

Desenvolvimento de lodo granular aeróbio em reatores em batelada sequencial com baixa velocidade de sedimentação

Development of aerobic granular sludge in sequencing batch reactors with low sedimentation speed

Danilo Prado Pires¹ , Julio César Benatti¹ , Edson Aparecido Abdul Nour^{1*} 

RESUMO

Diversos trabalhos têm mostrado a formação de lodo granular aeróbio em reatores nos quais são impostas elevadas velocidades de sedimentação, da ordem de 10 a 12 m.h⁻¹. Apparently, when the settling velocity is less than 3.8 m.h⁻¹, the fraction of flocculated sludge is predominant, since the suspended sludge is not effectively eliminated from the reactor. Outros estudos, entretanto, mostram a formação de lodos granulares aeróbios para velocidades menores que essa, apontando a possibilidade da formação desse tipo de biomassa em velocidades ainda menores. Assim, este trabalho avaliou a formação desse tipo de lodo em reatores que tratam esgoto sanitário, com relação altura/diâmetro unitária, para velocidades de sedimentação de 1,8 e 1,2 m.h⁻¹, verificando as eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Os resultados obtidos indicaram que é possível formar lodo aeróbio granular para a faixa de velocidade de estudo, porém com baixa estabilidade estrutural para diâmetros de 1,2 mm ou mais. Essa instabilidade dos grânulos contribui para a baixa eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio nos reatores.

Palavras-chave: lodo granular aeróbio; velocidade de sedimentação; relação h/d; esgoto doméstico.

ABSTRACT

Several studies have shown the formation of aerobic granular sludge in reactors where high sedimentation rates are imposed, varying from 10 to 12 m.h⁻¹. Apparently, when the settling velocity is less than 3.8 m.h⁻¹, the fraction of flocculated sludge is predominant, since the suspended sludge is not effectively eliminated from the reactor. Other studies, however, show the formation of aerobic granular sludge at velocities lower than this, pointing to the possibility of formation of this type of biomass at even lower speeds. Thus, this work evaluated the efficacy of this type of sludge in reactors treating sewage, with H/D ratio (height/diameter), for sedimentation velocities of 1.8 and 1.2 m.h⁻¹, verifying the efficiencies of organic matter and nitrogen. The results indicated that it is possible to form aerobic granular sludge for the study velocity range, but with low structural stability from diameters of approximately 1.2 mm. This instability of the granules contributes to the low efficiency of removal of organic matter and nitrogen in the reactors.

Keywords: aerobic granular sludge; settling velocity; h/d ratio; domestic sewage.

INTRODUÇÃO

Adav e Lee (2008) definem os grânulos aeróbios como agregados com linhagens de microrganismos funcionais envolvidos por uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), compostos inorgânicos e minerais. A utilização dessa tecnologia, nova e promissora, permite a concepção de plantas de tratamento de esgoto compactas em virtude da capacidade que esses grânulos têm para remover simultaneamente matéria orgânica e nutrientes em um único reator em batelada sequencial (RBS) (DE KREUK, 2007).

De acordo com Liu e Tay (2004), existem diversos fatores que influenciam na formação dos lodos granulares aeróbios, como a composição do substrato e

sua taxa de aplicação, as forças de cisalhamento hidrodinâmicas, o regime *feast-famine* (limitação de substrato), a estratégia de enchimento do reator, a concentração de oxigênio dissolvido, a configuração do reator e sua relação altura/diâmetro (H/D), a idade do lodo, o tempo de ciclo, o tempo de sedimentação e a relação de troca volumétrica (RTV). Entretanto, segundo Liu *et al.* (2005), a velocidade de sedimentação e a RTV são as principais variáveis que induzem à formação do lodo granular aeróbio (LGA).

Sengar *et al.* (2018) afirmam que a chave para a formação dos grânulos aeróbios é a pressão de seleção, induzida pelo baixo tempo de sedimentação. O tempo de sedimentação é função da velocidade de sedimentação e da distância

¹Universidade de Campinas – Campinas (SP), Brasil.

*Autor correspondente: ednour@fec.unicamp.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 15/05/2020 – Aceito: 19/11/2020 – Reg. ABES: 20200180

até o ponto de descarga do reator. Liu *et al.* (2005), analisando os dados de Qin *et al.* (2004) e Wang (2005), afirmam que a fração dos grânulos aeróbios no total do lodo de um reator aumenta linearmente com o incremento da velocidade de sedimentação, porém, quando a velocidade é inferior a $3,8 \text{ m.h}^{-1}$, a fração de lodo floculado é predominante.

Por outro lado, Awang e Shaaban (2016), ao estudarem parâmetros cinéticos de lodos granulares aeróbios, mostram a formação desse tipo de lodo em reatores com velocidades de sedimentação baixas, de $5,4$ e $3,0 \text{ m.h}^{-1}$ e relação H/D de $11,3$ e $4,4$, respectivamente. Apesar de o tempo de *start up* ser maior para o reator com menor velocidade de sedimentação, os autores sublinham o desempenho eficiente desse reator quando comparado ao de maior velocidade.

Corsino *et al.* (2016) indicam a necessidade do desenvolvimento de LGA em reatores de relação H/D menor, proporcionando baixas velocidades de sedimentação. Os autores relatam que, em escala real, o uso de reatores do tipo coluna é limitado em razão das elevadas alturas necessárias.

Dessa forma, parece ser possível a formação de lodos granulares aeróbios em reatores com velocidades de sedimentação bastante baixas, em reatores com baixa relação H/D, pois, como afirma Pujol (2008), a velocidade de sedimentação dos grânulos é maior do que a dos flocos. Assim, este trabalho visa verificar a formação desse tipo de lodo em reatores com velocidades de sedimentação de $1,8$ e $1,2 \text{ m.h}^{-1}$ (relação H/D unitária) e analisar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio, utilizando esgoto doméstico.

METODOLOGIA

Concepção dos reatores

Os reatores utilizados neste trabalho foram instalados no Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes (LABPRO) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FEC/UNICAMP). Na Figura 1 é apresentado o *layout* dos reatores RBS 1 e RBS 2, ambos com volume útil de 8 L , e RTV de 75 e 50% , respectivamente.

A aeração dos reatores foi realizada por cortina de difusão de ar (marca Boyu, de 105 cm), tendo sua vazão de ar controlada por um rotâmetro (marca Dwyer, modelo de Fluxo de $1-10 \text{ SCFM}$ de ar). Utilizou-se a vazão de ar de 4 L.min^{-1} , seguindo as indicações de Show *et al.* (2012). Considerando-se essa taxa de aeração e a área transversal do reator, obtém-se a velocidade ascensional do ar de $0,17 \text{ cm.s}^{-1}$. O valor de velocidade ascensional, apesar de estar abaixo dos valores tipicamente utilizados nesse tipo de sistema (STURM & IRVINE, 2008), estão de acordo com estudos nos quais se aplicam baixas cargas orgânicas (HE *et al.*, 2016; HE *et al.*, 2017; HE *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2019; ROCKTÄSCHEL *et al.*, 2015). A taxa de aeração aplicada foi de 4 L.min^{-1} , seguindo as indicações de Show *et al.* (2012) e Li *et al.* (2019), para quem a intensidade de aeração deve estar entre os valores de $2,0$ a $6,0 \text{ L ar.min}^{-1}$, pois elevadas taxas de aeração atrapalham a formação do lodo granular. O suprimento de ar comprimido foi mantido por compressor do tipo pistão. A operação dos reatores foi feita por automação utilizando-se temporizadores digitais (marca Brasfort), válvulas solenoides (marcas Aicás, Werk e Smart Solution), sensor de nível (marca Icos, LA12N-40) e relé de interface (marca Jng, Jar50).

