

II-144 - DESENVOLVIMENTO DE BIOMASSA GRANULAR EM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS OPERADO COM VOLUME CONSTANTE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Jéssica Antunes Xavier⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Estado de Santa Catarina. Mestrado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Doutoranda em Engenharia Ambiental no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (UFSC).

Dayane Gonzaga Domingos⁽²⁾

Química Industrial e Licenciada em Química pela Universidade do Sul de Santa Catarina. Mestranda em Engenharia Ambiental no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (UFSC).

Rejane Helena Ribeiro da Costa⁽³⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal da Paraíba. Doutora em Tratamento e Qualidade das Águas no Institut National des Sciences Appliquées (INSA, Toulouse, França), com Pós-Doutorado na Université Montpellier I (Montpellier, França). Professora Titular da Universidade Federal de Santa Catarina.

Endereço⁽¹⁾: Campus Universitário Trindade –CEP: 88010970 - Florianópolis - SC - Brasil - Caixa-postal: 476 - Telefone: (48) 37217743 -e-mail: jessica.antunes@posgrad.ufsc.br

RESUMO

Os reatores operados em bateladas sequenciais (RBS) com biomassa granular aeróbia são uma tecnologia compacta e promissora no tratamento de águas residuárias. Porém, sua utilização com esgoto sanitário real ainda é um desafio, devido à baixa carga desses efluentes. O presente trabalho avaliou a granulação da biomassa em RBS, em escala piloto, operado com volume constante (enchimento simultâneo ao descarte de efluente tratado), sem a adição de inóculo, para o tratamento de esgoto sanitário. O reator operou em ciclos de 6 horas, onde cada ciclo compreendeu as etapas: enchimento ascensional e descarte concomitante (90 min), reação aeróbia (240 min) e sedimentação (30 min). O desenvolvimento de biomassa granular aeróbia ocorreu no sistema sem inoculação. Após 12 dias de operação, a concentração de sólidos e a fração de agregados com diâmetro acima de 200 μm estavam em aproximadamente 1,0 g L⁻¹ e 70%, respectivamente. A melhor sedimentabilidade da biomassa foi alcançada com 75 dias de operação (razão $\text{IVL}_{30}/\text{IVL}_{10} = 0,9$). O reator tratou o esgoto sanitário atendendo as exigências nacionais de padrões de lançamento de efluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Biomassa Granular Aeróbia, Esgoto Sanitário, RBS, Volume Constante.

INTRODUÇÃO

A busca por tecnologias de tratamento de efluentes mais compactas, com remoção simultânea de matéria orgânica e de nutrientes, se torna indispensável frente à crescente expansão demográfica. Uma tecnologia de tratamento biológico em recente desenvolvimento é a de biomassa granular aeróbia. Os grânulos aeróbios têm vantagens significativas sobre os flocos de lodos ativados, são mais fortes, regulares e densos, possuem elevada retenção de biomassa, excelente sedimentabilidade e elevada atividade microbiana (ZHU et al., 2013). Essa tecnologia é preferencialmente aplicada em reatores de bateladas sequenciais, onde o uso de decantador secundário é dispensado, reduzindo a área de implantação da estação de tratamento. Por apresentarem estrutura compacta, com diâmetro variando entre 0,2 e 3,0 mm, os grânulos aeróbios têm resistência à transferência de massa, especialmente de oxigênio. O que resulta na limitação da difusão de oxigênio internamente, criando-se zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias dentro dos grânulos, favorecendo condições ambientais para o crescimento de bactérias aeróbias e facultativas, possibilitando a remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo (de KREUK et al., 2007).

Apesar das várias aplicações em escala real de sistemas com lodo granular aeróbio (LGA), as condições de operação necessárias para formar grânulos durante o tratamento de efluentes de baixa carga ainda não estão esclarecidas. De acordo com Wang et al. (2018), a maioria dos estudos sobre granulação aeróbia foi realizada em reatores de escala laboratorial usando efluentes sintéticos, que contêm substratos facilmente

biodegradáveis, como carboidratos ou ácidos graxos voláteis (acetato e propionato). Esses efluentes sintéticos não são representativos dos efluentes sanitários reais. Na literatura há poucos estudos descrevendo o funcionamento do processo LGA em condições reais de baixas cargas (por exemplo, DQOs afluente inferior a 200 mg L^{-1} em média) (DERLON et al., 2016; WANG et al., 2018)

As condições operacionais para alcançar a granulação parecem bastante diversas. Os reatores em bateladas sequenciais (RBS) podem ser operados em volume variável (sobrenadante descartado no nível intermediário do reator) (WAGNER e da COSTA, 2015; GUIMARÃES et al., 2016) ou em volume constante (DERLON et al., 2016; WANG et al., 2018). A operação em volume constante consiste em alimentação do afluente pelo fundo do reator (enchimento ascensional) e, simultaneamente, descarta-se o efluente tratado por uma tubulação de saída localizada na parte superior. Operar um sistema LGA em volume constante é a maneira convencional encontrada em estações de tratamento em escala real. No entanto, as condições para o crescimento dos grânulos, nesse modo operante sem o controle de variáveis como pH, temperatura e cargas volumétricas, não estão claramente elucidadas. Sendo assim, torna-se eminente o desafio da aplicação da tecnologia LGA para tratamento de efluentes sanitários reais.

Neste contexto, o presente trabalho objetiva avaliar o desenvolvimento da biomassa granular aeróbia em um sistema em bateladas sequenciais, sem inoculação, no tratamento de esgoto sanitário. Para tal, um reator de 1 m^3 foi operado por um período de 136 dias, com volume constante. As características da biomassa (concentração, fração de grânulos, índice volumétrico de lodo e substâncias poliméricas extracelulares) e o desempenho do reator (remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) foram monitorados.

