

II-385 - REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM BIORREATORES ANAERÓBIOS DE LEITO FLUIDIZADO COM MEMBRANAS

Eduardo Lucas Subtil⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Hidráulica e Ambiental pela Universidade de São Paulo. Professor Adjunto do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) da Universidade Federal do ABC (UFABC). Coordenador do Laboratório de Tecnologias de Tratamento de Águas Urbanas Servidas – TecTAUS da UFABC e pesquisador do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Universidade de São Paulo.

Bruna Chyoshi⁽²⁾

Engenheira Ambiental e Urbana pela Universidade Federal do ABC. Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal do ABC.

Lúcia Helena Gomes Coelho⁽³⁾

Química pela Universidade de São Paulo, mestre em Química Analítica (Universidade de São Paulo) e doutora em Química Analítica (Universidade de São Paulo). Professora Adjunta III do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) da Universidade Federal do ABC (UFABC).

Endereço⁽¹⁾: Avenida dos Estados, 5001 - Bangú - Santo André - SP - CEP: 09210-580 - Brasil - Tel: (11) 49960139 - e-mail: eduardo.subtil@ufabc.edu.br.

RESUMO

O biorreator anaeróbio de leito fluidizado com membrana (AFMBR - *anaerobic fluidized bed membrane bioreactor*) é uma tecnologia recentemente estudada para o tratamento de efluentes para fins de reúso. Diferente dos outros biorreatores anaeróbios com membrana, este faz o uso de um material suporte, suspenso no reator pela velocidade ascendente do fluido, formando uma camada de biofilme, que auxilia na adsorção e transferência de massa pela membrana. O objetivo do trabalho foi avaliar o uso de AFMBR no tratamento de efluente visando a remoção de matéria orgânica e o efeito da adição de CAG como material suporte, nesta mesma combinação, na remoção de matéria orgânica. Os resultados obtidos neste estudo demonstram que a eficiência de remoção de DQO do AFMBR-Controle e do AFMBR-CAG foi de 95,9 % e 97,5 %, respectivamente, e se manteve elevada mesmo em grandes concentrações de matéria orgânica no afluente e independente do material suporte utilizado.

PALAVRAS-CHAVE: Biorreator anaeróbio com membranas, AFMBR, carvão ativado, matéria orgânica.

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional acelerado traz grandes adversidades para o século XXI. Estima-se que em 2050 o planeta esteja com cerca de nove bilhões de habitantes, o que acarretará em um aumento na demanda de água em 55% (ONU, 2015). Neste cenário, o setor de saneamento enfrenta o desafio de dispor de recursos ambientais suficientes para toda a população global, tal como a água. Por esta razão, para a gestão sustentável dos recursos hídricos, a seleção de novos sistemas de tratamento de efluentes não pode mais considerar apenas a eficiência de remoção de contaminantes e poluentes, mas deve, também, ponderar a capacidade de recuperação dos recursos úteis presentes nesses efluentes (água, energia e nutrientes) para fins de reúso (SUBTIL *et al.*, 2016).

Neste contexto, os biorreatores anaeróbios com membranas (AnMBR – *anaerobic membrane bioreactor*) surgiram, nos últimos anos, como uma das opções mais promissoras e potencialmente sustentáveis para o tratamento de águas residuárias e recuperação de recursos, devido às vantagens que apresentam, inclusive, quanto ao tratamento convencional por lodos ativados e aos biorreatores com membranas aeróbios. (SKOUTERIS *et al.*, 2012). Estes reatores integram o processo biológico anaeróbio com o de separação por membranas. Como resultado desta combinação, os AnMBR têm como potencial: capacidade de remover o material orgânico pela digestão anaeróbia; produção biogás na forma de metano; baixa geração de lodo; maior concentração biomassa pela retenção das membranas; retenção de microrganismos patogênicos; independência do tempo de detenção hidráulica (TDH) em relação ao tempo de retenção de sólidos (TRS); pequena pegada

ecológica e; separação completa das fases líquida e sólida através das membranas (BERKESSA et al., 2018; CHARFI et al., 2018).

