



[II-074] CONSÓRCIO GRANULAR ALGA-BACTÉRIA: EFEITO DO TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICO NA ESTABILIDADE E CAPACIDADE DE SEDIMENTAÇÃO DO AGREGADO

Talita Jéssica Tavares Marinho⁽¹⁾

Engenheira Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Marcos Adriano Marques Pessôa Sales⁽²⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Mestre em Engenharia Civil pela UFPE. Doutorando em Engenharia Civil pela UFPE.

Savia Gavazza⁽³⁾

Engenheira Civil pela UFAL, Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP)

Mário Takayuki Kato⁽⁴⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Wageningen Agricultural University (WAU).

Maria de Lourdes Florencio dos Santos⁽⁵⁾

Engenheira Civil pela UFPE, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Doutora em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela WAU.

Endereço⁽¹⁾: Avenida Professor Moraes Rego, 1235 – Cidade Universitária, Recife – Pernambuco - Brasil – CEP: 50670-901 Tel: +55 (81) 981489967- e-mail: talita.amb@gmail.com

RESUMO

O fotogrânulo aeróbio é uma tecnologia inovadora que promove a remoção simultânea de nutrientes e matéria orgânica, além de apresentar excelente capacidade de separação biomassa-efluente. Por ter sido desenvolvido recentemente, há a necessidade de melhor entendimento sobre a fotogranulação. Para tanto, este estudo teve como objetivo averiguar o efeito do tempo de detenção hidráulico (TDH) e da carga orgânica aplicada no *Start-up* e estabilidade fotogranular. A fotogranulação foi investigada em um fotobioreator de escala de bancada ($V_u = 3,5\text{L}$), operado em bateladas sequenciais com ciclos sucessivos de 4 hrs, que consistiam em 40 min de alimentação anaeróbia/anóxica, 196 min de reação aeróbia, 3 min de sedimentação e 1 min de descarte, submetido à iluminação artificial com intensidade luminosa de $140 \pm 20 \text{ umol/m}^2\text{s}$. A avaliação comparativa de diferentes TDH (10,0 e 5,5hrs) e carga orgânica (1,0 e 1,7 kg/m³.dia), sob mesma composição de esgoto, refletiram no efeito na capacidade de sedimentação da biomassa e biodiversidade de microalgas. Os resultados revelaram que o desenvolvimento do consórcio granular algal-bacteriano foi obtido após 50 dias de operação, com predominância de microalgas esféricas (*Chlorella sp.*) e diatomáceas (*Navicula sp.*). Após 120 dias de operação, o sistema adquiriu estabilidade fotogranular com grânulos de pequeno diâmetro, variando de 0,6-1,0mm. Neste período, surgiram outras espécies de microalgas: microalgas filamentosas (*Stigeoclinium sp.*) e cianobactérias (*Oscillatórias sp.*), auxiliando na manutenção da consistência da biomassa. Com o aumento da carga orgânica, foi observada a predominância de cianobactérias (*Oscillatórias sp.*), ao passo que as outras espécies de microalgas desapareceram do sistema. Ademais, a biomassa fotogranular consistia de fotogrânulos pequenos, porém compactos e de excelente capacidade de sedimentação. Sugere-se que a interação de microrganismos fotoautotróficos e bactérias heterotróficas apresenta uma relação harmônica, em que ambos grupos de microrganismos interagem-se formando uma simbiose.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de esgoto, Processos biológicos, Fotogrânulo aeróbio, Microalgas.



INTRODUÇÃO

A aplicação de microalgas no sistema de tratamento de esgoto tem sido utilizada desde a década de 70, visando a redução da emissão de gases do efeito estufa e a necessidade de inserção de aeração artificial (Besha *et al.*, 2017). Com este sistema, excelentes resultados foram obtidos em torno da remoção simultânea de nutrientes e matéria orgânica (Gonçalves, Pires e Simões, 2017). Além disso, a biomassa algal apresenta alto teor lipídico intracelular, possibilitando a geração de produtos de valor agregado (Du *et al.*, 2019; Rollemburg *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019). Para afirmar a viabilidade econômica e energética deste processo, é necessário aplicar técnicas para reter as microalgas afim de produzir um efluente com baixa concentração de sólidos. Contudo, estudos relatam que o valor econômico da colheita da microalga corresponde a 20-30% do valor total da produção, devido à baixa sedimentabilidade, tamanho pequeno e baixa densidade da biomassa algal (Abinandan e Shanthakumar, 2015; Nirmalakhandan *et al.*, 2019).