Operação dos reatores

O esgoto utilizado nos ensaios, com composição de um esgoto sanitário característico, foi gerado na área norte do *campus* da UNICAMP, onde estão localizados laboratório de ensino e pesquisa, salas de aula, bancos, escolas, restaurantes, lanchonetes e o Hospital de Clínicas. A coleta era feita diariamente, diretamente da rede, e o esgoto era conduzido para um reservatório que alimentava os reatores.

Os reatores operaram em ciclos de 480 min (8 horas), divididos em seis etapas: enchimento, reação anaeróbia (com mistura mecânica), reação aeróbia, sedimentação, descarte e repouso, como ilustrado na Figura 2.

O experimento foi dividido em três fases. A fase 1 foi realizada visando à aclimação dos microrganismos e teve duração de 98 dias (14 semanas), com o tempo de sedimentação de 50 min . Iniciou-se pela inoculação dos reatores com lodo proveniente de um experimento alimentado com o mesmo esgoto sanitário. A fase 2 foi realizada com o intuito de induzir a proliferação dos

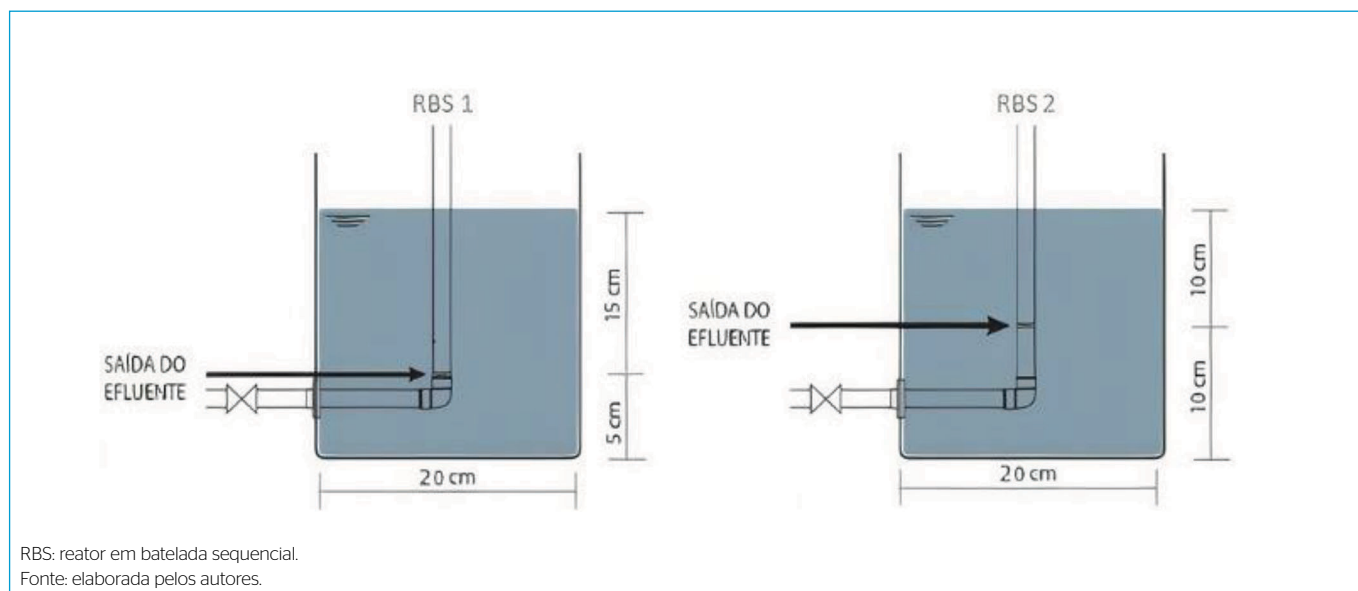


Figura 1 - *Layout* dos reatores em batelada sequencial 1 e 2.

microrganismos formadores de grânulos no interior dos reatores e teve 126 dias (18 semanas). Nessa fase, o tempo de sedimentação foi reduzido em 5 min a cada 14 dias, tempo esse que foi acrescentado na etapa de reação aeróbia até se atingir o tempo de sedimentação final de 5 min. A diminuição do tempo de sedimentação foi baseada nos trabalhos de Su *et al.* (2013), Wagner *et al.* (2015) e Liu *et al.* (2017). Na fase 3 os reatores foram operados com tempo de sedimentação de 5 min ao longo de cinco semanas (35 dias).

Na Figura 3 são apresentadas as velocidades de sedimentação impostas ao longo de cada fase do experimento. A velocidade de sedimentação do LGA varia de 25 a 70 m.h⁻¹, sendo ele vantajoso para operar reatores mais compactos e com maior fluxo hidráulico (SHOW *et al.*, 2012). Todavia, os pesquisadores Liu *et al.* (2010) afirmam que, em RBS alimentados com esgoto sanitário de baixa carga orgânica, o tempo de formação para o processo de granulação ser concluído é maior (tendo sido de 400 dias no trabalho citado). Dessa forma, o tempo de operação e a carga aplicada devem ser levados em consideração para os baixos valores da velocidade de sedimentação.

MÉTODOS ANALÍTICOS

Na Tabela 1 são apresentados os métodos e a frequência das análises realizadas para o monitoramento das características físicas e químicas do afluente, liquor misto e efluente dos reatores, bem como os ensaios utilizados para a caracterização da biomassa.

Para acompanhar as características da formação dos grânulos e verificar o diâmetro do lodo granular, foram feitas análises morfológicas do lodo semanalmente, em todas as fases. Utilizando a metodologia aplicada por Jungles (2011), as amostras dos lodos dos reatores foram colocadas em uma lâmina de

vidro e dispostas em um microscópio com sistema digital de captura (NIKON, modelo E 200). Após a captura, os procedimentos de análise das imagens para a caracterização do lodo foram realizados com o *software* Image J, baseados no artigo de Bueno *et al.* (2013).

A EPS é excretada pelos próprios microrganismos e ajuda na adesão celular, dando a estabilidade necessária para a atividade dos grânulos dentro do reator. Para extrair essa substância, seguiram-se os métodos de extração aplicado nos artigos de Adav e Lee (2008) e Liu e Fang (2002), em que foi utilizada a extração por meio de formaldeído e hidróxido de sódio (Formaldeído-NaOH), considerada a mais eficiente na remoção da EPS quando comparada aos outros métodos químicos e físicos. Grande parte da composição da EPS é formada de uma fração de carboidratos (*polysaccharides* — PS) e proteínas (*proteins* — PN), sendo necessária a utilização de métodos como o do ácido fenol-sulfúrico (NIELSEN, 2010) e de Lowry (1945), respectivamente, para quantificar essas substâncias.

A velocidade de sedimentação do tipo zonal foi medida com base na metodologia de Von Sperling (2012), a qual consiste em relacionar a velocidade de sedimentação em zona com a concentração do lodo, observando com o passar do tempo uma diferença entre as fases líquida e sólida.

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Características do afluente

Na Tabela 2, a seguir, são apresentados os dados da caracterização físico-química do afluente.

Verificam-se, com base na análise da Tabela 2, elevados valores de desvio padrão para as variáveis analisadas. Esse fato deve-se às peculiaridades do esgoto gerado na universidade, com grande influência dos horários letivos e fins de semana. Além disso, há períodos em que o principal contribuinte na rede é o Hospital de Clínicas, o que aumenta ainda mais a heterogeneidade das amostras.