No entanto, um dos grandes desafios para os AnMBR é a ocorrência de depósitos nas membranas, conhecidos como *fouling*. O *fouling* é a formação da deposição de sólidos suspensos ou dissolvidos sobre a superfície interna, externa ou nos poros que resulta no decréscimo de desempenho da membrana. Estes depósitos comprometem a performance do processo de tratamento, uma vez que a aderência de compostos à membrana aumenta a resistência ao fluxo permeado, exige maior consumo de energia devido a maior pressão transmembrana, requer limpezas químicas mais frequentes das membranas ou mesmo trocá-las. Portanto, o melhor desempenho do sistema não depende apenas do controle do reator biológico, mas também do processo de separação por membranas dentro de condições específicas, que poderá proporcionar altas produções de permeado com a qualidade desejada (LIN et al., 2013).

Entre os AnMBR, destaca-se o biorreator anaeróbio de leito fluidizado com membranas (AFMBR – *anaerobic fluidized membrane bioreactor*), que tem potencial para o tratamento de esgoto sanitário, sobretudo para fins de reúso de água, e apresenta características positivas para a potencial mitigação do *fouling*. Este reator é operado em fluxo ascendente e com material suporte para desenvolvimento de biofilme, sendo necessário manter uma elevada velocidade ascensional para expansão do leito. Assim, esta tecnologia, em geral, tem menor propensão a formação de *fouling* quando comparado com outros AnMBR, principalmente se for utilizado carvão ativado granular (CAG) como material suporte que possui alta área superficial para a formação do biofilme (ASLAM; KIM, 2017). Desta forma, a configuração do AFMBR, com o uso de um sistema de membranas submersas acoplado ao biorreator, é vantajosa pela sua capacidade de produzir efluentes de alta qualidade e maior desempenho do módulo de membranas pela mitigação do *fouling* (KIM et al., 2011; DUTTA et al., 2014).

Existe ainda uma lacuna referente à tecnologia anaeróbia associada à separação por membranas. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o uso de biorreator anaeróbio de leito fluidizado com membrana no tratamento de efluente visando a remoção de matéria orgânica e o efeito da adição de CAG, nesta mesma combinação, na remoção de matéria orgânica.

MATERIAIS E MÉTODOS

UNIDADE PILOTO DE AFMBR E PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

O sistema piloto do biorreator anaeróbio de leito fluidizado com membranas encontra-se instalado no Laboratório Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do ABC. O reator é composto por um tubo de acrílico de 2 cm de diâmetro e 40 cm de altura e mangueira de recirculação com 0,64 cm de diâmetro interno por 200 cm de comprimento, totalizando um volume de 225 mL. O módulo de membranas é formado por três membranas submersas poliméricas (PVDF) de ultrafiltração (0,03 µm) do tipo fibra oca da marca Koch Membrane Systems, com área superficial total de aproximadamente 62 cm². O reator é equipado com duas bombas peristálticas, uma para fazer a recirculação do lodo e a outra responsável pela sucção do permeado. Além disso, na linha de sucção do permeado, há um transmissor de pressão para monitoramento da pressão transmembrana conectado a um registrador (Log Chat II da marca NOVUS), que armazena os dados com intervalo de 30 segundos, para serem transferidos para o computador em arquivos no formato XLSX.

O projeto foi desenvolvido em duas fases operacionais, ambas com o tempo de detenção hidráulica de 12 horas e vazão de 18,7 mL/h. Na Etapa 1, foi analisada a remoção de material orgânico por meio da combinação do processo anaeróbio de biofilme com o de separação por membrana. Este será um sistema controle, de modo que o material suporte utilizado, Biocontac Gel BCM, apresenta baixa capacidade de adsorção. Na Etapa 2, foi analisado o uso de CAG como material suporte, que permite a adsorção de substâncias presentes no efluente para aumentar a remoção de material orgânico, bem como melhorar o desempenho hidráulico das membranas. Desta forma, o AFMBR-CAG teve a mesma configuração anterior, com adição do CAG.