Por este motivo, recentemente, estão sendo desenvolvidas pesquisas voltadas para a imobilização das microalgas no próprio efluente. O lodo granular aeróbio (LGA) está sendo bastante utilizado, pois serve como adesão celular, em que há a formação de biofilme na superfície sólida, devido à excelente sedimentabilidade do LGA, alta concentração de biomassa, e alto agravação de uma estrutura densa de microrganismos (Tang *et al.*, 2016). Esses grânulos são agregados de grande dimensão, limitando a difusão das moléculas de oxigênio, em que há a presença de microambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios, permitindo a remoção simultânea de nutrientes e matéria orgânica (Wang *et al.*, 2019).

A presença de microrganismos fotoautotróficos na superfície granular diminui a necessidade de inserção de oxigênio artificial na etapa de aeração, uma vez que as microalgas são capazes de produzir oxigênio fotossintético que será utilizado pelas bactérias aeróbias heterotróficas responsáveis pela degradação de poluentes orgânicos. Essas, por sua vez, liberarem CO₂ durante o processo de respiração, utilizado na atividade fotossintética das microalgas (Hoh, Watson, e Kan 2016). Ademais, a aeração fotossintética reduz a necessidade de inserção de aeração artificial, apresentando uma vantagem no tratamento de compostos biodegradados aerobiamente e que, possivelmente, seriam volatilizados durante o mecanismo de aeração, além da possibilidade de redução dos custos operacionais (Ji *et al.*, 2018).

OBJETIVOS

Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulico no *Start-up* da formação e capacidade de sedimentação da biomassa fotogranular, e na biodiversidade dos microrganismos fotoautotróficos.

MATERIAL E MÉTODOS

Um fotobioreator (R1) em escala de bancada, confeccionado em acrílico transparente, com volume total de 5,0 L e volume útil de 3,5 L, mantido sob iluminação artificial com intensidade luminosa de 140 ± 20 µmol/m².s, sob fotoperíodo claro/escuro de 12 hrs/12 hrs, foi operado em bateladas sequenciais, sob temperatura de clima tropical (29 ± 2°C). Os ciclos operacionais consistiam em 40 min de alimentação anaeróbia/anóxica, 196min de reação aeróbia, 3 min de sedimentação e 1 min de descarte, totalizando em 4 hrs e 6 ciclos/dia. O experimento durou 180 dias e foi realizado em duas fases (F1 – 140 dias e FII- 40 dias). Na F1, a troca volumétrica foi fixada a 40%, e o TDH consistia em 10,0 hrs. Na FII, a troca foi aumentada para 70%, resultando em um TDH de 5,5 hrs. Além disso, apesar da composição do esgoto não ter sido alterada, houve variação na carga orgânica aplicada devido ao aumento da troca volumétrica (de 40 para 70%). A Tabela 1 sintetiza as condições operacionais adotadas com os objetivos em cada fase operacional.

Tabela 1 – Estratégias operacionais utilizadas para alcançar os objetivos propostos

FRBS	TDH 10,0 hrs x TDH 5,5 hrs
Objetivo	Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulico e da carga orgânica aplicada
Efeito	Formação da biomassa fotogranular e características da biomassa
Variáveis independentes	Carga orgânica aplicada (1,0 kg/m ³ .dia x 1,7 kg/m ³ .dia) e TDH (10,0 hrs x 5,5 hrs)
Variáveis controladas	Composição do esgoto sintético (C:N 8:1), ciclo operacional (anaeróbio/aeróbio)

O afluente sintético foi composto por glicose como fonte de carbono (DQO= 400 mg/L), 10 mg PO₄-P/L (KH₂PO₄); 50 mg de NH₄-N/L (NH₄Cl) e 1ml/L de elementos traços (Huang *et al.*, 2015). O pH foi controlado



entre 7,0 – 8,0 com carbonato de sódio. O sistema foi inoculado com a mistura de lodos ativados (SSVLM: 4600 mg/L, IVL₅ = 198 mL/g) e microalgas esféricas, *Chlorella vulgaris*, para auxiliar nos processos biológicos no início do experimento.