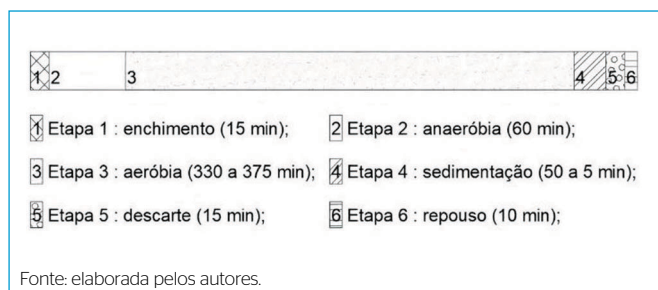


Figura 2 - Etapas de operação dos reatores em batelada sequencial 1 e 2.

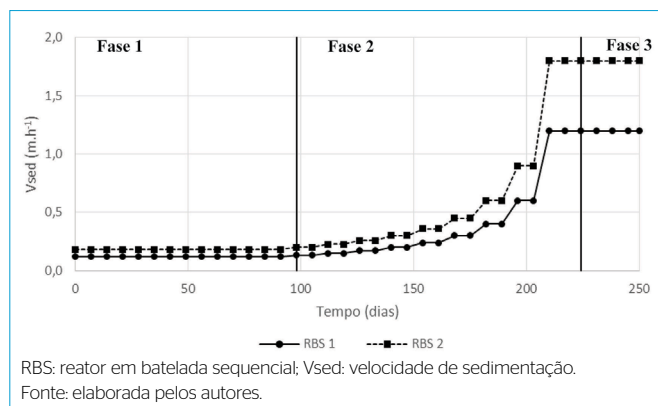


Figura 3 - Velocidade de sedimentação para cada uma das fases do experimento.

Tabela 1 - Métodos e frequências das análises realizadas.

Análise	Método	Frequência
Oxigênio dissolvido	Standard methods* 4500 OG	Diária
Temperatura	Standard methods* 2550 B	Diária
pH	Standard methods* 4500 HB	Diária
Alcalinidade	Standard methods* 2320 B	Semanal
DQO	Standard methods* 5220 D	Semanal
Nitrogênio amoniacal	Standard methods* 4500 NH3C	Semanal
Nitrogênio total Kjeldahl	Standard methods* 4500	Semanal
Série de sólidos	Standard methods* 2540E 2540D 2540F	Semanal
IVL	Schwarzenbeck <i>et al.</i> (2004)	Semanal
Diâmetro médio da biomassa	Jungles (2011)	Semanal
EPS	Adav e Lee (2008)	Semanal
Velocidade de sedimentação zonal	Von Sperling (2012)	Semanal

DQO: demanda química de oxigênio; IVL: índice volumétrico de lodo; EPS: substâncias poliméricas extracelulares.

Fonte: APHA (2005).

O afluente analisado pode ser classificado como de média a baixa carga orgânica e de elevada concentração de nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2013). Entretanto, isso se torna um ponto vantajoso, pois trabalhos originais devem ser elaborados para descobrir inovações na forma de granular, utilizando efluentes reais de baixa carga orgânica (NANCHARAIHAH & KIRAN KUMAR REDDY, 2018).

Comportamento da biomassa

A concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no liquor misto e efluente de saída dos reatores é apresentada na Figura 4. Verifica-se uma tendência no aumento da concentração da biomassa no interior dos reatores na fase inicial (fase 1), seguida de instabilidade ao longo da fase 2, quando se aplicou a pressão de seleção por meio da diminuição do tempo de sedimentação, e a estabilização dessa concentração na fase final do experimento (fase 3). Pode-se notar também que, ao longo da fase 2, houve perda de lodo no reator após cada ciclo de aumento de velocidade de sedimentação, o que indica que essa estratégia de seleção foi efetiva por proporcionar a eliminação das partículas com menor capacidade de sedimentação do reator. O comportamento da concentração de

SSV no efluente da saída tanto do RBS 1 como do RBS 2 corrobora os resultados observados.

A avaliação do índice volumétrico de lodo (IVL) para os tempos 5 e 30 min (Figuras 5 e 6) é uma informação importante para verificar a característica hidrodinâmica das partículas constituintes do lodo (biomassa), refletindo diretamente a sua condição de retenção no reator. O valor do IVL, em mL.g⁻¹, está associado diretamente à densidade dos flocos ou grânulos formados. A relação IVL₃₀/IVL₅, por sua vez, é um indicativo da velocidade de sedimentação das partículas, e, quanto mais próximo de 100%, mais rapidamente se dá a sedimentação, tendo o lodo uma condição de retenção mais consistente e efetiva (LIU *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2011; WAGNER & COSTA, 2013; CETIN *et al.*, 2018).

Observa-se, da análise das Figuras 5 e 6, a diminuição do valor de IVL na fase de aclimação do lodo, seguida por um período de instabilidade (fase 2) em ambos os reatores. Os valores elevados de IVL no início do experimento mostram que o lodo utilizado como inóculo tinha baixa capacidade de sedimentação em razão de ser oriundo de um sistema em que a separação entre a fase sólida e fase líquida era feita utilizando-se membranas. Com a imposição

Tabela 2 - Características físicas e químicas do afluente utilizado nos ensaios.

Parâmetro	Unidade	Média e desvio padrão	Nº de análises
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	1,50 ± 0,54	184
pH	-	6,7 ± 0,29	184
DQO _{total}	mg.L ⁻¹	388,57 ± 103,45	37
DQO _{solúvel}	mg.L ⁻¹	233,70 ± 81,48	37
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	852,70 ± 369,02	37
Sólidos totais fixos	mg.L ⁻¹	379,19 ± 163,65	37
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	473,51 ± 330,67	37
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	111,73 ± 65,46	37
Sólidos suspensos fixos	mg.L ⁻¹	27,09 ± 24,55	37
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	84,63 ± 55,95	37
NTK	mg.L ⁻¹	80,36 ± 11,78	37
Nitrogênio amoniacal (N-NH ⁴⁺)	mg.L ⁻¹	71,15 ± 9,56	37

DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl.

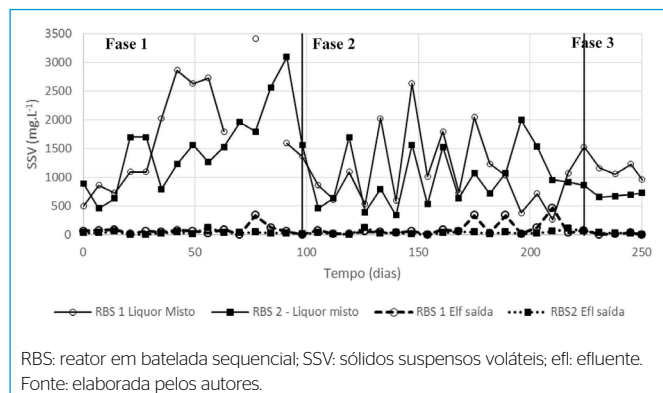


Figura 4 - Concentração de sólidos suspensos voláteis no liquor misto e no efluente de saída nos reatores em batelada sequencial 1 e 2.