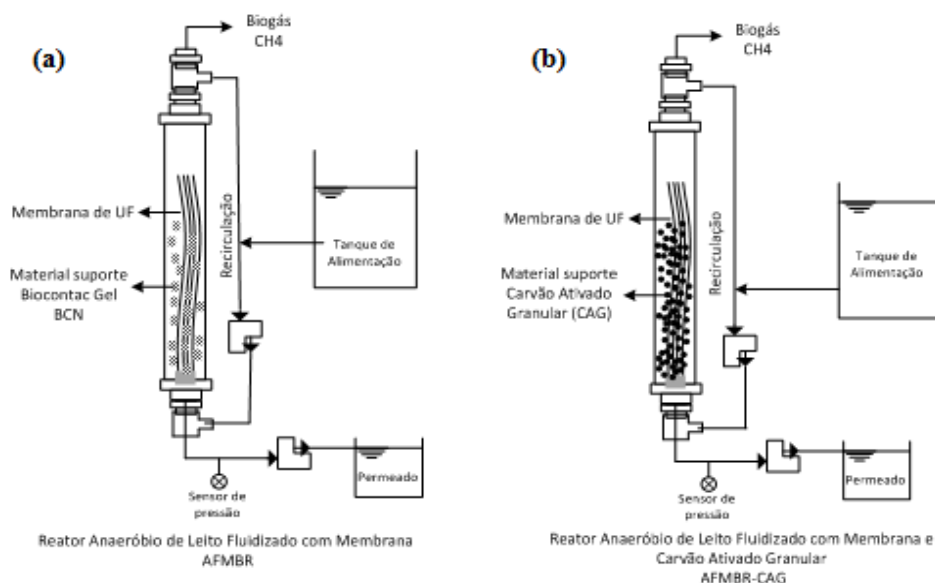


Figura 1: Esquema do sistema piloto de (a) AFMBR-Controle e (b) AFMBR-GAC.



Figura 2: Foto do sistema piloto de AFMBR-Controle e AFMBR-GAC.

MÉTODOS ANALÍTICOS

Os métodos a serem empregados para o monitoramento das condições operacionais e a análise comparativa do afluente e do efluente nas duas etapas do AFMBR, conforme a metodologia APHA (2012), estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros monitorados e metodologias conforme APHA (2012).

Análise físico-química	Unidade	Método
Alcalinidade	mg _{CaCO3} /L	2320-B
Cor	uC	2120
DBO ₅	mg/L	5210
DQO	mg/L	5220
pH	-	-
PTM	Bar	Online
Temperatura	°C	-
Turbidez	NTU	2130

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Tabelas 2 e 3 apresentam os parâmetros monitorados para a avaliação do desempenho do AFMBR durante as Etapas 1 e 2. Os resultados da Tabela 2 foram mensurados de acordo com a alimentação e o permeado do AFMBR, enquanto os resultados da Tabela 3 foram determinados de acordo com o monitoramento direto no sistema.

Tabela 2: Monitoramento de alcalinidade, pH e temperatura do AFMBR-Controle e AFMBR-CAG.

Parâmetro	Sistema	Afluente	Efluente
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	AFMBR-Controle	238 ± 96	158 ± 77
	AFMBR-CAG	268 ± 78	208 ± 56
pH	AFMBR-Controle	6,39 ± 1,07	7,35 ± 0,49
	AFMBR-CAG	6,50 ± 0,89	7,69 ± 1,24
Temperatura (°C)	AFMBR-Controle	24,8 ± 0,8	25,3 ± 1,11
	AFMBR-CAG	24,7 ± 0,6	24,9 ± 0,7

Tabela 3: Monitoramento de TDH, fluxo e PTM do AFMBR-Controle e AFMBR-CAG.

Parâmetro	Sistema	Valor
TDH	AFMBR-Controle	11,6 ± 0,9
	AFMBR-CAG	11,3 ± 0,7
Fluxo	AFMBR-Controle	3,14 ± 0,22
	AFMBR-CAG	3,21 ± 0,16
PTM	AFMBR-Controle	0,13 ± 0,17
	AFMBR-CAG	0,13 ± 0,42

Os dois sistemas apresentaram condições de operação semelhantes, sendo que o TDH foi de 11,6 h no AFMBR-Controle e 11,3 h no AFMBR-CAG, com idade do lodo de 15 dias. Os parâmetros de alcalinidade, pH e temperatura apresentam valores que garantiram condições adequadas para o desenvolvimento e atuação da biomassa anaeróbia nos sistemas, pois o valor mínimo da alcalinidade do bicarbonato para que ocorra a metanogênese deve ser 236 mg.L⁻¹ quando o pH > 6,6 (LEI *et al.*, 2018).

Quanto ao desempenho das membranas, o controle para a estabilização do fluxo resultou em uma PTM média de 0,13 bar para os dois sistemas, independente do material suporte utilizado. O estudo de YOO *et al.* (2012) que utilizava o AFMBR para o tratamento de águas residuárias domésticas se mostrou eficiente no controle do *fouling*, durante 192 dias, visto que não foi necessário nenhum método adicional ao uso do CAG para manter a PTM em até 0,1 bar. No entanto, segundo Shin *et al.* (2016), o uso de CAG pode ser abrasivo para as membranas. Neste trabalho, a integridade do módulo de membranas de fibra oca foi avaliada no AFMBR por dois anos de operação. Embora as membranas superiores estivessem quase intactas, as membranas posicionadas no meio e no fundo do reator foram severamente danificadas. Tal fato pode estar relacionado às partículas mais densas de CAG fluidizadas e relativamente maiores em contato com as membranas.

