Desenvolvimento de lodo granular aeróbio em reatores em batelada sequencial utilizando esgoto sanitário e baixas taxas de aeração

Development of aerobic granular sludge in sequencing batch reactor with sanitary wastewater and low aeration rates

• **Data de entrada:**
17/04/2019

• **Data de aprovação:**
30/07/2019

Julio César Beltrame Benatti^{1*} | Pedro Menuzzo de Almeida Prado² | Edson Aparecido Abdul Nour² DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.078>

ORCID ID

Benatti JCB <https://orcid.org/0000-0002-9387-8300>

Prado PMA <http://orcid.org/0000-0002-5293-5700>

Nour EAA <https://orcid.org/0000-0002-6178-0878>

Resumo

Poucos estudos sobre formação de Lodos Granulares Aeróbios (LGA) utilizam efluentes reais e reatores em escala piloto, em razão de dificuldades associadas à variação nas características do substrato e à baixa concentração de matéria orgânica desses efluentes. Este trabalho vem contribuir com o entendimento dos mecanismos de formação do LGA em condições reais de operação e baixas taxas de aeração. Para tanto, foram utilizados três reatores, operados com diferentes taxas de aeração (0,15, 0,30 e 0,60 cm.s⁻¹), tempo de ciclo de 4 h e utilizando esgoto sanitário real de baixa carga orgânica como substrato. A granulação foi induzida pela aplicação de pressão de seleção a partir da redução controlada do tempo de sedimentação. Os resultados mostram ser possível a formação do LGA utilizando-se esgoto sanitário real como substrato e baixas taxas de aeração, com a obtenção de aproximadamente 90 % de biomassa granular nos reatores e diâmetro médio dos grânulos variando entre 1,3 mm e 1,5 mm.

Palavras-chave: Lodo Granular Aeróbio. Efluente Sanitário. Taxa de Aeração. Reator em Batelada Sequencial.

Abstract

There are few studies about the formation of Aerobic Granular Sludge (AGL) using real effluents and pilot scale reactors, due to difficulties associated with the variation in the substrate characteristics and the low organic matter concentration of these effluents. This work contributes to understand the mechanisms of AGS formation under real operating conditions, and low aeration rates (0,15, 0,30 e 0,60 cm.s⁻¹). For that, three reactors were operated with different aeration rates, cycle time of 4 h and using as substrate a sanitary wastewater of low organic load. The granulation was induced by the application of selection pressure from the controlled reduction of settling time. The results show that AGS formation is possible using real sanitary wastewater as substrate and low aeration rates, obtaining approximately 90 % of granular biomass in the reactors and the average diameter of the granules varying between 1.3 mm and 1,5 mm.

Keywords: Aerobic Granular Sludge. Sanitary Wastewater. Aeration Rate. Sequential Batch Reactor.

¹ Universidade do Estado de Mato Grosso - Sinop - Mato Grosso - Brasil.

² Universidade Estadual de Campinas - Campinas - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** benatti@unemat.br.

1 INTRODUÇÃO

Lodos granulares aeróbios são agregados de microrganismos que, apesar de serem formados pelos mesmos grupos encontrados nos flocos de lodos ativados convencionais, possuem maior diâmetro e densidade. Essa tecnologia recente tem sido explorada para a remoção de matéria orgânica, compostos de nitrogênio e de fósforo de águas residuais, em razão de suas características específicas, tais como excelente propriedade de sedimentação, estrutura microbiana compacta, alta retenção de biomassa e a capacidade de resistir a choques e cargas tóxicas (LIU et al., 2005; BENGTTSSON et al., 2018).

A elevada sedimentabilidade do lodo granular permite a construção de estações de tratamento mais compactas, uma vez que podem ser operadas com elevadas concentrações de lodo e baixos tempos de sedimentação. Além disso, a não utilização de sistema de retorno de lodo torna esses sistemas potencialmente eficientes em termos energéticos em relação aos processos de lodo ativado operados sob fluxo contínuo (PRONK et al., 2015; NANCHARAIH e KIRAN KUMAR REDDY, 2018).