As análises da série de sólidos foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A análise de Clorofila a (Chl-a) seguiu o método modificado com extração em acetona 90% (Tang *et al.*, 2016). Os dados da concentração de Chl-a utilizados neste estudo, representam o crescimento da biomassa algal no sistema (Lee *et al.*, 2015). A distribuição granulométrica foi determinada pela série de peneiras (Kreuk *et al.*, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Processo de granulação e período de Start-up

O processo de fotogranulação foi monitorado de acordo com a distribuição granulométrica, em que >80% da biomassa granular deve apresentar diâmetro superior a 0,2mm (De kreuk *et al.*, 2007). Porém, a fotogranulação não pode ser restrita ao tamanho dos fotogrânulos, sendo necessário avaliar também a capacidade de sedimentação da biomassa. Neste estudo, a sedimentabilidade foi avaliada pelo índice volumétrico de lodo em 5 minutos (IVL₅).

Os resultados revelaram que a fotogranulação ocorreu após 50 dias de operação, indicando que foi possível a formação de fotogrânulos aeróbios a partir da mistura de lodos ativados e microalga (Fig.1). Após 100 dias de operação, a fotogranulação foi estabilizada e a biomassa era majoritariamente composta por grânulos de pequena dimensão com diâmetro variando entre 0,6 a 1,0 mm. A partir do dia 140, com o aumento da carga orgânica (1,7 kg/m³.dia) e da troca volumétrica (TV= 70%), o reator permaneceu com a biomassa granular estável, porém houve a seleção de partículas de maior diâmetro, uma vez que as partículas menores foram descartadas do sistema, e somente 6% do agregado provia de $\phi<0,2$ mm (dia 175).

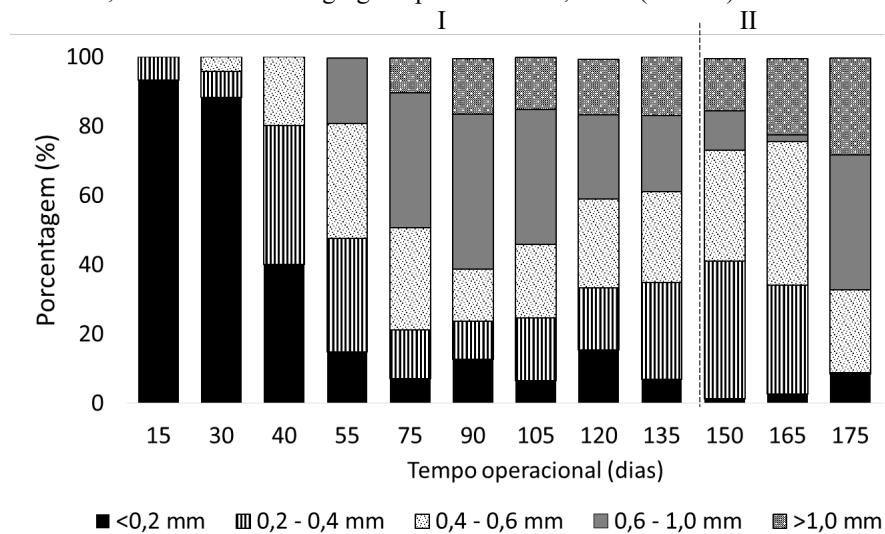


Figura 1 – Distribuição granulométrica da biomassa no R1

Além disso, foi observado que o desenvolvimento granular no R1, deu-se num período de tempo menor que reportado por Rollemburg *et al.* (2019). Os autores alcançaram a granulação após 70 dias de operação em RBS tratando esgoto doméstico com glicose em sua composição. Assim, tem-se que a presença das microalgas favoreceu o processo de formação granular. O mesmo foi reportado por Zhang *et al.* (2018), que atribuíram que a fotogranulação é obtida mais rapidamente em FRBS, devido à aderência das microalgas na superfície granular.