METODOLOGIA

Configuração e operação do RBS

A configuração do sistema experimental em escala piloto é apresentada na Figura 1. O diâmetro interno do reator é de $0,95 \text{ m}$ e a altura útil utilizada para o estudo foi de $1,42 \text{ m}$, correspondendo a um volume total de 1 m^3 . O processo ocorreu em bateladas sequenciais, com troca volumétrica ($V_{\text{enchimento}} / V_{\text{útil}}$) de 50% , totalizando um volume de tratamento por batelada de 500 litros . Introduziu-se ar comprimido por meio de cinco difusores de membrana localizado na parte inferior do reator. A vazão de ar foi mantida constante em 234 L min^{-1} .

O reator operou em ciclos de 6 horas , onde cada ciclo compreendeu as etapas de enchimento ascensional e descarte concomitante (90 min), reação aeróbia (240 min) e sedimentação (30 min). As características do efluente sanitário utilizado para alimentação do sistema estão descritas na Tabela 1.

Métodos analíticos

A granulação da biomassa foi monitorada durante 136 dias , por meio de análises físico-químicas e microscópicas (Olympus BX-41). A distribuição do tamanho das partículas foi determinada pelo método de peneiramento (BIN et al., 2011). A triagem foi realizada com quatro peneiras de aço inoxidável, com as respectivas malhas de abertura: $0,6$, $0,4$, $0,3$ e $0,2 \text{ mm}$. O índice volumétrico de lodo: IVL_5 , IVL_{10} e IVL_{30} , foi determinado medindo o volume de biomassa após 5 , 10 e 30 min de sedimentação, respectivamente. O procedimento de extração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) foi realizado seguindo metodologia proposta por McSwain et al. (2005). As proteínas (PN) e os polissacarídeos (PS) foram determinados de acordo com Lowry et al. (1951) e Dubois et al. (1956), respectivamente.

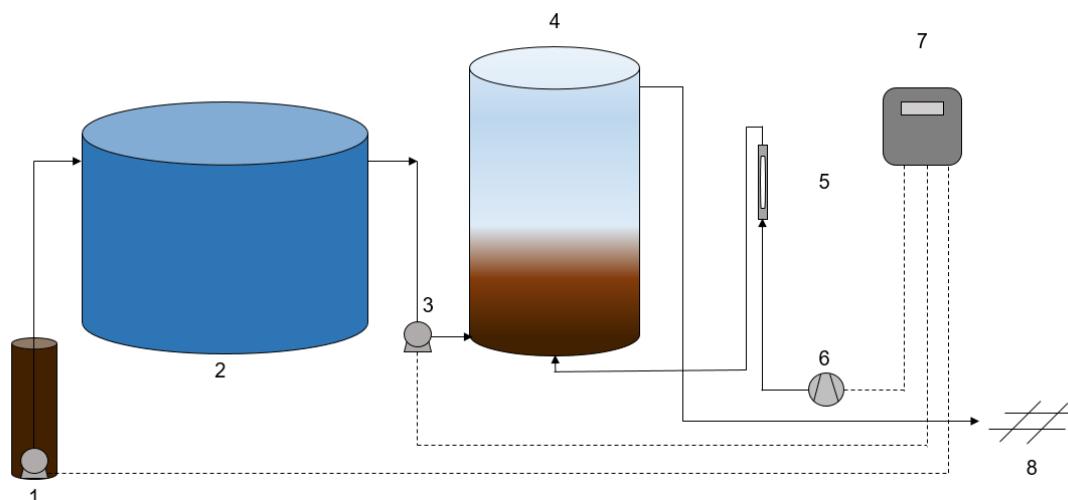


Figura 1: Configuração do sistema experimental: (1) poço de visita (da rede coletora da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN); (2) tanque de armazenamento de 5 m³; (3) bomba de alimentação do reator; (4) reator; (5) rotâmetro; (6) soprador de ar; (7) painel de comando eletrônico com controlador lógico programável (CLP); e (8) rede coletora a jusante do ponto de coleta.

Tabela 1: Características do afluente do reator em bateladas sequenciais.

Variáveis	Afluente		
	Mín.	Máx.	Média
DQO _T (mg L ⁻¹)	159	900	462
DQO _S (mg L ⁻¹)	87	414	224
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	76	546	252
SST (mg L ⁻¹)	57	386	134
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	13	60	36
P _T (mg L ⁻¹)	3	15	7
pH	6,5	7,7	7,2
Temperatura (° C)	22,1	27,0	24,8

O reator foi monitorado também quanto ao seu desempenho na remoção de matéria carbonácea e nutrientes, seguindo metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), por meio das análises de: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio total e solúvel (DQO_T, DQO_S), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), série nitrogenada (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻) e fósforo total (P_T).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização da biomassa

O comportamento da carga orgânica total no sistema em termos de DQO e a evolução da concentração de sólidos suspensos voláteis no reator estão apresentados na Figura 2.

Nota-se que nos primeiros dias de monitoramento o sistema recebeu uma alta carga orgânica, considerando que a alimentação do reator foi realizada com esgoto sanitário real (1,8 kg DQO_T m⁻³ d⁻¹). Em seguida, observou-se um comportamento decrescente da carga orgânica afluente até os 48 dias de operação, estabilizando-se em torno de 0,8 kg DQO_T m⁻³ d⁻¹ até o dia 115.

No intuito de simular uma planta de tratamento em escala real, não foi realizada a inoculação do sistema com lodo ativado. Os sólidos suspensos voláteis (SSV) nas primeiras semanas de monitoramento apresentaram aumento da concentração, acompanhando a mesma tendência da carga orgânica aplicada. Aos 12 dias de operação a biomassa acumulada no sistema era em torno de $1,0 \text{ g L}^{-1}$ e aos 20 dias atingiu $2,3 \text{ g L}^{-1}$. Aos 24 dias da partida do sistema, a concentração de biomassa apresentou valor inferior a $1,0 \text{ g L}^{-1}$ devido a problema operacional ocorrido com o controle do nível do reator. No entanto, como se pode constatar, a recuperação do sistema foi extremamente rápida, atingindo $3,5 \text{ g L}^{-1}$ aos 31 dias de monitoramento. Após esse período, observou-se uma tendência de diminuição da concentração de biomassa, permanecendo entre $1,2 - 1,7 \text{ g SSV L}^{-1}$ até o fim do período experimental. Resultados semelhantes aos do presente estudo foram obtidos por Liu et al. (2007), quando os autores relatam uma concentração média de $1,3 \text{ g SSV L}^{-1}$, depois de operar durante 70 dias um RBS previamente inoculado com biomassa granular e alimentado com esgoto sanitário. Da mesma forma, Wang et al. (2018) obtiveram concentração de $1,3 \text{ g SSV L}^{-1}$ operando um RBS com volume constante por 80 dias, igualmente alimentado com esgoto sanitário e inicialmente inoculado com lodo ativado.