Segundo Bengtsson et al. (2018), recentemente, o foco das pesquisas em lodo granular aeróbio deixou de ser o de entender os mecanismos de granulação utilizando substratos sintéticos e passou a abordar os desafios da aplicação dessa tecnologia utilizando efluentes reais. Wilén et al. (2018) afirmam que estudos realizados com a utilização de efluentes sintéticos e em escala de laboratório fornecem grânulos estáveis dentro de algumas semanas, ou ainda mais rápido, enquanto os reatores em escala piloto ou escala real exigem períodos mais longos para a formação, e a instabilidade dos grânulos é comum.

A utilização de efluentes reais pode trazer problemas operacionais decorrentes da variação na concentração e composição do substrato,

flutuação de temperatura, entre outros; entretanto, estudos com essas condições dinâmicas precisam ser realizados (WILÉN et al., 2018). Segundo Nancharaiah e Kiran Kumar Reddy (2018), pesquisas futuras devem ser direcionadas para a descoberta de mecanismos de formação do lodo granular aeróbio, buscando melhorar a sua formação em efluentes reais de baixa carga orgânica.

Entre as variáveis que influenciam a formação do lodo granular aeróbio, a taxa de aeração parece ser uma das mais importantes. Isso porque o fluxo ascendente de ar, ao mesmo tempo em que fornece oxigênio dissolvido aos microrganismos, promove a aplicação de forças de cisalhamento hidrodinâmico nos grânulos. Estudos como os desenvolvidos por Liu e Tay (2006), Sturm e Irvine (2008) e Devlin et al. (2017) apresentam resultados contraditórios acerca da possibilidade da formação de lodo granular aeróbio sob baixas taxas de aeração.

Assim, em razão da necessidade de ampliar a compreensão sobre os mecanismos da formação de lodo granular aeróbio em sistemas de tratamento de esgoto sanitário e da existência dos resultados inconclusivos acerca da formação deste lodo em diferentes taxas de aeração, este estudo propõe verificar a formação de lodo granular aeróbio utilizando esgoto sanitário real como substrato, em reatores operados com baixas taxas de aeração.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 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 Fig. 1 é apresentado o arran-

jo dos reatores R1, R2 e R3, com altura de 1,6 m e diâmetro de 0,4 m, totalizando um volume útil de 200 L, Relação de Troca Volumétrica (RTV) de 50 %, relação H/D de 4 e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 8 h. Este valor de relação H/D foi definido a partir dos trabalhos apresentados por Liu e Tay (2004) e Awang e Shaaban (2016). Para a aeração dos reatores foram aplicadas vazões de ar de 11 L.min^{-1} , 22 L.min^{-1} e 44 L.min^{-1} . Considerando-se uma área transversal de 1.257 cm^2 , essas vazões correspondem à velocidade de ascensão de ar de $0,15 \text{ cm.s}^{-1}$,

$0,30 \text{ cm.s}^{-1}$ e $0,60 \text{ cm.s}^{-1}$, respectivamente, para os reatores R1, R2 e R3. Os valores velocidade de ascensão de ar utilizados basearam-se nos trabalhos apresentados por Liu e Tay (2006), Sturm e Irvine (2008) e Devlin et al. (2017). A aeração foi realizada por cortina de difusão de ar e a vazão foi controlada por rotâmetros (Rot). O suprimento de ar comprimido foi mantido por compressor do tipo pistão. A operação dos reatores foi feita a partir de automação utilizando-se temporizadores digitais, válvulas pneumáticas (VAP) e sensores de nível (SN).

Figura 1 – Aparato experimental utilizado: reatores R1, R2 e R3.

O substrato utilizado nos ensaios, com composição de um esgoto sanitário característico, foi gerado na área norte do Campus de Campinas da Unicamp, onde estão localizados laboratórios de ensino e pesquisa, salas de aula, agências bancárias, restaurantes, lanchonetes e o Hospital de Clínicas. A coleta era realizada a cada 48 horas, diretamente da rede coletora pública, e o esgoto era conduzido para reservatórios que alimentavam os reatores. Bombas submersas no interior dos reservatórios eram acionadas 10 min antes da alimentação dos reatores, para a suspensão dos sólidos sedimentados.