Neste estudo não foram observados fotogrânulos de grande dimensão ($\phi> 2,0$ mm), devido ao esgoto ser de baixa carga orgânica, sendo este um grande desafio na formação granular. Cai *et al.* (2019) operando FRBS tratando esgoto de baixa carga orgânica, desenvolveram fotogrânulos com diâmetro médio de 0,61 mm. Por outro lado, Zhang *et al.* (2018) operando FRBS com carga orgânica de 2,4 kgDQO/m³.dia, cultivaram fotogrânulos aeróbios com 2,4 mm de diâmetro. Ademais, na literatura é reportado que a carga orgânica aplicada do sistema influencia na dimensão do agregado.



Concentração de biomassa e capacidade de sedimentação

O reator foi inoculado com biomassa floculenta com concentração de SSVLM inicial de 4,6 g/L e $IVL_5 = 224$ mL/g. Porém, durante as primeiras bateladas, foi observado um decaimento de SSV de 4,6 para 1,69 g/L, porém foram observados menores valores de IVL_5 (150 mL/g), apresentando melhoria na capacidade de sedimentação da biomassa. Esta observação deve-se ao curto tempo de sedimentação (3 min) adotado, que teve como objetivo selecionar a biomassa de melhor sedimentabilidade, descartando os flocos de menores tamanhos e menos densos, promovendo a formação de agregados microbianos de peso suficiente para melhorar a capacidade de sedimentação do sistema e, assim, menores valores de IVL_5 foram observados ao longo do experimento.

Após a adaptação da biomassa no reator, a concentração de sólidos alcançou $2,40 \pm 0,3$ g/L (Tabela 2). Isso é significativamente maior do que o sistema de tratamento operando somente com microalgas, que é na ordem de 0,2-0,6 g/L (Christenson e Sims, 2011), sugerindo que a granulação com microalgas pode manter alta concentração de biomassa no reator. Após 90 dias de operação, a biomassa apresentou tendência de crescimento até o final da FI, alcançando concentração de SSV de $6,15 \pm 0,5$ g/L. Além disto, os valores de IVL obtidos ao final da FI, confirmam o processo de granulação, já que a biomassa apresentava excelente capacidade de sedimentação, com $IVL_5 = 26$ mL/g.

O alteração da troca volumétrica de 40 para 70% resultou na maior descarga de sólidos do sistema, provocando a diminuição da concentração de sólidos no reator, contendo $SSV_{\text{médio}} = 3,88 \pm 0,16$ g/L. Apesar disto, os valores de IVL não foram afetados, devido à predominância de fotogrânulos com melhor capacidade de sedimentação. Como já mencionado, a troca volumétrica de 70% favoreceu a seleção da biomassa de melhor sedimentabilidade, descartando aquelas de menores diâmetros e menos densas. Ao 180º dia de operação, o R1 contava com $IVL_5 = 20$ mL/g (Tabela 2).

Tabela 2 – Características físicas do fotogrânulo aeróbio

Tempo operacional (dias)	SSVLM (g/L)	IVL ₅ (mL/g)	Chla-a (mg/L)
0	4,6	240	1,0
7	2,1	200	0,7
20	2,2	150	1,2
50	2,3	47	4,6
70	4,0	36	4,1
100	4,8	34	6,6
140	3,8	26	5,2
160	3,8	29	3,6
180	3,9	26	4,1

Zhang *et al.* (2018) atribuem o aumento da concentração de biomassa devido à reação da fase escura do ciclo de Calvin, em que as microalgas presentes assimilam o CO₂, liberado na respiração pelas bactérias heterotróficas, no processo de fotossíntese e deposita-o como reserva sob a forma de EPS. As concentrações de biomassa encontradas neste estudo são menores que as reportadas na literatura, apresentando concentração de SSV maior que 7,0 g/L (Huang *et al.*, 2015; Meng *et al.*, 2019), devido à aplicação de baixa carga orgânica neste estudo (1,0 kgDQO/m³.d). O aumento da concentração de clorofila a (Tabela 2), indica o sucesso na simbióse entre os microrganismos fotoautotróficos e as bactérias heterotróficas (Fig. 4(b)). Assim, tem-se que as microalgas possuem excelente capacidade de adaptação, já que com a aplicação de um tempo de sedimentação curto (3 min), estas poderiam ser facilmente descartadas no sistema, dificultando sua adaptabilidade, especialmente devido a baixa concentração inoculada.

