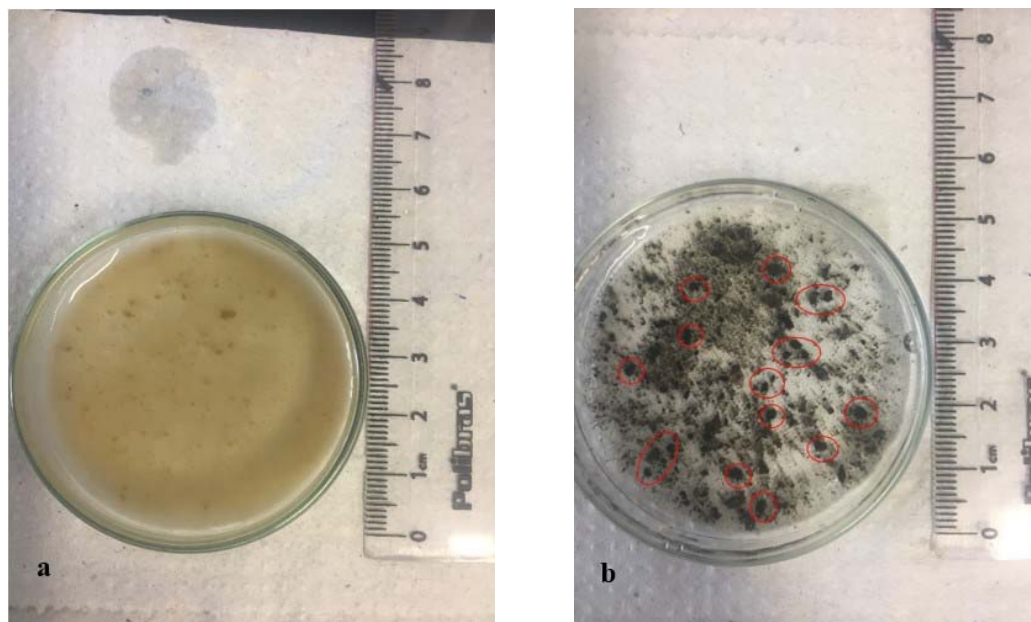
A Figura 9.a ilustra o lodo de inóculo utilizado na Etapa A, isto é, lodo biológico de sistema de lodos ativados com aeração prolongada. Percebe-se que os flocos são bastante pequenos, sendo de difícil visualização a olho nu. A Figura 9.b apresenta o lodo granular formado após 21 dias de operação do RBS na Etapa A. Pode-se observar que a quantidade de grânulos é reduzida, devido à grande perda de biomassa ocorrida no início desta etapa. Porém, percebe-se que, apesar do *washout*, houve desenvolvimento de grânulos aeróbios a partir dos flocos, sendo que os grânulos alcançaram tamanhos entre 1 e 2 mm, aproximadamente.



**Figura 9.** Lodo biológico utilizado como inóculo (a) e grânulos aeróbios (b) formados na Etapa A. Circulados em vermelho estão os grânulos observados entre 1 e 2 mm.

A Figura 10.a apresenta o lodo biológico proveniente de sistema de lodos ativados convencional utilizado como inóculo na Etapa B. Nesse lodo foi possível observar alguns flocos de tamanho maior do que no lodo inóculo da Etapa A e sua sedimentabilidade apresentou-se ligeiramente melhor. Sua coloração, marrom claro (Figura 10.a), também diferenciou-se do lodo de inoculação da Etapa A, que apresentou-se com coloração marrom escuro (Figura 9.a). A Figura 10.b ilustra o lodo granular desenvolvido após 20 dias de operação do RBS na Etapa B. Observa-se que a quantidade de grânulos formados foi elevada em comparação à quantidade de grânulos desenvolvidos na Etapa A. Na Etapa B, apesar do *washout* ocorrido, a variação não foi tão drástica (variação menor do que na Etapa A), permitindo uma formação de mais grânulos e maiores. Ainda

na Figura 10.b, pode-se observar que a coloração do lodo sofreu alteração, de um tom marrom claro inicial para um marrom escuro. Em relação ao tamanho dos grânulos, percebe-se que, assim como na Etapa A, os mesmos demonstram ter alcançado tamanhos aproximados entre 1 e 2 mm.



**Figura 10.** Lodo biológico utilizado como inóculo (a) e grânulos aeróbios (b) formados na Etapa B. Circulados em vermelho estão os grânulos observados entre 1 e 2 mm.

De acordo com Tay *et al.* (2006), o diâmetro médio dos grânulos aeróbios podem variar de 0.2 a 10 mm, a depender de vários fatores, como o crescimento celular, a produção de substâncias poliméricas extracelulares e o desprendimento das células dos grânulos devido às tensões de cisalhamento promovidas pela aeração e agitação no RBS.