Na Tabela 1 são apresentados parâmetros físico-químicos do efluente bruto (temperatura, pH, alcalinidade total, demanda química de oxigênio (DQO), concentração de sólidos totais (ST), concentração de sólidos totais voláteis (STV), concentração de sólidos suspensos (SS), concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃). Os valores foram obtidos segundo metodologia apresentada em APHA (2015). De acordo com Metcalf e Eddy (2017), o efluente utilizado pode ser caracterizado como de média carga orgânica e elevada concentração de amônia.

Tabela 1 – Parâmetros físico-químicos do efluente bruto

Parâmetro	Unidade	x	s	n	Máx.	Mín.
Temperatura	°C	22,0	3,3	19	27,0	16,0
pH	/	7,1	0,2	19	7,5	6,8
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	331,5	37,4	20	386,2	259,3
DQO	mg.L ⁻¹	623,7	117,2	20	862,1	503,2
ST	mg.L ⁻¹	734,2	214,1	19	1470,0	500,0
STV	mg.L ⁻¹	396,7	104,8	18	560,0	180,0
SS	mg.L ⁻¹	153,2	58,6	20	300,0	70,0
SSV	mg.L ⁻¹	132,8	54,5	20	250,0	70,0
NTK	mg.L ⁻¹	98,4	7,1	9	112,8	88,9
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	76,3	12,1	11	88,1	44,7

x - valor médio, s - desvio padrão, n - número de amostras, máx. - valor máximo, mín. - valor mínimo

2.2 Operação dos Reatores

Os reatores operaram em ciclos de 4h, divididos em 4 etapas: enchimento, reação, sedimentação e descarte. O tempo de ciclo foi definido de forma a possibilitar um regime de *feast-famine* que viabilizasse um balanço positivo na produção de substância polimérica extracelular (EPS), conforme relatado por De Sousa Rollemberg et al. (2018). O EPS funciona como uma “cola biológica” e é responsável pela formação e manutenção dos grânulos aeróbios (DE KREUK et al., 2010; DING et al., 2015).

A etapa de enchimento teve duração de 30 min, seguida pela etapa de reação, com duração variável ao longo do experimento (de 180 min a 195 min). A variação no tempo de reação

deve-se à variação no tempo de sedimentação aplicado aos reatores, que se iniciou com 20 min e foi reduzido de forma controlada para 5 min. A diminuição controlada do tempo de sedimentação é uma estratégia utilizada para a formação dos grânulos aeróbios em reatores em batelada sequencial. Baixos tempos de sedimentação geram uma pressão de seleção no interior do reator, com a manutenção da biomassa com maior sedimentabilidade e lavagem do material mais disperso e flocular. Assim, visando à aplicação da pressão de seleção de forma controlada, buscou-se inicialmente conhecer os valores de tempo de sedimentação extremos para o experimento, isto é, o tempo no início do experimento, para a aclimação da biomassa, e o tempo no final do

experimento, onde se aplica a pressão de seleção máxima ao reator.

O tempo de sedimentação no início do experimento foi definido como 20 min, em função das boas características de sedimentabilidade do inóculo. Com esse tempo, praticamente toda a biomassa permanecia no reator, configurando, portanto, uma situação onde não havia pressão de seleção sendo aplicada aos microrganismos.

O tempo de sedimentação final do experimento, de 5 min, foi definido a partir do trabalho apresentado por Liu et al. (2005).

O tempo de descarte de efluente tratado dos reatores foi fixado em 10 min. Esse tempo foi definido em função das características hidráulicas do sistema.

Ao longo de todo o experimento não foi realizado descarte intencional de lodo e a relação alimento/microrganismo (A/M) não foi utilizada como parâmetro de controle.

2.3 Inoculação e Start-Up

Cada um dos reatores foi inoculado com 40 L de lodo ativado convencional, coletado da linha de descarte de lodo da ETE Picarrão, localizada no município de Campinas, SP. O inóculo possuía uma concentração de Sólidos Totais de 11,5 g.L⁻¹. Após a adição do inóculo, os reatores foram preenchidos com efluente bruto e a aeração foi mantida por 24 h antes do início dos ciclos.

Para a aplicação da pressão de seleção, foram utilizados apenas 2 estágios: o primeiro se deu no 17º dia de operação, com a redução do tempo de sedimentação de 20 min para 10 min, e o segundo no 52º dia de operação, reduzindo-se o tempo de sedimentação de 10 min para 5 min.