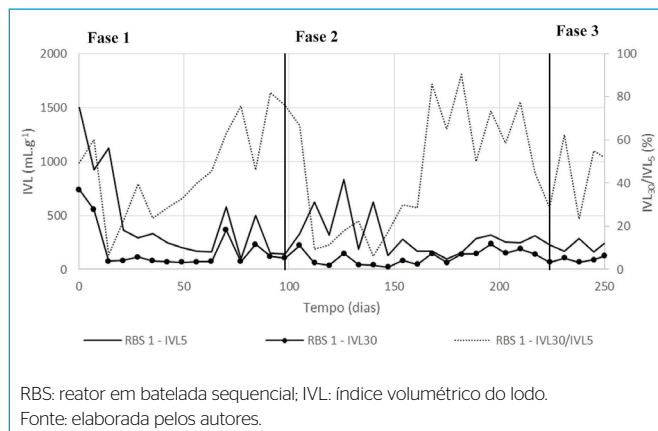


Figura 5 - Valores do índice volumétrico do lodo para os tempos de 5 e 30 minutos e da razão entre os esses mesmos índices para os tempos de 30 e 5 minutos, no reator de batelada sequencial 1.

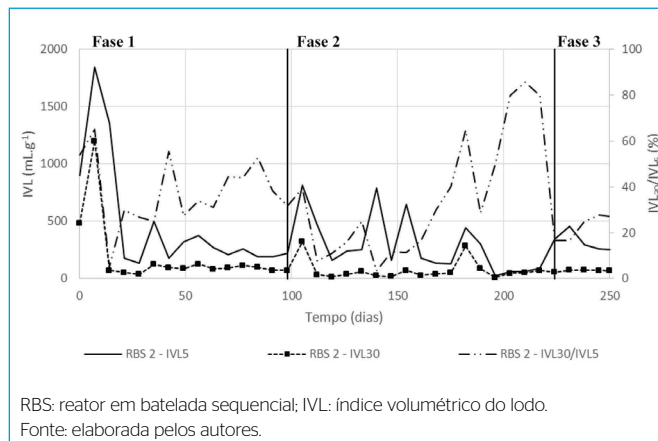


Figura 6 - Valores do índice volumétrico do lodo para os tempos de 5 e 30 minutos e da razão entre os esses mesmos índices para os tempos de 30 e 5 minutos, no reator de batelada sequencial 2.

do tempo de sedimentação de 10 min (dia 196), verifica-se a estabilização dos valores de IVL, com IVL_{30} inferiores a $100 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$.

Os dados contidos nas Figuras 5 e 6 foram avaliados por meio do teste *t* de Student ao nível de significância de $p = 0,05$. Os resultados indicaram somente diferença significativa de comportamento entre os lodos dos reatores RBS 1 e RBS 2 quando se compararam os valores para a relação IVL_{30}/IVL_5 na fase 3. Nesta fase, o RBS 1 apresentou o melhor desempenho para esse indicador, decorrente de valores um pouco superiores para a velocidade de sedimentação zonal do lodo, o que será discutido em detalhes a seguir.

Pelos valores de IVL observados em cada reator, pôde-se afirmar que a biomassa formada tinha boa capacidade de sedimentação. Contudo, os baixos valores relatados para a razão IVL_{30}/IVL_5 , principalmente para o RBS 2, podem estar relacionados à produção de novos flocos/grânulos. Mesmo com o tempo de sedimentação considerado muito baixo, os novos flocos/grânulos produzidos permaneceram no reator em razão da baixa relação H/D, ou seja, mesmo com os grânulos apresentando velocidade considerada baixa para a sedimentação, o espaço percorrido até a sua estabilidade no fundo do reator era pequeno também.

Os valores verificados para esta relação, IVL_{30}/IVL_5 , entretanto, são inferiores àqueles encontrados por outros autores, que se aproximam de 100% — como os apresentados por Liu e Tay (2012), em que a relação do IVL variou de 75 a 100%, e por Liu *et al.* (2011), em que a relação variou entre 90 e 100% nos últimos dias de operação. Os valores baixos da relação IVL_{30}/IVL_5 indicam que há prevalência de biomassa não granular no reator, apesar da presença de grânulos.

Na Figura 7 são apresentados os valores do diâmetro médio da biomassa no interior dos reatores, obtidos com a utilização de microscópio óptico e *software* de análise de imagens. É possível verificar pouca variação média no diâmetro médio da biomassa até o meio da fase 2, quando há uma diminuição desse diâmetro para ambos os reatores.

Nota-se também, ao se analisar a etapa final do experimento, fase 3 (Figura 7), que os grânulos formados eram pouco estáveis. O que se verifica, tanto para o RBS 1 quanto para o RBS 2, é o crescimento do diâmetro dos grânulos até os valores de 1,05 e 1,28 mm, respectivamente, e posterior diminuição. Esse comportamento pode ser o resultado da quebra desses grânulos maiores em razão da baixa estabilidade estrutural. Segundo Franca *et al.* (2017), ainda são muito pouco conhecidos e elucidados os mecanismos relativos à perda da estabilidade

estrutural dos grânulos, sabendo-se por enquanto algumas condições operacionais que podem promover essa perda, entre elas presença de compostos tóxicos e períodos curtos de inanição.

A partir do dia 150, aproximadamente, inicia-se o processo de formação dos grânulos propriamente dito, com a substituição dos flocos de diâmetros maiores por grânulos de pequeno diâmetro, cujo tamanho tende a aumentar com o tempo. O aumento nas concentrações de EPS (Figura 8) indica que a aplicação da pressão de seleção foi suficiente para induzir a produção dessa substância, responsável pela formação, estabilidade e maior densidade dos grânulos (ADAV & LEE, 2008; PAN *et al.*, 2010; DING *et al.*, 2015).

Em razão das dificuldades de extração do EPS em lodos granulares, bem como das baixas concentrações relativas de proteínas e carboidratos no extrato, os valores apresentados na Figura 8 devem ser analisados de forma qualitativa, isto é, eles mostram que, com a aplicação da pressão de seleção, há tendência de aumento da produção de EPS em ambos os reatores.

Nas Figuras 9 e 10 são apresentadas imagens das alterações ocorridas no aspecto da biomassa ao longo do tempo para os reatores RBS 1 e RBS 2, respectivamente. A escala gráfica indicada nas figuras (barra horizontal na parte inferior direita) tem comprimento de 1 mm.

As imagens apresentadas nas Figuras 9 e 10 corroboram os resultados apresentados nas Figuras 7 e 8; com a aplicação da pressão de seleção e consequente produção de EPS, os flocos foram sendo substituídos por grânulos, de diâmetro pequeno, mas com tendência ao crescimento dessa dimensão. À medida que o diâmetro dos grânulos vai aumentando, eles perdem estabilidade e rompem-se, conforme fica claro nas Figuras 9F e 10D, nas quais é possível verificar a desintegração dos grânulos maiores, formando grânulos menores e com superfície irregular. Comportamento similar a esse foi relatado por Sengar *et al.* (2018), ao analisarem fotografias de microscopia extraídas de Basheer (2012).

Dessa forma, verifica-se que efetivamente ocorreu a formação de grânulos no interior dos reatores, apesar da baixa velocidade de sedimentação imposta, e que essa formação se deu ao longo da fase 2 do experimento.