Pereira (2016), ao operar um RBS por 4 dias, inoculado com lodo ativado e alimentado com esgoto doméstico, observou formação de grânulos com diâmetros entre 0.22 e 0.70 mm e diâmetro médio de 0.4 mm. Jungles (2011), ao quarto dia de operação da Etapa I, cujo RBS foi inoculado com grânulos aeróbios provenientes de outro reator e alimentado com esgoto sintético, observou grânulos com diâmetro médio de 3 mm. Porém, após 18 dias de operação, foi verificada ruptura dos grânulos e, posteriormente, surgiram novos grânulos com diâmetros menores. Na Etapa II, cujo RBS foi inoculado com lodo ativado e alimentado com esgoto sintético, ao décimo dia de operação a autora observou a formação dos primeiros grânulos e com 18 dias de funcionamento, os grânulos atingiram diâmetro médio de 9 mm (Jungles, 2011).

Apesar de ter sido observada a formação de grânulos em ambas as etapas deste estudo, é importante salientar que, de acordo com os resultados das análises físico-químicas realizadas, os grânulos não alcançaram a maturidade, muito provavelmente devido ao curto tempo do experimento (< 30 dias). De acordo com De Kreuk *et al.* (2005) o processo de granulação estará concluído quando a quantidade de grânulos for igual ou superior a 80% dos sólidos presentes no reator. A literatura reporta variação considerável no tempo de granulação em estudos realizados com esgoto doméstico real: 36 dias (De Kreuk, Van Loosdrecht, 2006); 80 dias (Xavier *et al.*, 2018); 150 dias (Wagner, Costa, 2015) e 400 dias (Liu *et al.*, 2010). Acredita-se que para que isso aconteça, é necessária a combinação de diversos fatores, tais como tempo de ciclo operacional, tempo de operação do RBS, tipo de alimentação e inoculação, velocidade ascensional do ar e concentração de OD no interior do reator, velocidade de crescimento microbiano, entre outros. Portanto, acredita-se que, uma vez realizadas as devidas alterações no sistema RBS operado, é possível atingir uma estabilização do processo de formação dos grânulos e a maturidade destes.

Percebe-se, portanto, que os lodos granulares desenvolvidos a partir do inóculo de lodos ativados de aeração prolongada e do inóculo de lodos ativados convencional não apresentaram diferenças consideráveis em relação ao tamanho dos grânulos. No entanto, o lodo granular gerado na Etapa B (inóculo de lodo ativado convencional) apresentou uma maior quantidade de grânulos (tanto visualmente, quanto pelo método utilizado), fato corroborado pela melhor característica de sedimentabilidade do lodo da Etapa B em comparação à da Etapa A (inóculo de lodo ativado com aeração prolongada). Esse fato indica uma superioridade do lodo ativado convencional, como inóculo neste estudo, no processo de granulação aeróbia.

Sugere-se para futuros estudos que, além da operação do RBS por mais tempo, sejam realizadas análises microbiológicas, a fim de identificar os micro-organismos presentes nos grânulos, de forma a determinar qual inóculo apresenta maior potencial de gerar grânulos maduros, com melhores eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

### Conclusões

O sistema apresentou desempenho semelhante em ambas as Etapas A e B. A eficiência média de remoção de turbidez na Etapa B apresentou-se superior à da Etapa A, sendo elas 86% e 73%, respectivamente. Com relação à DQO, a Etapa A se mostrou mais eficiente, com eficiência média de remoção igual a 85%, enquanto a Etapa B obteve 80%. No entanto, ambas as etapas apresentaram eficiências satisfatórias em relação à regulamentação vigente. As eficiências médias de remoção de SST foram iguais em ambas as etapas: 88%. Em relação ao nitrogênio amoniacal, na Etapa A, a eficiência média de remoção foi de 42%, enquanto na Etapa B, o sistema mostrou-se ineficiente.

Quanto ao lodo granular, em ambas as etapas verificou-se elevada perda de biomassa inicial, sendo esta perda maior na Etapa A. Apesar do *washout* ocorrido, as duas etapas apresentaram grânulos com tamanhos entre 1 e 2 mm, com velocidade de sedimentação  $\geq 5.8$  m/h. Porém, a maturidade dos mesmos não foi atingida.

O lodo granular gerado na Etapa B apresentou uma maior quantidade de grânulos, além de maior velocidade de sedimentação. No entanto, a massa de SSV no inóculo de lodo ativado convencional (Etapa A) foi quase o dobro da massa de SSV no inóculo de lodo ativado com aeração prolongada (Etapa B). Talvez essa diferença tenha influenciado no resultado. Sugere-se, portanto, que em futuros estudos seja feito um ajuste da massa de SSV em ambos os inóculos, a fim de verificar a influência destes no processo de granulação aeróbia.

### Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF).