2.4 Análises Físicas e Químicas do Lodo

Com o objetivo de verificar a formação do lodo granular aeróbio nos reatores, foram realizadas análises químicas e físicas no Liquor Misto de cada reator, de forma periódica (Tabela 2).

Tabela 2 – Métodos e frequência das análises realizadas

Análise	Método	Frequência
Oxigênio Dissolvido	SM* 54500	Semanal
Sólidos Suspensos Voláteis - SSV	SM* 2540	Semanal
Índice Volumétrico do Lodo - IVL	Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004)	Semanal
Velocidade de Sedimentação Zonal - V_{sed}	Von Sperling (2012)	Semanal
Granulometria	Laguna et al. (1999)	Quinzenal
Fotografias	-	Quinzenal

3 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 Caracterização da Biomassa nos Reatores

Na Fig. 2 são apresentadas as variações das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e de temperatura no liquor misto dos reatores, ao longo do tempo, medidos no final da etapa de

aeração. As linhas verticais pontilhadas indicam os estágios de diminuição do tempo de sedimentação realizados nos dias 17 e 52. É apresentada também a variação da concentração de saturação de OD no meio líquido, obtida em função da temperatura e da altitude, de acordo com a Lei de Henry.

Figura 2 – Variação do Oxigênio Dissolvido (OD) e da Temperatura (T) em função do tempo de operação dos reatores.

Observa-se que as taxas de aeração aplicadas nos três reatores levaram a valores de OD inferiores à concentração de saturação. Sturm e Irvine (2008) afirmam que a concentração elevada de OD no reator é a chave para a formação do lodo granular aeróbio. Segundo os autores, concentrações de OD inferiores a 5 mg.L^{-1} inviabilizam a formação desse tipo de lodo. Outros estudos têm apontado que, embora seja possível obter grânulos aeróbios em baixas concentrações de OD, eles não são estáveis e se desintegram durante períodos de operação de longo prazo (MOSQUE-RACORRAL et al., 2005).

Nota-se uma oscilação nos valores de OD no início do experimento, ocasionada pela variação considerável da temperatura neste período e consequente variação da solubilidade do oxigênio no meio. Para o reator R1, é possível que tenham ocorrido erros de leitura nos dias em que foram verificados picos de concentração de OD (dias 23 e 44).

Na Fig. 3 é apresentada a variação das concentrações de biomassa (SSV) no liquor misto (LM) dos reatores em função do tempo de operação. São apresentados também os valores de concentração de SSV nos efluentes tratados (ET).

Figura 3 – Variação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em função do tempo de operação dos reatores.

Verifica-se que os dois estágios de pressão de seleção aplicados (linhas pontilhadas verticais) levaram efetivamente a uma diminuição da concentração de sólidos nos reatores, mostrando, portanto, que a pressão de seleção foi suficiente para retirar dos reatores parcela da biomassa com menor velocidade de sedimentação. Isso fica evidenciado pelos maiores valores de SSV no efluente tratado dos reatores, principalmente após a aplicação do primeiro estágio da pressão de seleção.

A concentração de SSV no LM em R1 varia em torno de um valor médio (2500 mg.L^{-1}), com períodos de ganho e perda de biomassa ao longo da operação. Apesar da baixa taxa de aeração aplicada em neste reator, não houve estratificação de lodo, mostrando que a mistura não foi

prejudicada. Isso foi verificado a partir da realização de ensaios de concentração de Sólidos Totais em amostras de liquor misto coletadas em diferentes alturas do reator (0,4 m, 0,8m e 1,2 m), que mostraram variação inferior a 5,0 % na concentração de sólidos nas três alturas analisadas.

Para o reator R2, verifica-se uma tendência de aumento na concentração da biomassa, já a partir da aplicação do segundo estágio da pressão de seleção, enquanto no reator R3 essa tendência também é observada, entretanto após um longo tempo de concentração constante.

Na Fig. 4, a seguir, é apresentada a variação dos valores de IVL_{30} (Índice Volumétrico do Lodo avaliado para um tempo de sedimentação de 30 minutos) para os reatores R1, R2 e R3.