Os resultados de ensaios de velocidade de sedimentação zonal do lodo são apresentados na Figura 11, junto dos valores de velocidade de sedimentação impostos. Observa-se, na figura em questão, que a velocidade de sedimentação do lodo nos dois reatores superou, ao longo de todo o experimento, as velocidades impostas. Na fase 1, apesar de ser imposta uma velocidade de sedimentação

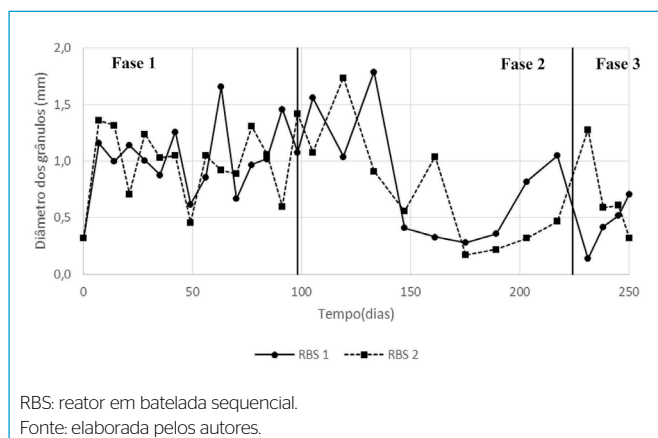


Figura 7 - Diâmetro médio dos grãos (flocos ou grânulos).

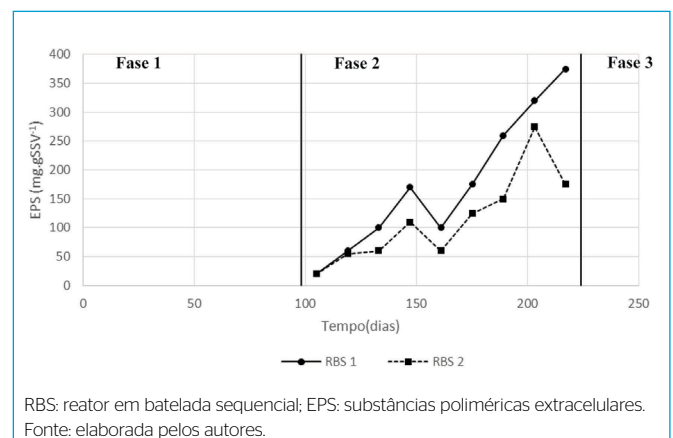


Figura 8 - Concentração de substância polimérica extracelular ao longo da fase 2.

bastante baixa e constante, houve aumento na velocidade de sedimentação real do lodo, fato explicitado pelo acréscimo na velocidade de sedimentação zonal. Observa-se também que essa elevação na velocidade ocorre nos dois reatores,

independentemente na RTV. Tal comportamento deve-se à baixa capacidade de sedimentação do inóculo, oriundo de um reator no qual se utilizavam membranas para a separação dos sólidos.

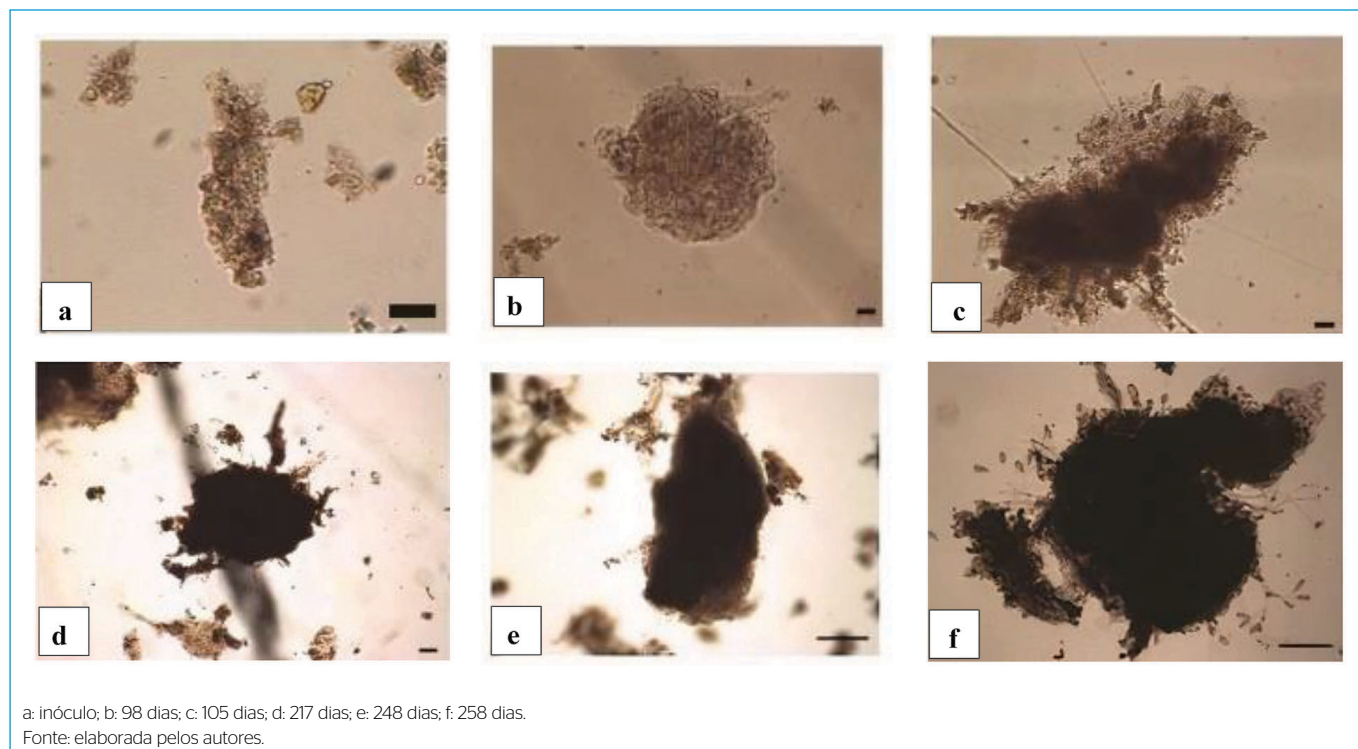


Figura 9 – Alterações na biomassa ao longo do tempo, para o reator em batelada sequencial 1.