A Tabela 4 apresenta o resultado dos parâmetros de qualidade do afluente e efluente do sistema AFMBR-Controle e AFMBR-CAG. A avaliação da eficiência de ambos os reatores para a remoção de matéria orgânica foi baseada nas análises de DQO e DBO₅. Os aspectos estéticos de cor e turbidez da alimentação e permeado do sistema foram determinados com o intuito de avaliar o potencial de clarificação do efluente.

Tabela 4: Caracterização do afluente e efluente do AFMBR-Controle e AFMBR-CAG.

Parâmetros	Sistema	Afluente	Efluente	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	AFMBR-Controle	602,6 ± 166,3	24,7 ± 13,4	95,9
	AFMBR-CAG	543,6 ± 118,6	13,6 ± 14,0	97,5
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	AFMBR-Controle	312,1 ± 170,6	13,6 ± 12,8	95,7
	AFMBR-CAG	346,1 ± 146,8	19,0 ± 15,5	94,5
Turbidez (UNT)	AFMBR-Controle	32,42 ± 16,15	0,08 ± 0,20	99,7
	AFMBR-CAG	27,58 ± 10,16	0,05 ± 0,11	99,8
Cor (uC)	AFMBR-Controle	112,0 ± 50,1	1,5 ± 0,6	-
	AFMBR-CAG	113,4 ± 48,4	1,6 ± 1,3	-

De acordo com as Figura 3 e 4, nota-se que, mesmo com a variação de concentração de matéria orgânica na alimentação dos sistemas, o permeado atingiu baixas concentrações. Os resultados de DQO no permeado foram de $24,7 \pm 13,4 \text{ mg.L}^{-1}$ para o AFMBR-Controlle e $13,6 \pm 14,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para o AFMBR-CAG, sem diferença significativa de acordo com o teste de Tukey ($p = 0,137$). Da mesma forma, foram encontrados valores de DBO₅ de $13,6 \pm 12,8 \text{ mg.L}^{-1}$ para o AFMBR-Controlle e de $19,0 \pm 15,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para o AFMBR-CAG, também, sem diferença significativa conforme com o teste de Tukey ($p = 0,439$).

A eficiência de remoção de DQO e DBO₅ do AFMBR foi de aproximadamente 95% para ambos os sistemas. O estudo de Bae *et al.* (2014) encontrou resultados semelhantes quando comparou o sistema AFMBR de um e dois estágios, obtendo eficiências de remoção de DQO entre 93 % e 96 % por ambos os reatores independente do TDH. De acordo com Lei *et al.* (2018), os AnMBR possuem alta capacidade de remoção de DQO, condizente com os resultados obtidos pelos dois sistemas AFMBR estudados.

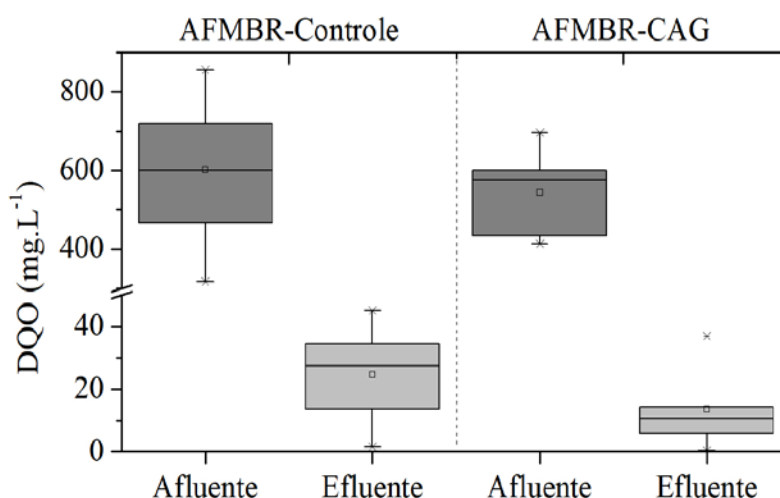


Figura 3: Variação de DQO no AFMBR-Controlle e no AFMBR-GAC.