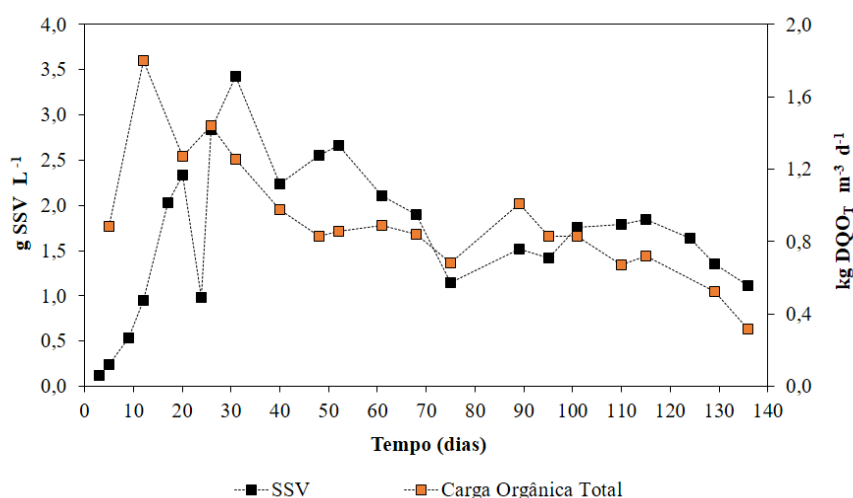
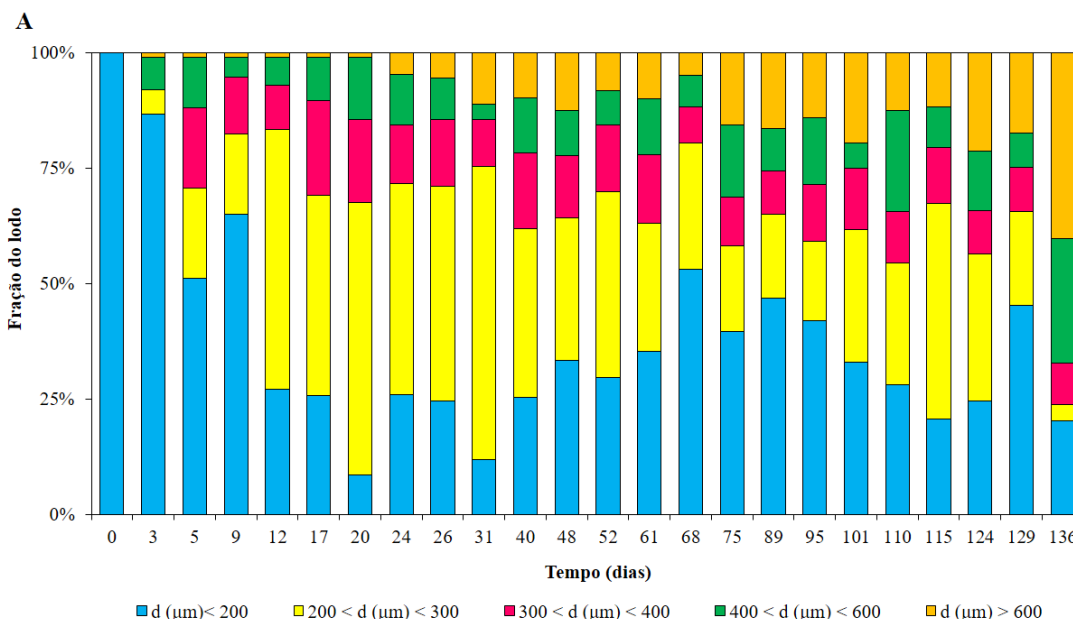


Figura 2: Concentração de sólidos suspensos voláteis e carga orgânica no sistema em termos de DQO_T durante o período de monitoramento.

A prática da inoculação vem sendo utilizada em estudos com grânulos aeróbios desde o desenvolvimento da tecnologia de LGA (MORGENROTH et al., 1997; LIU et al., 2018). Nos estudos, os autores relataram que após a inoculação no período de partida do sistema, houve uma drástica diminuição da concentração de sólidos pela perda da biomassa que apresentava má sedimentabilidade (*wash out*). No presente o estudo, o fenômeno de *wash out* de biomassa, recorrente em sistemas LGA, foi evitado. Além disso, o modo operante do sistema em volume constante, ou seja, enchimento simultâneo ao descarte do efluente tratado, auxiliou no acúmulo da biomassa no reator.

No período de partida, o sistema foi beneficiado com altas cargas orgânicas ($1,8 \text{ kg DQO}_T \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), como observado na Figura 2, a concentração de sólidos do reator aumentou consideravelmente em um curto período de tempo (20 dias de operação). No entanto, devido às flutuações de carga orgânica a concentração de sólidos teve o mesmo comportamento. Esse fato está ligado diretamente com a relação A/M. De acordo com Li et al. (2011), altos valores de A/M no período de partida do sistema estimulam o crescimento microbiano.

A distribuição do tamanho das partículas e a morfologia dos grânulos durante o período experimental estão apresentadas na Figura 3 (A e B). Na Figura 3A observa-se que, na partida do reator todas as partículas apresentavam diâmetro menor que $200 \mu\text{m}$. A partir do 12º dia de operação, 73 % da biomassa apresentava-se com diâmetro acima $200 \mu\text{m}$ da fração total, e aos 20 dias de operação o percentual atingiu 90%.