Desenvolvimento de microrganismos fotoautotróficos

Durante os primeiros dias de operação, foi observado um *bloom* de diatomáceas (*Navicula sp.*), que pode ter auxiliado na melhoria da capacidade de sedimentação da biomassa, uma vez que a parede celular das

diatomáceas é formada por sílica, tornado-a mais pesada que as outras espécies de microalgas (Arcila e Buitrón, 2016). No 70º dia de operação, o sistema era composto por *Chlorella sp.* e *Navicula sp.*. O aparecimento de cianobactérias filamentosas (*Oscillatoria sp.*) e microalgas verdes filamentosas (*Stigeoclonium sp.*), indica a presença de grande biodiversidade de microrganismos fotoautotróficos no sistema (Fig. 2 (a-f)). Com a diminuição do tempo de retenção hidráulico (10,0 – 5,5hrs), foi observada mudança na biodiversidade das microalgas, apresentando predominância de cianobactérias, ao passo que as outras microalgas desapareceram do sistema. As cianobactérias auxiliaram na estabilidade da biomassa, pois serviam como "ponte" na superfície do agregado. Esta observação corrobora com Abouhend *et al.* (2018), que reportam que o crescimento excessivo de microalgas filamentosas, como as *Stigeoclonium sp.*, promove desintegração mais rápida dos fotogrânulos, ao passo que, a ocorrência de cianobactérias no sistema, promove grânulos mais estáveis e menos suscetíveis à desintegração.