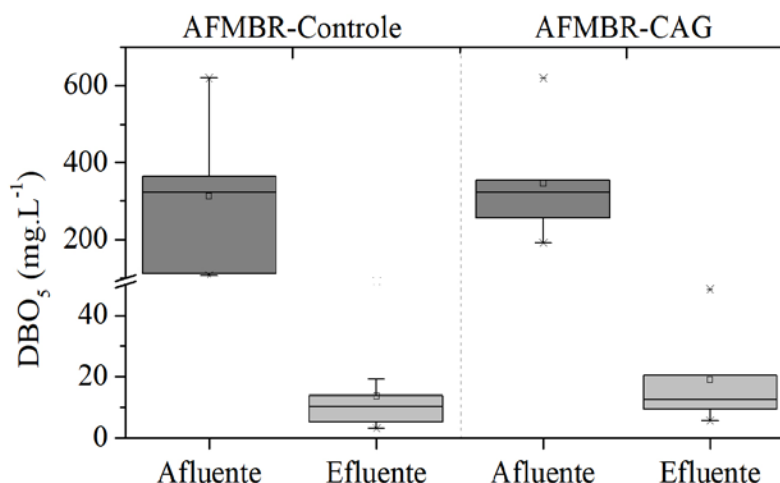


Figura 4: Variação de DBO₅ no AFMBR-Controlle e no AFMBR-GAC.

A partir da Figura 5, é possível observar que os dois sistemas alcançaram altos valores de remoção turbidez, de 99,7% no AFMBR-Controlle e 99,8% no AFMBR-GAC. Esta elevada eficiência está atrelada a alta capacidade de retenção de sólidos pelas membranas do sistema. De acordo com Melin *et al.* (2006), os MBR promovem um efluente com turbidez menor que 1,0 UNT. No entanto, se fossem registrados valores de turbidez maiores do que 1,0 UNT, seria um indicativo de falhas no sistema de membranas.

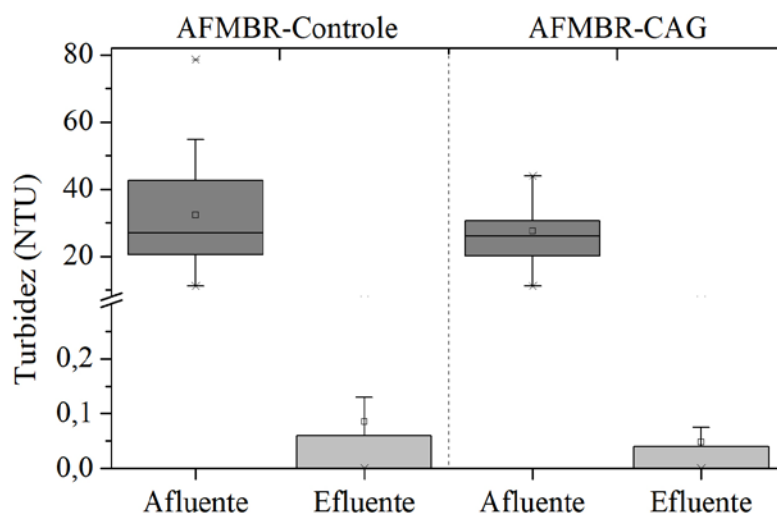


Figura 5: Variação de Turbidez no AFMBR-Controle e no AFMBR-GAC.

Em relação a cor (Figura 6), é importante destacar que as análises da alimentação do sistema foram realizadas sem a filtração prévia em 0,45 μm , isto é, leitura da cor aparente. Entretanto, as membranas de ultrafiltração do AFMBR possuem porosidade de 0,1 μm , que caracterizam a cor verdadeira para as amostras de permeado. Por esta razão, não foi calculada a eficiência de remoção de cor pelo sistema. Ainda assim, foi possível observar baixos valores de cor no permeado, sendo $1,5 \pm 0,6$ uC para o AFMBR-Controle e $1,6 \pm 1,3$ uC para o AFMBR-CAG.