B

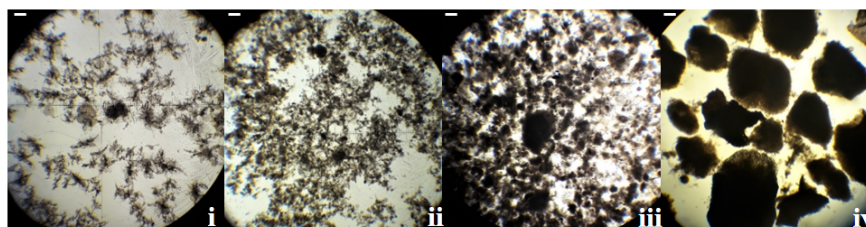


Figura 3: Distribuição dos tamanhos das partículas durante o período de monitoramento (A) e morfologia dos grânulos (B): (i) 5 dias de operação; (ii) 68 dias de operação; (iii) 136 dias de operação (licor misto); e (iv) 136 dias de operação (lodo peneirado em malha > 600 μm); Barra=1 mm.

Observou-se redução dos agregados com diâmetro maior que 200 μm aos 68 dias de operação, se aproximando de 50% da fração total. Porém, com a recuperação progressiva do sistema, aos 136 dias de operação 67% das partículas apresentavam diâmetro maior que 400 μm , onde 40% pertenciam a fração com diâmetro acima de 600 μm . De acordo com de Kreuk et al. (2005) e Liu et al. (2007), a biomassa é considerada predominantemente granular quando 50% das partículas apresentam diâmetro superior a 200 μm .

A evolução da morfologia dos grânulos pode ser visualizada na Figura 3B. No início da operação a biomassa era predominantemente filamentosa, “ramificada”, com flocos de superfície totalmente irregulares (Figura 3B (i)). Aos 68 dias de operação (Figura 3B(ii)) os flocos apresentavam superfície mais regulares, caracterizando biomassa granular, com diâmetro predominante entre 200 e 300 μm , no entanto, observa-se que ainda havia presença de organismos filamentosos. Aos 136 dias de operação (Figura 3B (iii)), a biomassa era predominantemente granular, com 40 % da biomassa apresentando diâmetro acima de 600 μm , com grânulos compactos de superfície lisa, cuja morfologia é apresentada em destaque na Figura 3 B (iv).

A sedimentabilidade do lodo é indicada pelo índice de volume de lodo (IVL). Em geral, o lodo floculento exibe valores de IVL maiores que 120 mL g⁻¹, enquanto a biomassa granular apresenta valores consideravelmente reduzidos (aproximadamente 50 mL g⁻¹) (BEUN et al., 2002; TOH et al., 2003). O perfil do IVL mostrou uma tendência decrescente durante a operação, como mostra a Figura 4 (A). Após 12 dias de operação, os grânulos já eram observados no reator (Figura 3A). No entanto, a sedimentabilidade da biomassa flutuou durante os primeiros 68 dias de operação. Após esse período, nota-se o domínio de agregados mais estáveis e maduros, melhorando a capacidade de sedimentação do lodo, onde aos 89 dias de operação o IVL₃₀ decresceu, atingindo 49 mL g⁻¹.

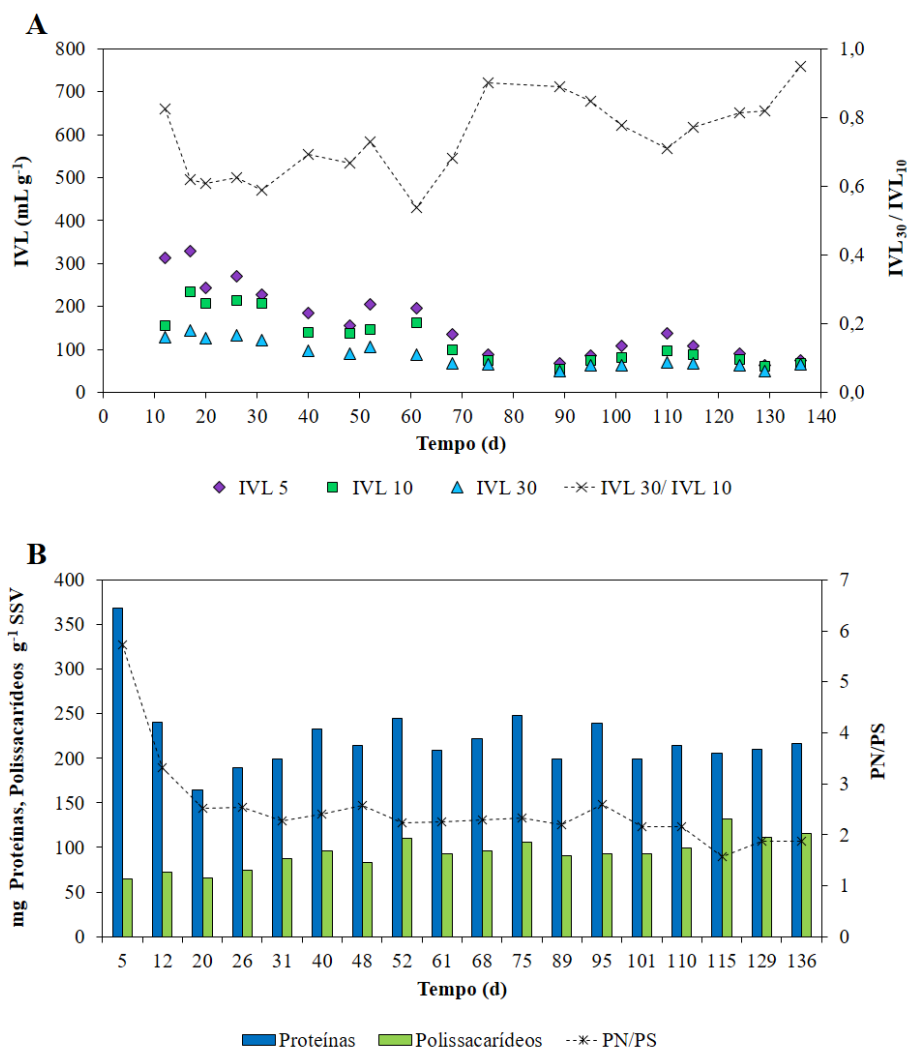


Figura 4: Sedimentabilidade do lodo em termos de índice volumétrico de lodo (A) e concentrações de proteínas e polissacarídeos (B) durante o período monitorado.