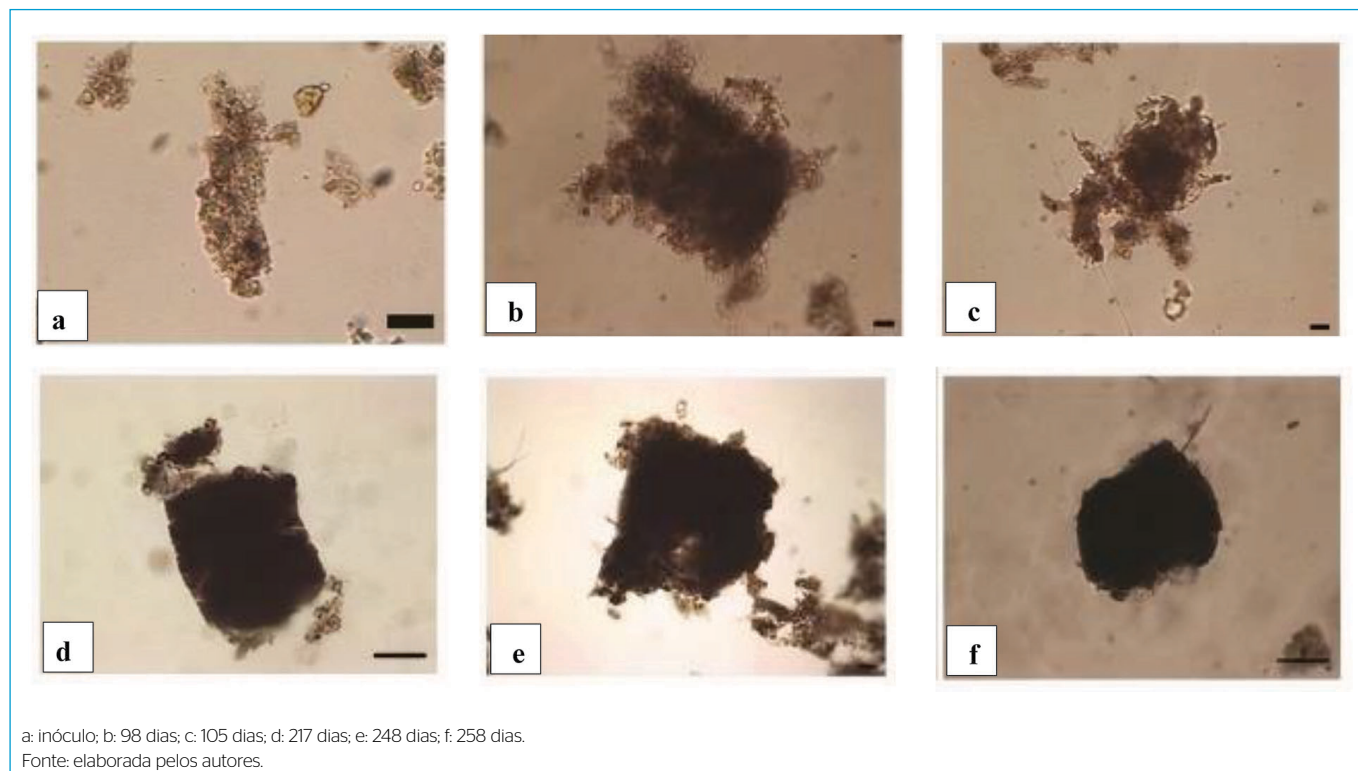


Figura 10 – Alterações na biomassa ao longo do tempo, para o reator em batelada sequencial 2.

O aumento na velocidade real das partículas parece se dar pelo acréscimo na sua densidade, posto que não há variação significativa no diâmetro. Ao se analisarem as Figuras 9A–9C e 10A–10C, pode-se verificar um incremento na densidade dos flocos, que se tornaram mais opacos. Esse aumento na densidade não foi causado pela aplicação de pressão de seleção advinda da velocidade de sedimentação. Entretanto, é importante salientar que o lodo estava submetido a forças de cisalhamento advindas da mistura existente na etapa anaeróbia e da aeração na etapa aeróbia. Essas forças parecem ter induzido a densificação das partículas, dado que as regiões mais externas dos flocos tendem a ser mais frágeis e menos densas.

Ao longo da fase 2, a velocidade de sedimentação real do lodo tendeu a se estabilizar em 2,5 m.h⁻¹ (Figura 11). Verifica-se, conforme já demonstrado anteriormente, que a formação dos grânulos se dá ao longo dessa fase, o que mostra, portanto, que foi possível produzir grânulos apesar de a velocidade de sedimentação real ser inferior aos valores reportados na literatura. Sendo assim, pode-se dizer que, para a situação em análise, a indução na formação do grânulo foi consequência, principalmente, da razão de crescimento da velocidade de sedimentação, decorrente da estratégia adotada na diminuição do tempo imposto à etapa de sedimentação.

Durante toda a fase 2, o tempo de sedimentação foi diminuído em 5 minutos a cada 14 dias de operação. No início esse valor era de 50 minutos e, ao fim, de 5 minutos. Como resultado, no início dessa fase, a fração de diminuição do tempo de sedimentação iniciou-se com o valor de 1/10 e finalizou com o valor de 1/2, apresentando um comportamento exponencial de crescimento. Dessa forma, a pressão de seleção dependeu efetivamente da razão de crescimento imposta no aumento da velocidade de sedimentação, influenciando decisivamente no comportamento hidrodinâmico das partículas. Quando essa pressão de seleção foi aplicada de forma lenta e gradual, conforme se verificou no início da fase 2, não houve resposta em relação à velocidade de sedimentação real do lodo, o que se deu somente no final dessa fase, quando a pressão de seleção foi imposta de forma mais efetiva em decorrência do aumento exponencial na velocidade de sedimentação imposta.

Ao se analisar o comportamento das concentrações de EPS na biomassa e a velocidade de seleção imposta ao longo da fase 2, nota-se que há semelhança nas tendências de crescimento dessas duas variáveis para os dois reatores, indicando que o aumento da pressão de seleção imposta induziu à liberação de EPS

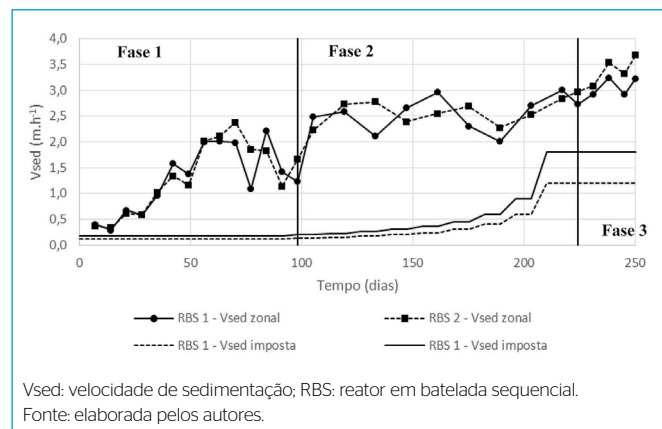


Figura 11 - Velocidade de sedimentação zonal e imposta, para os reatores em batelada sequencial 1 e 2.

pelos microrganismos. O aumento nas concentrações de EPS, entretanto, não influenciou na velocidade de sedimentação real dos grânulos. Acredita-se que, à medida que houve o acréscimo de EPS, tornando os grânulos mais densos, houve também o aumento no diâmetro desses grânulos, fato que contribui para o aumento da resistência ao arraste. Assim, pode-se inferir que o aumento na densidade dos grânulos, decorrente da elevação das concentrações de EPS, foi equilibrado com a expansão do diâmetro, o que veio a provocar maior resistência de arraste aos grânulos. À medida que os grânulos foram sendo quebrados, no final da fase 2, houve tendência ao aumento na velocidade de sedimentação real. É importante salientar que a ruptura dos grânulos, conforme se pode observar nas Figuras 9F e 10D, gera outros grânulos mais irregulares, que têm maior resistência ao arraste.

Na fase 3, por sua vez, os grânulos mantiveram as mesmas características verificadas ao fim da fase 2 com respeito à concentração de EPS e ao diâmetro médio. O aumento da esfericidade das partículas, perceptível na análise das Figuras 9E, 9F, 10E e 10F, parece ter contribuído para o acréscimo na velocidade de sedimentação.

A análise dos dados não permite apontar diferenças de comportamento quanto à formação dos grânulos entre os reatores RBS 1 e RBS 2. Isso indica que, para este experimento, a RTV não foi uma variável importante na indução da formação da biomassa granular.

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

Na Tabela 3 são apresentados valores para as concentrações e para as eficiências de remoção de matéria orgânica ($DQO_{solúvel}$) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) ao longo do tempo, respectivamente, para os reatores RBS 1 e RBS 2.

Verifica-se na fase 1, enquanto a biomassa estava na forma de flocos, que as eficiências de remoção de carbono e nitrogênio foram relativamente elevadas após o dia 20, aproximadamente, alcançando valores médios de remoção de 75% para a matéria orgânica solúvel e de 80% para o nitrogênio, na forma amoniacal e NTK. Verifica-se também comportamento similar entre os reatores RBS1 e RBS2.