Figura 4 – Variação do Índice Volumétrico do Lodo (IVL_{30}) em função do tempo de operação dos reatores.

Verifica-se também nesse parâmetro a influência da pressão de seleção imposta, sendo que sua aplicação levou à instabilidade do lodo no interior dos reatores.

Para o reator R1, os valores de IVL_{30} são instáveis ao longo da operação, mas variam em torno de

100 mL.g^{-1} , mesmo valor do inóculo, típico de um lodo ativado convencional.

No caso do reator R2, valores da ordem de 50 mL.g^{-1} são verificados a partir de aproximadamente 100 dias de operação, enquanto o mesmo ocorre no reator R3 apenas a partir do dia 250. Valores de

IVL_{30} da ordem de 50 mL.g^{-1} estão de acordo com os apresentados por outros autores que verificaram a formação de lodo granular aeróbio utilizando esgoto sanitário como substrato (WAGNER e DA COSTA, 2013; LIU et al., 2018).

Conforme relatado por Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004), o parâmetro IVL_{30} não é capaz de exprimir as interações que ocorrem entre as partículas, no caso do lodo granular aeróbio. Assim, ainda segundo os mesmos autores, uma forma

correta de se avaliar este parâmetro é comparando-se valores de IVL para tempos diferentes de sedimentação. Considera-se um lodo com boa capacidade de sedimentação aquele cuja relação entre o IVL_{30} e IVL_5 se aproxima de 100 %. Na Fig. 5 são apresentados valores da relação IVL_{30}/IVL_5 para os três reatores. São apresentados também dados de Velocidade de Sedimentação Zonal (V_{sed}). Em razão de restrição na metodologia utilizada, valores de V_{sed} superiores a 30 cm.min^{-1} não puderam ser medidos.

Figura 5 – Variação da relação IVL_{30}/IVL_5 e da V_{sed} em função do tempo de operação dos reatores.

É possível notar que a sedimentabilidade do reator R1 aumenta à medida que se aplica a pressão de seleção, mas atinge um limite, tendo os valores de IVL_{30}/IVL_5 variando em torno de um valor médio (~70%). Nota-se também uma variabilidade nos valores da relação, indicando que o lodo formado não tem estabilidade estrutural. Comportamento similar é verificado em relação à velocidade de sedimentação. Uma trajetória diferente foi verificada nos reatores R2 e R3, cujos valores da relação entre IVL tenderam a aumentar de forma pronunciada após a aplicação do segundo estágio de pressão de seleção, alcançando valores da ordem de 100%. Autores que relataram a formação de lodo granular aeróbio utilizando efluente domés-

tico como substrato (LIU et al., 2010; CETIN et al., 2018) obtiveram valores entre 90% e 100% para a mesma relação de IVL avaliada. O valor de velocidade de sedimentação para esses reatores tem comportamento similar, com aumento pronunciado a partir da aplicação da pressão de seleção. Nota-se que a V_{sed} em R2 alcança os 30 cm.min^{-1} aos 100 dias de operação, enquanto o mesmo ocorre em R3 aos 65 dias.

Os dados de sedimentabilidade apresentados (Figs. 4 e 5) mostram a influência da taxa de aeração na formação dos lodos. Para o reator R1, nota-se pouca variação das características analisadas ao longo da operação, mostrando que a baixa

taxa de aeração leva à instabilidade do lodo, em relação aos parâmetros analisados. No caso dos reatores R2 e R3, parece ter havido uma alteração mais significativa das características de sedimentabilidade do lodo, com tendência à estabilidade ao longo da operação. Na Fig. 6 são apresentadas a variação do diâmetro médio das partículas

($D_{méd}$) para os três reatores e a porcentagem de partículas com diâmetro maior que 0,2 mm ($D > 0,2$ mm). De acordo com Liu e Tay (2004), partículas com diâmetro maiores que 0,2 mm e que tenham estrutura próxima a uma esfera e contorno visível podem ser classificadas como grânulos aeróbios.

Figura 6 – Variação do diâmetro médio das partículas em função do tempo de operação.