Concomitante, observa-se a aproximação do IVL medido após 5 e 10 minutos (IVL₅, IVL₁₀) ao IVL₃₀, evidenciando a melhora progressiva da sedimentabilidade da biomassa. A razão IVL₃₀/IVL₁₀ que apresentou valores em torno de 0,6 durante as primeiras semanas do estudo, atingiu 0,95 aos 136 dias de monitoramento, indicando estabilidade estrutural dos grânulos e maior compacidade da biomassa, mesmo com as variações de concentrações de biomassa no reator (Figura 2). De acordo com de Kreuk et al. (2007), a razão IVL₃₀/IVL₁₀ fornece uma excelente indicação da formação de grânulos aeróbios. Quanto mais próximos os valores de IVL₃₀ e IVL₁₀, melhor a sedimentação e a compacidade do grânulo. Segundo Liu e Tay (2007), essa razão ainda informa sobre o processo de granulação. Para os autores, quando ela atinge 0,9, a granulação pode ser considerada completa. Dessa forma, observa-se que aos 75 dias de operação a razão IVL₃₀/IVL₁₀ era igual 0,9.

Além do tamanho das partículas e IVL, as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) entre elas, proteínas e polissacarídeos (Figura 4B) demonstraram ser importantes na caracterização da biomassa granular aeróbia. Observa-se que no início da operação (5º dia) a concentração de proteínas totais (PN) era maior (370 mg PN g⁻¹ SSV), enquanto a produção de polissacarídeos (PS) foi menor (64 mg PS g⁻¹ SSV). No entanto, nota-se que, ao longo do período de monitoramento, há uma tendência de redução da razão PN/PS, em função do aumento da fração de PS e diminuição de PN. Nas primeiras semanas os valores de PN/PS se aproximavam de 5, e aos 136 dias de monitoramento alcançou 1,9. Resultados semelhantes aos do presente estudo foram obtidas por Zhu et al. (2015) e Liu et al. (2015). Os autores relataram valores médios PN/PS de 3,3 e 2,5, respectivamente.

De acordo com Wang et al., (2006), a produção de matriz polimérica pode influenciar a floculação e a granulação de lodos, principalmente alterando as suas propriedades superficiais, tais como a carga superficial e a hidrofobicidade. No presente estudo, o processo de granulação constatado no sistema pode ser atribuído à produção de polissacarídeos, que apresentou uma tendência crescente ao longo do tempo. Alguns autores verificaram que a proporção de polissacarídeos em relação a proteínas aumentou consideravelmente no processo de granulação, pelo fato dos polissacarídeos serem os principais responsáveis pela estabilização mecânica dos grânulos (ADAV et al., 2008). Igualmente, Zhang et al. (2015) atribuíram a formação de grânulos estáveis a maiores produções de polissacarídeos.

Desempenho do reator

Durante o processo de granulação foi avaliado o desempenho do sistema em termos de demanda química de oxigênio solúvel (DQO_s), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e fósforo total (P_T). As Figuras 6(A), 6(B), 6(C) e 6(D) apresentam as concentrações dos afluentes e efluentes, bem como as respectivas eficiências de remoção dos parâmetros monitorados.

Observa-se como característica do afluente do sistema, o comportamento decrescente das concentrações de matéria orgânica (DQO_s e DBO₅) e nutrientes (N-NH₄⁺ e P_T) ao longo período monitorado. Na figura 6A verifica-se que nas primeiras semanas a DQO_s efluente se aproximava de 100 mg L⁻¹ e eficiência de remoção estava em torno de 60%, estes valores estão a baixo dos valores encontrados na literatura (WAGNER e COSTA, 2015). No entanto, esse fato pode ser atribuído à instabilidade inicial do sistema abordada anteriormente. Após esse período, mesmo com flutuações na DQO_s afluente, a concentração média do efluente do sistema não apresentou grandes variações, mantendo-se em 45 mg L⁻¹ e eficiência de remoção média de 82%.

Além da DQO_s do afluente e efluente, foi avaliada a DQO após os 90 minutos de enchimento. Destaca-se que remoção de DQOs por via anaeróbia é necessário em sistemas com lodo granular aeróbio, pois o controle da proliferação de organismos heterotróficos de crescimento rápido garante a estabilidade estrutural dos grânulos. Sendo assim, observa-se que aos 129 e 136 dias de operação a DQO_s após o enchimento era aproximadamente 40 e 30 mg L⁻¹, e o do efluente de 30 e 27 mg L⁻¹, respectivamente (Figura 6A). Uma vez que a DQO_s foi mínima na fase aeróbia, a velocidade de crescimento de organismos heterotróficos de crescimento rápido é reduzida, resultando em uma densidade específica mais elevada fornecendo uma estrutura microbiana compacta e forte (LIU et al., 2004; ZHANG et al., 2015).

Diferente do observado para a DQO_s, a instabilidade no período de partida do sistema não influenciou o comportamento da DBO₅ (Figura 6B). A eficiência de remoção apresentou valores próximos a 90%, com concentração média efluente de 24 mg L⁻¹. De acordo com a legislação nacional vigente (CONAMA 430/2011), o efluente atendeu aos padrões de lançamentos referentes à remoção de matéria orgânica durante todo o período experimental (< 120 mg L⁻¹ ou 60% de remoção).