Observando as Figuras 12 e 13, vê-se que o comportamento do RBS 2 para a $DQO_{solúvel}$ foi diferente quando comparado ao RBS 1. Como a razão de troca volumétrica foi menor no segundo reator, a carga orgânica volumétrica (COV) foi baixa. Assim, as concentrações do afluente eram baixas, logo as bactérias do RBS 2 assimilaram o substrato, gerando efluentes com baixas concentrações.

Observando-se os valores da concentração de $DQO_{solúvel}$ nos efluentes dos RBS1 e RBS2 e as respectivas eficiências de remoção (Tabela 3 e Figuras 12 e 13), não foram verificadas diferenças significativas ao nível de significância de $p = 0,05$ para a análise de dados pareados (utilizando o teste t de Student) para as três fases de operação. Contudo, o comportamento do RBS1 indicou maiores valores de eficiência de remoção nas fases 2 e 3, em que o maior valor de RTV possibilitou apenas um pequeno aumento na eficiência de remoção, porém com melhores resultados na formação de grânulos no lodo.

A segunda fase foi marcada por apresentar uma variação da eficiência decorrente da diminuição do tempo de sedimentação ao longo do experimento. Ao reduzir-se o tempo de sedimentação durante as semanas, a concentração de sólidos orgânicos variou, ocasionando a lavagem do lodo de baixa sedimentabilidade.

Tabela 3 - Resultados da concentração e da eficiência de remoção para demanda química de oxigênio da fração solúvel e nitrogênio total Kjeldahl das amostras do sistema.

Amostra	Parâmetro	Unidade	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
			x	s	n	x	s	n	x	s	n
Afluente	DQO _{solúvel}	mg.L ⁻¹	254,64	73,74	14	230,89	90,04	18	185,20	55,74	5
	NTK	mg.L ⁻¹	79,39	12,75	13	77,42	10,28	18	93,43	4,76	5
Efl saída RBS 1	DQO _{solúvel}	mg.L ⁻¹	85,00	73,10	14	59,11	21,25	18	62,00	17,85	5
	NTK	mg.L ⁻¹	31,60	21,63	13	38,84	19,71	18	24,53	8,35	5
Efl saída RBS 2	DQO _{solúvel}	mg.L ⁻¹	73,43	47,31	14	72,11	26,24	18	72,60	14,54	5
	NTK	mg.L ⁻¹	22,91	21,49	13	25,58	15,59	18	38,18	16,65	5
Remoção RBS 1	DQO _{solúvel}	%	67,52	19,77	14	71,77	12,91	18	61,04	24,33	5
	NTK	%	60,47	26,14	13	51,63	20,50	18	73,58	9,44	5
Remoção RBS 2	DQO _{solúvel}	%	71,33	12,50	14	65,12	17,00	18	56,98	18,47	5
	NTK	%	72,16	25,77	13	68,01	17,14	18	59,18	17,70	5

DQO_{solúvel}: demanda química de oxigênio da fração solúvel; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; * x: valor médio; s: desvio padrão; n: número de amostras; RBS: reator em batelada sequencial; efl: efluente.

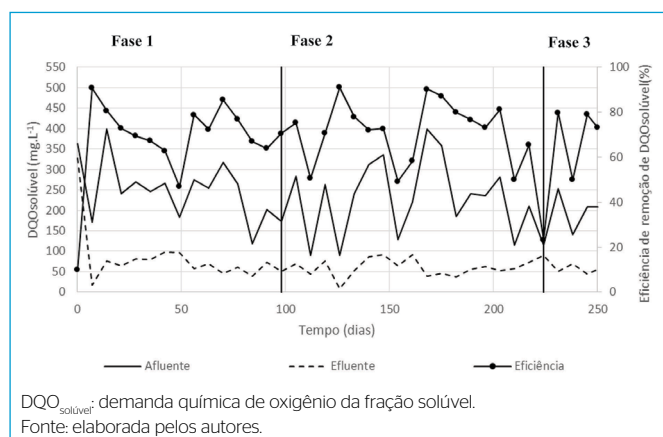


Figura 12 - Concentração e eficiência de remoção de matéria orgânica do reator em batelada sequencia 1.

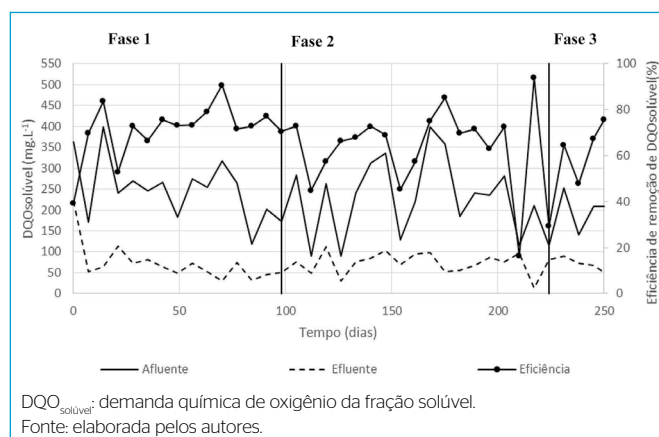


Figura 13 - Concentração e eficiência de remoção de matéria orgânica do reator em batelada sequencia 2.

Comparando-se os valores da concentração de NTK nos efluentes dos RBS1 e RBS2 e as respectivas eficiências de remoção (Tabela 3), não foram verificadas diferenças significativas ao nível de significância de $p = 0,05$ para a análise de dados pareados (utilizando o teste t de Student) para as fases 1 e 3 de operação. Para a fase 2 ocorreu diferença significativa entre os reatores, e o RBS2 apresentou melhor desempenho.

Na fase 2, verifica-se maior instabilidade nos resultados em virtude da aplicação da pressão de seleção, principalmente na remoção do nitrogênio. Na fase 3, verifica-se que, apesar da formação consistente de biomassa granular, os resultados de eficiência de remoção ainda não estavam estáveis, provavelmente em decorrência da baixa estabilidade dos grânulos formados nos reatores.

De forma geral, pode-se afirmar que a RTV não teve influência na eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Conforme relatado por Wagner *et al.* (2015), Liu *et al.* (2010) e Liu *et al.* (2011), a maior degradação da matéria orgânica e do nitrogênio dá-se no início do ciclo, estabilizando-se após aproximadamente 1 hora de reação aeróbia. Dessa forma, apesar de o reator com maior RTV ter sido submetido a maior carga de matéria orgânica

e nitrogênio, em razão do elevado tempo de ciclo utilizado no experimento, ocorria um período prolongado de *famine* para ambos os reatores. Diferenças significativas de eficiência poderiam ser observadas para ciclos mais curtos, em que o tempo de reação poderia ser decisivo nesse comportamento.

CONCLUSÕES

Este trabalho mostrou que é possível a formação de biomassa granular aeróbia em reatores com velocidades de sedimentação baixas (1,8 e 1,2 m.h⁻¹) e relação H/D unitária. Verificou-se que as velocidades de sedimentação real do lodo foram superiores àquelas impostas nos reatores ao longo de todo o experimento, mas que, independentemente disso, a estratégia de pressão de seleção aplicada foi suficiente para promover a retirada das partículas com menor capacidade de sedimentação do reator e para o estímulo da produção de EPS pelas bactérias.

O aumento da velocidade de sedimentação na fase inicial do experimento deu-se em razão do aumento na densidade das partículas. A partir da aplicação da pressão de seleção (fase 2), houve produção de EPS e a formação dos

grânulos, inicialmente instáveis com o aumento do diâmetro. A velocidade de sedimentação foi crescente ao longo da fase 3 como reflexo do aumento exponencial da pressão de seleção no fim da fase 2 e das maiores esfericidade e densidade das partículas.