Observa-se que a partir da aplicação do primeiro estágio de pressão de seleção (Fig. 6) houve uma tendência de aumento do diâmetro médio das partículas do lodo, sendo que a taxa de aumento foi maior para os reatores R1 e R2. Verifica-se que o diâmetro médio das partículas no reator R1 aumenta de forma pronunciada no início do experimento, com posterior tendência à diminuição, indicando instabilidade estrutural. No caso do reator R2, houve uma estabilização no valor do diâmetro médio após aproximadamente 100 dias de operação. Para o reator R3, a resposta à aplicação da pressão de seleção foi mais lenta, com um aumento no diâmetro médio das partículas ocorrendo de forma gradual, até a aparente estabilização, na fase final do período de avaliação. Verifica-se também que há um aumento repentino da porcentagem de partículas de lodo com diâmetro maior que 0,2 mm nos reatores R1

e R2, enquanto para o reator R3 esse acréscimo se dá de forma mais gradual. Ao final do período analisado, 90% das partículas presentes no lodo dos reatores R2 e R3 apresentavam diâmetro superior a 0,2 mm, enquanto para o R1, 70% das partículas apresentaram a mesma característica.

Os parâmetros granulométricos apresentados mostram que, nos três reatores, a resposta à pressão de seleção aplicada foi o aumento do diâmetro médios das partículas de lodo e a diminuição das partículas com diâmetros inferiores a 0,2 mm, e isso se deu independentemente da taxa de aeração aplicada.

Na Fig. 7 são apresentadas fotografias da biomassa dos reatores R1, R2 e R3, para diferentes tempos de operação (56 dias, 100 dias, 159 dias e 240 dias). A linha horizontal vermelha nas fotografias tem comprimento de 10 mm.

Figura 7 – Fotografias da biomassa dos reatores R1, R2 e R3, para diferentes tempos de operação (Reator R1 - 56 dias (A), 100 dias (D), 159 dias (G) e 240 dias (J); Reator R2 - 56 dias (B), 100 dias (E), 159 dias (H) e 240 dias (K); Reator R3 - 56 dias (C), 100 dias (F), 159 dias (I) e 240 dias (L)).

Observa-se, das figuras apresentadas para o reator R1 (Figs. 7A, 7D, 7G e 7J), pouca variação na estrutura do lodo, confirmando os resultados mostrados anteriormente, que indicam manutenção das características físicas da biomassa do reator R1 após, aproximadamente, 50 dias de operação. Verifica-se, de forma qualitativa e comparativa, a variação do diâmetro médio das partículas, conforme verificado na Fig. 6, ocorrendo a diminuição do diâmetro médio no final da avaliação. Nota-se um formato que difere sensivelmente de uma esfera, e com contorno irregular, aspectos desejados e essenciais em lodos granulares aeróbios. Tay, Liu e Liu (2001) observaram a formação de lodo com características similares em reator operado com velocidade de ascensão de ar de $0,8 \text{ cm.s}^{-1}$, e chamaram as partículas de bioflocos. Estrutura semelhante foi encontrada por Devlin et al. (2017) quando se aplicou carga orgânica elevada em reator com baixa velocidade de ascensão de ar.

As fotografias para o reator R2 (Figs. 7B, 7E, 7H e 7K) indicam que a estrutura do lodo é similar à verificada em R1 no início do processo de formação, mas que se alterou na fase final, com diminuição do diâmetro das partículas e aumento da esfericidade. Esse comportamento resulta no au-

mento da sedimentabilidade, aumento da densidade da partícula com consequente aumento da relação IVL_{30}/IVL_5 . Portanto, o que se verifica é, inicialmente, a formação de bioflocos, com posterior quebra e arredondamento das partículas do lodo, formando grânulos aeróbios. Nota-se uma regularidade no tamanho médio das partículas, com pouca variação de diâmetro, elevada esfericidade e contorno regular.

Quanto ao reator R3 (Figs. 7C, 7F, 7I e 7L), verifica-se um comportamento diferente em termos de formação dos grânulos: no início da operação ainda não havia partículas densas, sendo que todo o lodo do reator se encontrava na forma de flocos. Posteriormente, começam a permanecer partículas com maior diâmetro no reator e o processo de granulação ocorre de forma mais lenta. Observa-se também uma maior variação no diâmetro das partículas em relação ao reator R2, mas também elevada esfericidade e contorno regular.