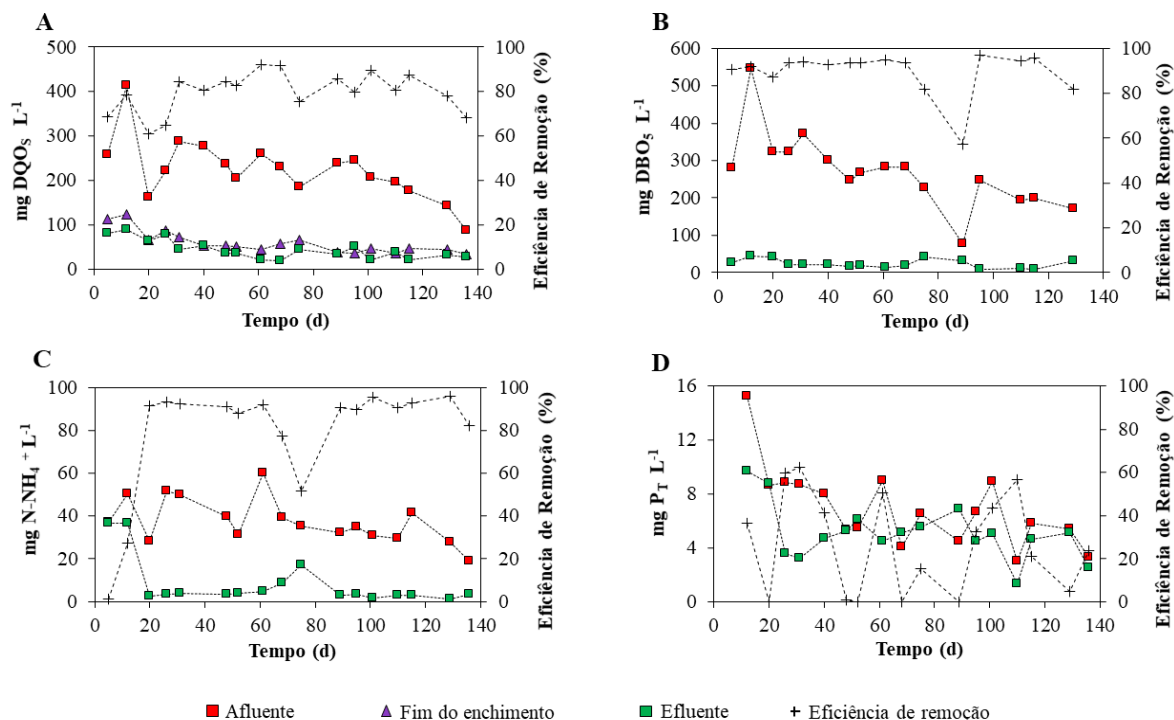


Figura 5: Comportamento da demanda química de oxigênio solúvel (A), demanda bioquímica de oxigênio (B), nitrogênio amoniacal (C) e fósforo total (D) e as respectivas eficiências de remoção durante o período de monitoramento.

A remoção de N- NH₄⁺ nas primeiras semanas (5 e 12 dias operação) de monitoramento foram inferiores a 25%, com pouca nitrificação do afluente (Figura 6C). No entanto, a partir do dia 12, observou-se um aumento da remoção média para 90 % mantendo-se até o fim do período em estudo, exceto nos 68° e 75° dia. A diminuição da eficiência de remoção durante esses dois dias não interferiu no sistema, pois a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente se manteve dentro dos padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores da legislação brasileira (≤ 20 mg L⁻¹). A baixa velocidade de nitrificação durante o período inicial do estudo pode ser explicada pelo fato de que os microrganismos nitrificantes (autotróficos) crescem lentamente. Além disso, é necessário um tempo de retenção de sólidos maior para manter esses organismos e, assim, assegurar a eficiência do processo de nitrificação (LI e WU 2014).

A remoção biológica de fósforo pode ocorrer através dos organismos acumuladores de fósforo (OAP), os quais se desenvolvem sob condições de alternância de períodos anóxicos/aeróbios nos ciclos operacionais (de KREUK; van LOOSDRECHT, 2004). Observa-se na Figura 6 D que foi possível alcançar eficientes remoções de fósforo total (aproximadamente 60%), porém a eficiência de remoção média foi de 25% com concentração média efluente de 5 mg L⁻¹. A dificuldade em remover fósforo biologicamente está ligada diretamente com os OAP, estes são extremamente sensíveis e competem pelo substrato na fase anóxica com organismos acumuladores de glicogênio (OAG). Os OAG têm metabolismo muito semelhante aos OAP, no entanto não absorvem o poli fosfato na fase aerada do sistema. A proliferação de OAG tem sido observada em sistemas com remoção biológica de fósforo sob certas condições, por exemplo, quando o acetato ou propionato estão presentes como única fonte de carbono, a temperaturas maiores que 20 ° C, pH abaixo de 7,0 e também quando as concentrações de oxigênio dissolvido são superiores a 2 mg L⁻¹ (OEHMEN et al., 2007; LOPEZ-VAZQUEZ et al., 2009; CARVALHEIRA et al., 2014). Além disso, de acordo de Kreuk e van Loosdrecht (2004) enquanto houver fosfato suficiente no sistema, o metabolismo dos OAP irá prevalecer mantendo a remoção biológica de fósforo, por outro lado, se houver a falta de fosfato, os grânulos serão dominados por organismos acumuladores de glicogênio.

Com objetivo de avaliar os processos biológicos que estavam ocorrendo no reator foi monitorado um ciclo operacional no sistema. Para tal, foram coletadas amostras em diferentes tempos durante a batelada. Os pontos

de coleta para as fases de enchimento/descarte e aeração foram exatamente na altura da troca volumétrica, ou seja, 0,71 m da altura do reator. Já para a amostragem do efluente tratado foi utilizada a tubulação de descarte do sistema localizada na parte superior do reator. As características do afluente para esse ciclo monitorado foram: 7,72 pH, 185 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, 18,8 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$, 0,26 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, 87 10 mg $\text{DQO}_5 \text{ L}^{-1}$ e 3,05 mg $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$.