### Referências bibliográficas

- Adav, S. S., Lee, D.J., Show, K. Y., Tay, J. W. (2008) Aerobic granular sludge: Recent advances, *Biotechnology Advances*, **26**, 411-423.
- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M., Mendez, R. (2004) Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, *Water Research*, **38**, 3389-3399.
- Bassin, J. P. (2011) Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio). In Dezotti, M., Sant'anna Jr., G.L., Bassin, J. P. (Eds), *Processos Biológicos Avançados: Para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*, Editora Interciência, Rio de Janeiro, 91-170.
- Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Dezotti, M., Van Loosdrecht, M. C. M. (2012) Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures, *Water Research*, **46**, 3805-3816.
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., Heijnen, J. J. (1999) Aerobic granulation in a sequencing batch reactor, *Water Research*, **33**(10), 2283-2290.
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (2000) Aerobic granulation, *Water Science & Technology*, **41**(4), 41-48.
- Chen, Y. Lee, D. (2015) Effective aerobic granulation: Role of seed sludge, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **52**, 118-119.
- De Kreuk, M. K., Mcswain, B. S., Bathe, S., Tay, S. T. L., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P. A. (2005) Discussion outcomes. In De Kreuk, M.K., Mcswain, B.S., Bathe, Schwarzenbeck, N. (Eds), *Aerobic granular sludge Water and Environmental Management Series*, IWA Publishing, London, 155-169.
- De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., Van Loosdrecht, M. C. (2005) Simultaneous COD, nitrogen and phosphate removal by aerobic granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, **90**, 761-769.
- De Kreuk, M. K., Van Loosdrecht, M. C. (2006) Formation of aerobic granules with domestic sewage, *Journal of Environmental Engineering*, **132**(6), 694-697.
- Jordão, E. P.; Pessoa, C.A. (2014) *Tratamento de Esgotos Domésticos*, 7ª ed, ABES, Rio de Janeiro, 1087 pp.

- Jungles, M. K. (2011) *Desenvolvimento de grânulos aeróbios no tratamento de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS)*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 133 pp.
- Li, X. M., Yang, G. J., Zeng, G. M., Liao, D. X., Hu, M. F., Wu, Y. M. (2005) Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system. In: *Aerobic Granular Sludge. Water and Environmental Management Series*. London, IWA Publishing, 71-78.
- Li, A. J., Yang, S. F., Li, X. Y., Gu, J. D. (2008) Microbial population dynamic during aerobic sludge granulation at different organic loading rates, *Water Research*, **42**, 3552–3560.
- Liu, Y. Q., Tay, J.H. (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, **22**, 533-563.
- Liu, Y. Q., Moy, B., Kong, Y. H., Tay, J. H. (2010) Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment, *Enzyme and Microbial Technology*, **46**(6), 520-525.
- Minas Gerais (2008) *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº1, de 05 de maio de 2008. 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*, Governo do Estado de Minas Gerais, Diário Executivo, 05 de maio de 2008, Belo Horizonte.
- Mcswain, B. S., Irvine, R. L., Wilderer, P. A. (2004) The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure, *Water Science and Technology*, **49**(11), 19-25.
- Ni, B., Xie, W., Liu, S., Yu, H., Wang, Y., Wang, G., Dai, X. (2009) Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater, *Water Research*, **43**, 751-761.
- Pereira, M. A. (2016) *Desenvolvimento e avaliação do lodo granular aeróbio em reator sequencial em batelada*, Trabalho de conclusão de graduação, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 74 pp.
- Qin, L., Tay J. H., Liu, Y. (2004) Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors, *Process Biochemistry*, **39**, 579-584.
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., Clesceri, L. S. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22ª ed, APHA, Washington, 1496 pp.
- Roberti, G. (2018) *Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 108 pp.
- Rocktäschel, T., Klarmann, C., Helmreich, B., Ochoa, J., Boisson, P., Sørensen, K. H., Horn, H. (2013) Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed, *Water Research*, **47**, 6423–6431.
- Rollemborg, S. L. S., Oliveira, L. Q., Firmino, P. I. M., Santos, A. B. (2020) Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **25**(3), 439-449.
- Sales, M. A. M. P. (2018) *Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 75 pp.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017*, Publicado em 13 de fevereiro de 2019, Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, 226 pp.
- Tay, J.-H., Tay, S. T.L., Yu L., Yeow, S. K., Ivanov, V. (2006) Structure of aerobically grown microbial granules. In Ivanov, V. (Ed), *Biogranulation technologies for wastewater treatment Waste management series*, Elsevier, Oxford, 115-134.

- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H.D. (2013) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, 5ª ed, McGraw-Hill, New York, 2018 pp.
- Teixeira, J. C., Pungirum, M.E.M.C. (2005) Análise da associação entre saneamento e saúde nos países da América Latina e do Caribe, empregando dados secundários do banco de dados da Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS, *Revista Brasileira de Epidemiologia*, **8**(4), 365-376.
- Von Sperling, M (2011) *Princípios básicos do tratamento de esgotos*, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 211 pp.
- Wagner, J. (2011) *Desenvolvimento de grânulos aeróbios em tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 213 pp.
- Wagner, J. (2015) *Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais em condições de baixa carga orgânica*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 190 pp.
- Wagner, J., Costa, R. H. R. (2015) Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**, 269-278.
- Yang, S. F., Li, X. Y., Yu, H. Q. (2008) Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions, *Process Biochemistry*, **43**, 8-14.
- Xavier, J. A., Guimarães, L. B., Leite, W. R., Martins, C. L., Daudt, G. C., Costa, R. H. R. (2018) Granulação natural em reator operado em bateladas sequenciais: características dos grânulos e desempenho no tratamento de esgoto sanitário, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(6), 1067-1077.