Em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio, constatou-se eficiência maior na fase inicial, quando o lodo ainda se apresentava na forma de flocos. Observou-se ainda instabilidade nos valores de eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio na fase final do experimento, em razão, provavelmente, da baixa estabilidade dos grânulos aeróbios formados.

Não houve influência significativa da RTV nas eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio nem na formação do LGA.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Pires, D. P.: conceituação, curadoria de dados, análise formal, metodologia, escrita — primeira redação, revisão e edição. Benatti, J. C. B.: conceituação, análise formal, escrita — primeira redação, revisão e edição. Nour, E. A. A.: conceituação, supervisão, escrita — revisão e edição.

REFERÊNCIAS

- ADAV, S. S.; LEE, D. J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. *Journal of Hazard Mater*, v. 154, n. 1-3, p. 1120-1126, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.058>
- AWANG, N. A., SHAABAN, M. G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 112, p. 1-11, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ª ed. Washington: LMC - Pharmabooks, 2005.
- AKABOCI, T. R. V. *Tratamento de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais: desempenho do processo e modelagem matemática*. 169 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.
- BASHEER, F. Performance of sequencing batch reactor for the biodegradation of phenolic compounds. 176 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Department of Civil Engineering Z.H., College of Engineering and Technology, Aligarh Muslim University, 2012
- BUENO, R. F.; SUBTIL, E. L.; GASPAR, J.; INÁCIO, A. R.; MOURÃO, R. F. *Caracterização de flocos de lodo ativado por meio de análise de imagem: padronização e validação do método*. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia. 27º CBESA, 2013.
- CETIN, E.; KARAKAS, E.; DULEKGURGEN, E.; OVEZ, S.; KOLUKIRIK, M.; YILMAZ, G. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, v. 131, p. 74-89, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- CORSINO, S. F.; CAMPO, R.; DI BELLA, G.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 1055-1059, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.065>
- DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C.M. Aerobic granular sludge-state of the art. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 8-9, p. 75-81, 2007. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- DING, Z., BOURVEN, I., GUIBAUD, G., VAN HULLEBUSCH, E. D., PANICO, A., PIROZZI, F., ESPOSITO, G. Role of extracellular polymeric substances (EPS) production in bioaggregation: application to wastewater treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 99, p. 9883-9905, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6964-8>
- FRANCA, R. D. G.; PINHEIRO, H.M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; LOURENÇO, N. D. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. *Biotechnology Advances*, v. 36, n. 1, p. 228-246, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.005>
- HE, Q.; ZHOU, J.; WANG, H.; ZHANG, J.; WEI, L. Microbial population dynamics during sludge granulation in an A/O/A sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 214, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.088>
- HE, Q.; ZHANG, W.; ZHANG, S.; HOUGYU, W. Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity. *Chemical Engineering Journal*, v. 326, p. 1223-1231, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2017.06.071>
- HE, Q.; SONG, Q.; ZHANG, S.; ZHANG, W.; WANG, H. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions. *Chemical Engineering Journal*, v. 331, p. 841-849, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.060>
- JUNGLES, M. K. Desenvolvimento de grânulos aeróbios no tratamento de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS). Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2011.
- LI, D.; ZHANG, S.; LI, S.; ZENG, H.; ZHANG, J. The nitrogen removal of autotrophic and heterotrophic bacteria in aerobic granular reactors with different feast/famine ratio. *Bioresource Technology*, v. 272, p. 370-378, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.046>
- LIU, H.; FANG, H. H. P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*, v. 95, n. 3, p. 249-256, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00025-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00025-1)
- LIU, J.; LI, J.; WANG, X.; ZHANG, Q.; LITTLETON, H. Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences*, v. 51, p. 332-341, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>

- LIU, Y.; WANG, Z.-W.; QIN, L.; LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 67, p. 26-32, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- LIU, Y.; TAY, J.-H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, n. 7, p. 533-563, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- LIU, Y.-Q.; MOY, B.; KONG, Y.-H.; TAY, J.-H. 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*, v. 46, n. 5, p. 520-525, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- LIU, Y.-Q.; KONG, Y.; TAY, J.-H.; ZHU, J. Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater. *Separation and Purification Technology*, v. 82, p. 190-196, 2011. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.09.014>
- LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. The competition between flocculent sludge and aerobic granules during the long-term operation period of granular sludge sequencing batch reactor. *Environmental Technology*, v. 33, n. 23, p. 2619-2626, 2012. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.673011>
- LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, v. 193, n. 1, p. 265-275, 1951.
- METCALF; EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5ª ed. New York: McGraw-Hill International Editions, 2013.
- NANCHARIAH, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128-1143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- NIELSEN, S. S. Phenol-Sulfuric Acid Method for Total Carbohydrates. In: *Food Analysis Laboratory Manual*. 2ª ed. West Lafayette: Springer Science+Business Media, 2010. p. 48-53.
- PAN, X.; LIU, J.; ZHANG, D.; CHEN, X.; LI, L.; SONG, W.; YANG, J. A comparison of five extraction methods for extracellular polymeric substances (EPS) from biofilm by using threedimensional excitation-emission matrix (3DEEM) fluorescence spectroscopy. *Water AS*, v. 36, n. 1, p. 111-116, 2010. <https://doi.org/10.4314/wsav36i1.50914>
- PUJOL, S. B. Biogrânulos aeróbicos em reator sequencial em batelada para o tratamento de efluente de biodigestor proveniente da suinocultura. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.
- QIN, L.; LIU, Y.; TAY, J. H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 21, n. 1, p. 47-52, 2004. <http://doi.org/10.1016/j.bej.2004.03.005>
- ROCKTÄSCHEL, T.; SOERENSE, K. H.; KLARMANN, C.; OCHOA, J. BOISSON, P.; HORN, H. Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge. *Separation and Purification Technology*, v. 142, p. 234-241, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013>
- SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11-12, p. 41-46, 2004. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0799>
- SENGAR, A.; BASHEER, F.; AZIZ, A.; FAROOQI, I. H. Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices. *Journal of Cleaner Production*, v. 197, p. 616-632, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.167>
- SHOW, K. Y.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, v. 167, n. 6, p. 1622-1640, 2012. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- STURM, M. B. S.; IRVINE, L. Dissolved oxygen as key parameter to aerobic granule formation. *Water Science & Technology*, v. 58, n. 4, p. 781-787, 2008. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- SU, K. Z.; NI, B. J.; YU, H. Q. Modeling and Optimization of granulation process of activated sludge in sequencing batch reactors. *Biotechnol and Bioengineering*, v. 110, n. 5, p. 1312-1322, 2013. <https://doi.org/10.1002/bit.24812>
- VON SPERLING, M. *Lodos Ativados*. Vol 1, 3ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2012.
- WAGNER, J.; DA COSTA, R. H. R. Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor Using Real Domestic Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, v. 139, n. 11, p. 1391-1396, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000760](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000760)
- WAGNER, J.; GUIMARÃES, L. B.; AKABOCI, T. R. V.; COSTA, R. H. R. Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. *Water Science & Technology*, v. 71, n. 7, p. 1040-1046, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.064>
- WANG, F.; YANG, F. L.; ZHANG, X. W.; LIU, Y. H.; ZHANG, H. M.; ZHOU, J. Effects of cycle time on properties of aerobic granules in sequencing batch airlift reactor. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, v. 21, p. 1379-1384, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11274-005-5451-2>