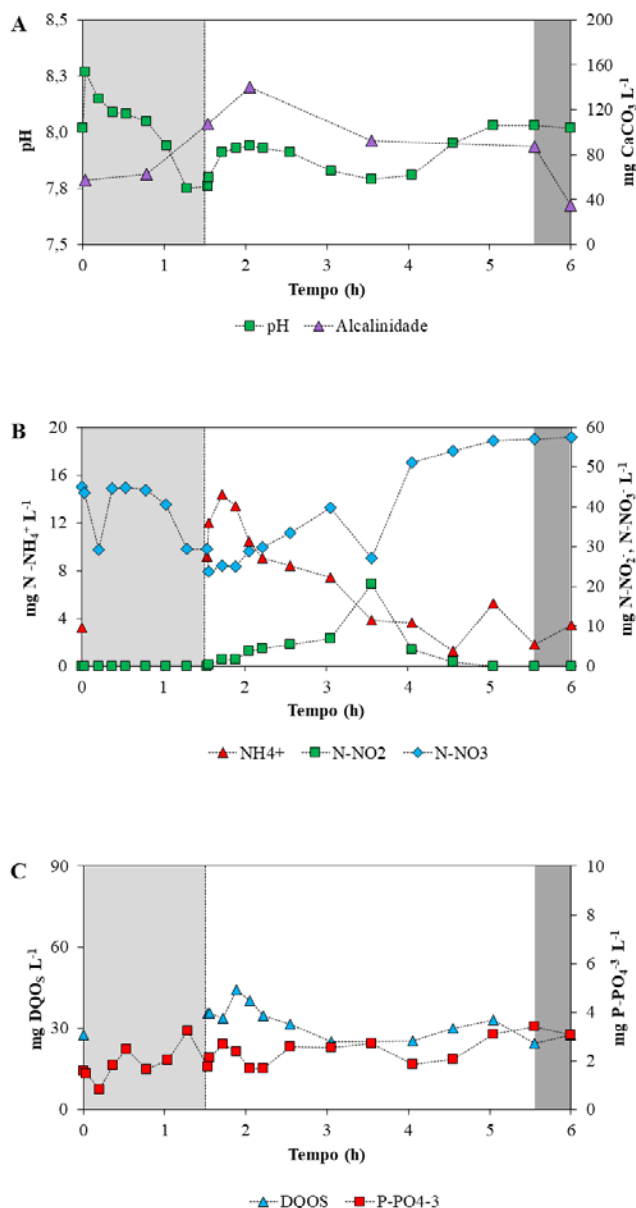


Figura 6: Perfil de pH e alcalinidade em termos de CaCO_3 (A), série nitrogenada (B) e demanda química solúvel e fosfato (C) durante um ciclo operacional aos 136 dias de monitoramento. Área cinza claro: enchimento concomitante ao descarte (90 min); Área sem preenchimento: período de aeração (240 min); Área cinza escuro: sedimentação (30 min).

O primeiro ponto de coleta, ou seja, o tempo 0 apresentado nos gráficos da Figura 7 são referentes ao efluente tratado do ciclo antecedente. Sendo assim, observa-se que o pH e a alcalinidade no início da batelada monitorada apresentava valores de 8,0 e 57 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente (Figura 7A). Embora o pH tenha apresentado uma queda atingindo 7,5 no final a fase de enchimento/descarte, observa-se uma recuperação da alcalinidade alcançando 140 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ aos 30 minutos do período aerado, bem como o aumento do pH

(7,95). Provavelmente esse aumento é devido a mistura completa (biomassa + afluente) que ocorre durante a fase de aeração do sistema. Em seguida, ainda na fase de aeração, a alcalinidade foi consumida atingindo 35 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ no efluente tratado. A recuperação e o consumo da alcalinidade pode ser explicada pelos processos de desnitrificação e nitrificação que ocorrem nas fases de enchimento/descarte e aeração do reator, respectivamente. Durante o período de enchimento (anóxico/anaeróbio) ocorre a desnitrificação, com o consumo do carbono e aumento da alcalinidade, enquanto durante a aeração, devido à oxidação do nitrogênio amoniacal, ocorre o processo inverso, ou seja, consumo da alcalinidade (LI et al., 2010; HOFFMANN et al., 2007).

Corroborando a variação da alcalinidade durante o ciclo operacional, observa-se na Figura 7(B), o comportamento decrescente da concentração de nitrato ao longo do período de enchimento/descarte. A concentração inicial de nitrato (tempo 0) se aproximava de 45 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ e caiu até 23 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ e durante a fase de aeração ocorreu novamente a formação do composto com concentração no efluente final de 57 mg $\text{N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$. A formação do nitrito durante o ciclo foi pequena, apresentando um pico (aproximadamente 20 mg $\text{N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$) aos 120 min da fase de aeração. No entanto, o nitrito foi rapidamente convertido a nitrato, indicando que o processo de nitrificação foi completo durante o ciclo. A formação de compostos nitrogenados durante a fase aerada é devido à oxidação do nitrogênio amoniacal. O afluente desse ciclo monitorado apresentava concentração de nitrogênio amoniacal de 18,8 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ atingindo concentração no efluente final de 3,4 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$, correspondendo à uma eficiência de remoção de 82%.

A DQO_s afluente foi de 87,10 mg L^{-1} e logo após o enchimento a DQO_s apresentava valor próximo a 30 mg L^{-1} , e efluente final de 27 mg L^{-1} (Figura 7C), dessa forma, constata-se que a remoção (aproximadamente 68%) ocorreu durante o enchimento/descarte, como discutido anteriormente. Diferente da DQO_s, o fosfato não apresentou grandes variações durante o ciclo monitorado (Figura 7C). As concentrações do afluente e efluente do sistema foram de 3,05 e 2,91 mg $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