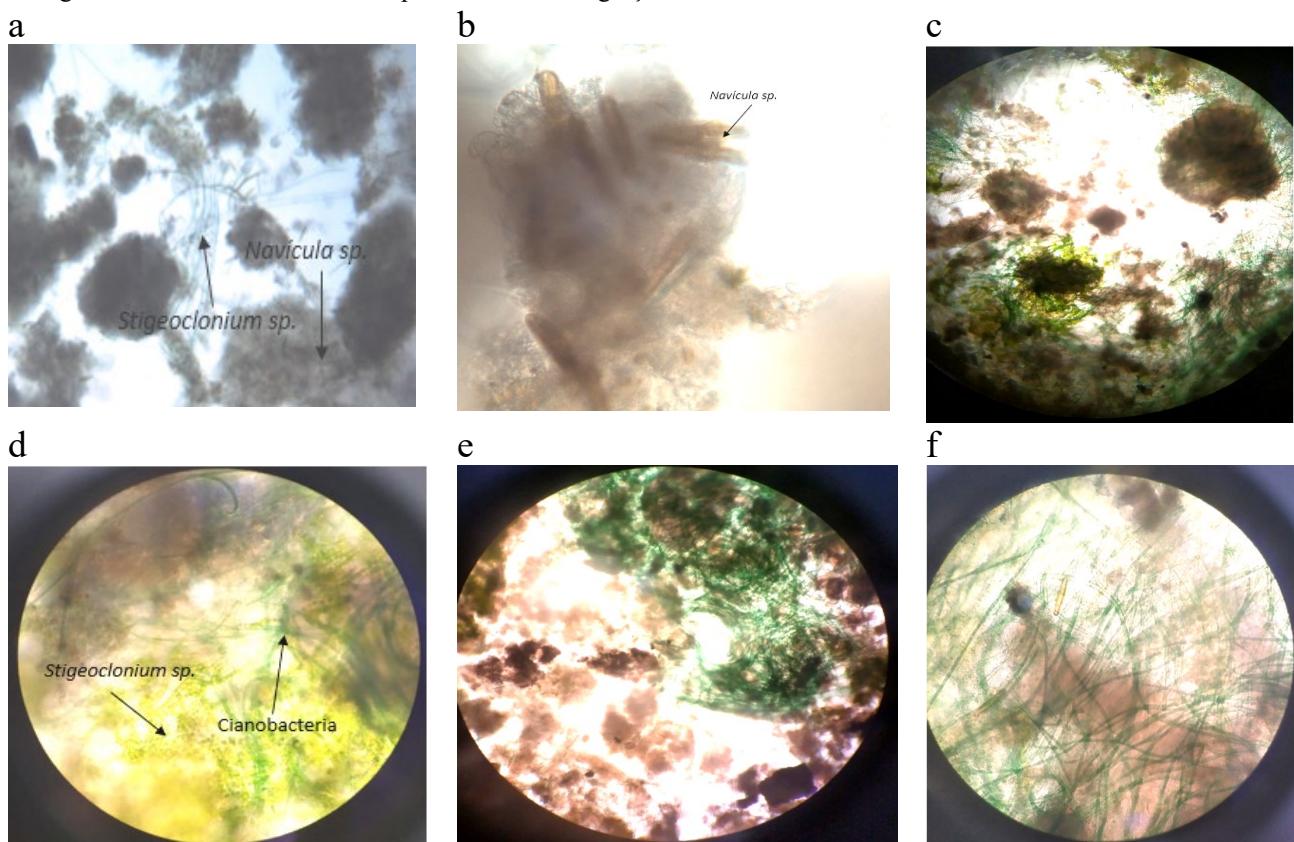


Figura 2 – (a),(b),(d) – Agregados de microalga e bacteria. (c),(e),(f) – Microalgas dominantes no agregado. (a) e (b) foram imagens obtidas ao 70º dia de operação, (c) e (d) 120º dia de operação e (e) e (f) ao 160º dia de operação.

CONCLUSÃO

A mudança do TDH do sistema provocou mudança na diversidade da microalga e na capacidade de sedimentação da biomassa, selecionando aquela com melhor sedimentação. A aplicação de lodo granular como técnica de colheita de microalgas foi um sucesso, uma vez que, de fato, as microalgas têm a facilidade de aderir-se na superfície granular. Além disso, pode-se observar também que as microalgas podem ser utilizadas na manutenção da estabilidade granular, servindo como uma proteção contra possível desintegração, principalmente devido ao excesso de cianobactérias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABINANDAN, S.; SHANTHAKUMAR, S. Challenges and opportunities in application of microalgae (Chlorophyta) for wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 123–132, 2015.

ABOUHEND, A. S. et al. The Oxygenic Photogranule Process for Aeration-Free Wastewater Treatment. 2018.

ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Microalgae – bacteria aggregates : effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. February, 2016.

_____. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. *Algal Research*, v. 27, n. March, p. 190–197, 2017.

BESHA, A. T. et al. Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, n. 3, p. 2395–2414, 2017.

CAI, W. et al. Chemosphere Algae granulation for nutrients uptake and algae harvesting during wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 214, p. 55–59, 2019.

DE KREUK, M. K.; HEIJNEN, J. J.; LOOSDRECHT, M. C. M. VAN. Simultaneous COD , Nitrogen , and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. 2007

DU, B. et al. Impacts of long-term exposure to tetracycline and sulfamethoxazole on the sludge granules in an anoxic-aerobic wastewater treatment system. *Science of the Total Environment*, v. 684, p. 67–77, 2019.

GAO, D. et al. Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011.

GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, v. 24, p. 403–415, 2017.

HUANG, W. et al. Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 179, p. 187–192, mar. 2015.

LEE, C. S. et al. Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. 2015

LIU, L. et al. Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 232, p. 64–71, 2017.

NIRMALAKHANDAN, N. et al. Algal wastewater treatment : Photoautotrophic vs . mixotrophic processes. v. 41, n. March, 2019.

ROLLEMBERG, S. L. DE S. et al. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. *Bioresource Technology*, p. 195–204, 2019.

SYAFRI, J. et al. Bioresource Technology Reports Algal-bacterial aerobic granule based continuous- flow reactor with effluent recirculation instead of air bubbling : Stability and energy consumption analysis. *Bioresource Technology Reports*, v. 7, n. March, p. 100215, 2019.

TANG, C. C. et al. Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 222, p. 156–164, 2016.

WANG, L. et al. Enhanced aerobic granulation by inoculating dewatered activated sludge under short settling time in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 286, n. 1, p. 121386, 2019.

ZHANG, B. et al. Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 334, n. September 2017, p. 2373–2382, 2018.