Na Fig. 8 são apresentadas as curvas granulométricas obtidas para o lodo dos reatores, na fase final do experimento (239 dias de operação). O eixo vertical do gráfico (porcentagem que passa) indica a porcentagem das partículas cujo diâmetro é menor do que o indicado na curva.

Figura 8 – Curvas granulométricas obtidas para os reatores R1, R2 e R3 na fase final do experimento (239 dias).

A partir da análise da Fig. 8, pode-se notar a elevada regularidade no tamanho das partículas do reator R2, com aproximadamente 71 % das partículas com diâmetro variando entre 1 mm e 2 mm. Apenas 6 % das partículas do lodo são maiores que 2 mm. No caso do reator R3, 31 % das partículas têm diâmetro entre 1 mm e 2 mm, enquanto as partículas maiores que 2 mm alcançam 34%, mostrando uma maior uniformidade de distribuição. Essa característica granulométrica do lodo não fica perceptível ao se analisar o diâmetro médio ou a porcentagem de partículas maiores que 0,2 mm (Fig. 6), que apresentam resultados próximos para os dois reatores na fase final do experimento.

Essa limitação de tamanho das partículas observada no reator R2 deve estar relacionada ao baixo gradiente de concentração de oxigênio existente entre o meio aquoso e o interior dos grânulos, quando se compara com R3, em razão da menor taxa de aeração e menor concentração de OD no líquido misto (Fig. 2). Mosqueracorrall et al. (2005) relatam instabilidade estrutural dos grânulos quando da redução de concentração de OD no reator, em razão da dificuldade de penetração de oxigênio nas camadas mais internas dos grânulos, com consequente diminuição na produção de EPS e perda da estabilidade estrutural. Desta forma, para o reator R2, o baixo gradiente de concentração de OD limita o crescimento dos grânulos até o diâmetro aproxi-

mado de 2 mm. Para o reator R3, em razão do maior gradiente de concentração de OD, verifica-se a ocorrência de grânulos com maiores diâmetros.

A aeração aplicada nos reatores tem dois efeitos sobre o lodo: fornece oxigênio dissolvido e gera forças de cisalhamento hidrodinâmico responsáveis pela forma e estrutura dos grânulos (LIU e TAY, 2012). Desta forma, quanto maior a taxa de aeração aplicada, maior será a disponibilidade de OD no meio e maiores as ações das forças de cisalhamento hidrodinâmico atuando nas partículas. Para o reator R1, a baixa taxa de aeração aplicada permitiu um crescimento acelerado das partículas, uma vez que eram baixas as forças de cisalhamento atuantes. A estrutura do lodo formado, entretanto, apresenta baixa estabilidade e baixa esfericidade, o que fica claro pela diminuição do diâmetro médio ao longo do tempo de operação, e pela análise da Fig. 7.

No caso dos reatores R2 e R3, parece haver uma maior estabilidade estrutural das partículas, cujo valor de diâmetro médio tende a se estabilizar ao longo do tempo de operação. Essa maior estabilidade deve estar relacionada à maior atuação das forças de cisalhamento hidrodinâmico, que torna as partículas mais densas e esféricas (AWANG e SHAABAN, 2016). A partir dos resultados apresentados, é possível fazer as seguintes análises acerca dos reatores estudados (Tabela 3).