CONCLUSÃO

O processo de formação de grânulos aeróbios sem inoculação pode ser realizado utilizando esgoto sanitário. Após 12 dias de operação, a concentração de sólidos e a fração de agregados com diâmetro acima de 200 μm estavam em aproximadamente 1,0 g L^{-1} e 70%, respectivamente. A melhor sedimentabilidade foi alcançada com 75 dias de operação (razão $\text{IVL}_{30}/\text{IVL}_{10} = 0,9$) sendo que aos 136 dias a granulação foi concluída. O efluente tratado atendeu aos padrões de lançamento da legislação federal em relação à matéria orgânica (DBO) e nitrogênio amoniacal. O estudo demonstrou que é possível o desenvolvimento de grânulos aeróbios sem adição de inóculo utilizando efluente sanitário em RBS operado com volume constante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADAV, S.S., LEE, D.J. *Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. Journal of Hazardous Materials*, v. 154, p. 1120–1126, 2008.
2. APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ed., Washington, D.C., 2005.
3. BEUN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. *Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. Water Research*, v.36, n. 3, p. 702–712, 2002.
4. BIN, Z., ZHE, C., ZHIGANG, Q., MIN, J., ZHIQIANG, C., ZHAOLI, C., JUNWEN, L., XUAN, W., JINGFENG, W. *Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. Water Research*, v. 45, n. 18, p. 6207–6216, 2011.
5. CONAMA, C. N. DO M. A. *Resolução CONAMA 430/2011. Diário Oficial da União*, p. 8, 2011.
6. CARVALHEIRA, M., OEHMEN, A., CARVALHO, G., EUSÉBIO, M. AND REIS, M.A. *The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. Water Research*, v. 66, p. 296–307, 2014.
7. DE KREUK, M.K., MCSWAIN, B.S., BATHE, S., TAY, S.T.L., SCHWARZENBECK, N., WILDERER, P.A. *Discussion outcomes. In: Aerobic granular sludge. Water and Environmental Management Series. London: IWA Publishing*, p. 155–169, 2005.

8. 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.
9. DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability*. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11-12, p. 9-17 2004.
10. DERLON, N., WAGNER, J., DA COSTA, R. H. R., MORGENROTH, E. *Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume*. *Water research*, v. 105, p. 341-350, 2016.
11. DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A., SMITH, F. *Colorimetric method for determination of sugars and related substances*. *Analytical Chemistry*, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.
12. GUIMARÃES, L. B., MEZZARI, M. P., DAUDT, G. C., COSTA, R. H. *Microbial pathways of nitrogen removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 92, n. 7, p. 1756-1765, 2017.
13. HOFFMANN, H.; COSTA, T. B. D.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. D. *The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 50, n. 2, p. 329-337, 2007.
14. LI, B., WU, G. *Effects of sludge retention times on nutrient removal and nitrous oxide emission in biological nutrient removal processes*. *International journal of environmental research and public health*, v. 11, n. 4, p. 3553-3569, 2014.
15. LOWRY, O.H., ROSEBROUGH, N.J., FARR, A.L., RANDALL, R.J. *Protein measurement with the Folin phenol reagent*. *Journal of Biological Chemistry*, v. 193, n. 1, p. 265-75, 1951.
16. MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., HAUSNER, M., WILDERER, P.A. *Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge*. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 2, p. 1051–1057, 2005.
17. MORGENROTH, E., SHERDEN, T., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., HEIJNEN, J. J., WILDERER, P. A. *Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor*. *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1997.
18. LI, A.J., LI, X.Y., YU, H.Q. *Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules*. *Process Biochemistry*, v. 46, p. 2269–2276, 2011.
19. LI, Z., ZHANG, T., LI, N., WANG, X. *Granulation of filamentous microorganisms in a sequencing batch reactor with saline wastewater*. *Journal of Environmental Sciences*, v. 22, n. 1, p. 62-67, 2010.
20. LIU, Y., KANG, X., LI, X., YUAN, Y. *Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment*. *Bioresource Technology*, v. 190, p. 487-491, 2015.
21. LIU, Y. Q., MOY, B. Y. P., TAY, J. H. *COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors*. *Enzyme and microbial technology*, v. 42, n. 1, p. 23-28, 2007.
22. LIU, Y.Q., TAY, J.H. *Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time*. *Applied Microbiology Biotechnology*, n. 75, p. 205–210, 2007.
23. LIU, Y., YANG, S.F., TAY, J.H. *Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria*. *Journal of Biotechnology*, v. 108, n. 2, p. 161-169, 2004.
24. LIU, S., ZHAN, H., XIE, Y., SHI, W., WANG, S. (2018). *Rapid cultivation of aerobic granular sludge by xanthan gum in SBR reactor*. *Water Science and Technology*, DOI: 10.2166/wst.2018.151, 2018.
25. LOPEZ-VAZQUEZ, C.M., HOOIJMANS, C.M., BRDJANOVIC, D., GIJZEN, H.J. AND VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Temperature effects on glycogen accumulating organisms*. *Water Research*, v. 43, n. 11, p. 2852-2864, 2008.
26. OEHMEN, A., LEMOS, P.C., CARVALHO, G., YUAN, Z., KELLER, J., BLACKALL, L.L. AND REIS, M.A. *Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale*. *Water Research*, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, 2007.
27. 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.
28. TOH, S., TAY, J., MOY, B., IVANOV, V., TAY, S. *Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 60, n. 6, p. 687–695, 2003.
29. WAGNER, J., COSTA, R. H. R. *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 Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 269-278, 2015.

30. WANG, Z., LIU, L., YAO, J., CAI, W. *Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors*. *Chemosphere*, v. 63, n. 10, p. 1728-1735, 2006.
31. WANG, Q., YAO, R., YUAN, Q., GONG, H., XU, H., ALI, N., ALI, N., ZHENG YU, J., ZUO, J., WANG, K. *Aerobic granules cultivated with simultaneous feeding/draw mode and low-strength wastewater: performance and bacterial community analysis*. *Bioresource technology*, v. 261, p. 232–239, 2018.
32. ZHANG, C., ZHANG, H., YANG, F. *Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR*. *Separation and Purification Technology*, v. 149, p. 362-369, 2015.
33. ZHU, L., DAI, X., LV, M., XU, X. *Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 5, p. 3165-3175, 2013.
34. ZHU, L., ZHOU, J., LV, M., YU, H., ZHAO, H., XU, X. *Specific component comparison of extracellular polymeric substances (EPS) in flocs and granular sludge using EEM and SDS- AGE*. *Chemosphere*, v. 121, p. 26-32, 2015.