Tabela 3 – Características do lodo formado nos reatores R1, R2 e R3

Reator	Vazão de ar (L.min ⁻¹)	Taxa de aeração (cm.s ⁻¹)	Relação IVL ₃₀ /IVL ₅	Granulometria	Morfologia do lodo
R1	11	0,15	Baixa (70%)	D médio: 0,65 mm % D >0,2 mm: 74 % % D entre 1 e 2 mm: 20 % % D >2 mm: 12 %	Granulometria típica dos lodos granulares, mas com baixa sedimentabilidade. Comportamento influenciado pela irregularidade superficial das partículas e baixa esfericidade, consequência da pouca atuação de forças de cisalhamento hidrodinâmico
R2	22	0,30	Elevada (100%)	D médio: 1,3 mm % D >0,2 mm: 91 % % D entre 1 e 2 mm: 71 % % D >2 mm: 6 %	Granulometria típica dos lodos granulares, com elevada sedimentabilidade. Formação de grânulos estáveis, regulares e de elevada esfericidade, em razão da atuação suficiente de forças de cisalhamento hidrodinâmico. Diâmetro dos grânulos influenciado pela limitação no gradiente de concentração de OD.
R3	44	0,60	Elevada (100%)	D médio: 1,5 mm % D >0,2 mm: 87 % % D entre 1 e 2 mm: 31 % % D >2 mm: 34 %	Granulometria típica dos lodos granulares, com elevada sedimentabilidade. Formação de grânulos estáveis, regulares e de elevada esfericidade, em razão da atuação suficiente de forças de cisalhamento hidrodinâmico. Maior uniformidade de distribuição de diâmetros quando comparado ao R2.

4 CONCLUSÕES

Os resultados apresentados mostram a formação de lodo granular aeróbio em duas das três situações analisadas, com valores de oxigênio dissolvido inferiores à saturação e utilizando-se taxas de aeração inferiores às aquelas reportadas na literatura como mínimas para a formação deste tipo de lodo.

O lodo formado nos reatores R2 e R3 apresenta elevada sedimentabilidade, com granulometria típica de lodos granulares. Do ponto de vista morfológico, foram observadas partículas com elevada esfericidade e superfície regular. No caso do Reator R1, observou-se a formação de bioflocos.

Sob baixa taxa de aeração ($0,15 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$), as forças de cisalhamento hidrodinâmico são insuficientes para moldar as partículas de lodo, permitindo um aumento de diâmetro que leva à instabilidade estrutural. Além disso, não se verifica o adensamento e o arredondamento das partículas. Quando se tem maiores taxas de aeração ($0,30 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ e $0,60 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$), as forças de cisalhamento são suficientes para a formação dos grânulos aeróbios e o seu diâmetro médio é limitado pela concentração de OD no meio.

Vale ressaltar que outras variáveis que não foram analisadas neste trabalho, como a relação Alimento/Microrganismo, a concentração de EPS e a população relativa de Organismos Acumuladores de Fosfato, por exemplo, também podem ajudar a explicar os resultados do trabalho, além da disponibilidade de OD no meio e da atuação das forças de cisalhamento hidrodinâmico.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
- 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, ago. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- BENGTTSSON, S. et al. Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 119–166, 2018. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>
- CETIN, E. et al. 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, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- DE KREUK, M. K. et al. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. **Water Research**, v. 44, n. 20, p. 5929–5938, dez. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.033>
- DE SOUSA ROLLEMBERG, S. L. et al. Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 678–688, dez. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- DEVLIN, T. R. et al. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 229–235, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- DING, Z. et al. Role of extracellular polymeric substances (EPS) production in bioaggregation: application to wastewater treatment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 9883–9905, dez. 2015. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6964-8>
- LAGUNA, A. et al. A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 8, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00602-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00602-2)
- LIU, J. et al. Roles of bacterial and epistylis populations in aerobic granular SBRs treating domestic and synthetic wastewaters. **Chemical Engineering Journal**, v. 351, p. 952–958, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.06.161>
- LIU, Y. et al. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 67, n. 1, p. 26–32, abr. 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, set. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>

- LIU, Y.-Q. et al. 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. 6, p. 520–525, maio 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge. **Journal of Biotechnology**, v. 124, n. 2, p. 338–346, jul. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2005.12.037>
- 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, dez. 2012. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.673011>
- METCALF; EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. [s.l.] AMGH, 2017. v. 1
- MOSQUERACORRAL, A. et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2676–2686, jul. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- NANCHARAI, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128–1143, jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, nov. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- 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, jun. 2004. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0799>
- STURM, B. S. M.; IRVINE, R. L. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 4, p. 781–787, set. 2008. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- TAY, J.-H.; LIU, Q.-S.; LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Journal of Applied Microbiology**, v. 91, n. 1, p. 168–175, jul. 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 3a ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2012. v. 4
- 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, nov. 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000760](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000760)
- WILÉN, B.-M. et al. The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 102, n. 12, p. 5005–5020, jun. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-8990-9>