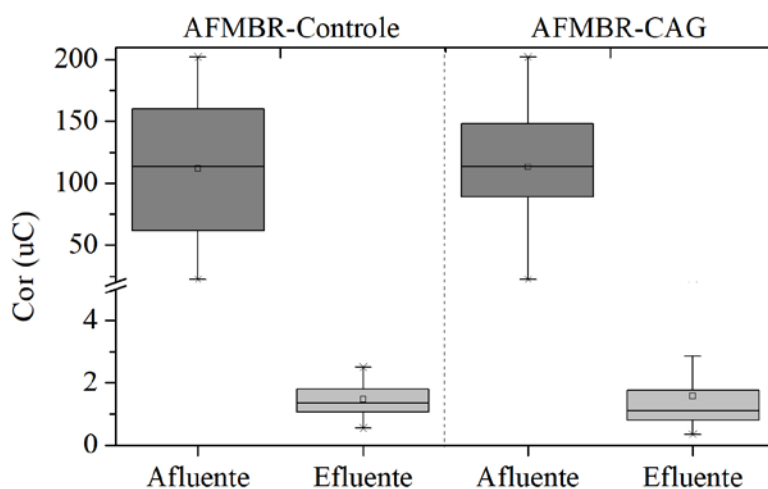


Figura 3. Variação de cor no AFMBR-Controle e no AFMBR-GAC.

CONCLUSÕES

De acordo com a avaliação dos resultados, é possível concluir que as condições operacionais garantiram um ambiente adequado para o desenvolvimento e atuação da biomassa anaeróbia no AFMBR-Controle e no AFMBR-CAG. Os parâmetros monitorados nos dois sistemas apresentaram condições bastante semelhantes, que permitiram compará-los. O AFMBR-Controle e o AFMBR-CAG foram capazes de produzir um efluente de elevada qualidade em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica, em torno de 95 %, independente da concentração no afluente. Em relação ao desempenho das membranas, ambos se encontram com PTM igual a 0,13 bar, sugerindo que o fluxo de permeado está em condição sustentável e que a formação do *fouling* não está acarretando resistência à passagem do efluente. Deste modo, ambos os sistemas AFMBR, independente do material suporte utilizado, foram eficazes para a remoção de matéria orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, A. W. W. A. WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater, v. 22, 2012.
2. ASLAM, M.; KIM, J. Investigating membrane fouling associated with GAC fluidization on membrane with effluent from anaerobic fluidized bed bioreactor in domestic wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017.
3. BAE, J.; SHIN, C.; LEE, E.; KIM, J.; MCCARTY, P. L. Anaerobic treatment of low-strength wastewater: A comparison between single and staged anaerobic fluidized bed membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, v. 165, n. C, p. 75–80, 2014.
4. BERKESSA, Y. W.; YAN, B.; LI, T.; TAN, M.; SHE, Z.; JEGATHEESAN, V.; JIANG, H.; ZHANG, Y. Novel anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) design for wastewater treatment at long HRT and high solid concentration. *Bioresource Technology*, v. 250, n. November 2017, p. 281–289, 2018.
5. CHARFI, A.; PARK, E.; ASLAM, M.; KIM, J. Particle-sparged anaerobic membrane bioreactor with fluidized polyethylene terephthalate beads for domestic wastewater treatment: Modelling approach and fouling control. *Bioresource Technology*, v. 258, n. December 2017, p. 263–269, 2018.
6. DUTTA, K.; LEE, M. Y.; LAI, W. W. P.; LEE, C. H.; LIN, A. Y. C.; LIN, C. F.; LIN, J. G. Removal of pharmaceuticals and organic matter from municipal wastewater using two-stage anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, v. 165, n. C, p. 42–49, 2014.
7. KIM, J.; KIM, K.; YE, H.; LEE, E.; SHIN, C.; MCCARTY, P. L.; BAE, J. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 2, p. 576–581, 2011.
8. LEI, Z.; YANG, S.; LI, Y. you; WEN, W.; WANG, X. C.; CHEN, R. Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 267, n. June, p. 756–768, 2018.
9. LIN, H.; PENG, W.; ZHANG, M.; CHEN, J.; HONG, H.; ZHANG, Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*, v. 314, p. 169–188, 2013.
10. MELIN, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D.; THOEYE, C.; DE WILDE, W.; DE KONING, J.; VAN DER GRAAF, J.; WINTGENS, T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, [s.l.], v. 187, n. 1-3, p.271-282, fev. 2006.
11. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. World Population Prospects: the 2015 Revision. 2015.
12. SHIN, C.; KIM, K.; MCCARTY, P. L.; KIM, J.; BAE, J. Integrity of hollow-fiber membranes in a pilot-scale anaerobic fluidized membrane bioreactor (AFMBR) after two-years of operation. *Separation and Purification Technology*, v. 162, p. 101–105, 2016.
13. SKOUTERIS, G.; HERMOSILLA, D.; LÓPEZ, P.; NEGRO, C.; BLANCO, Á. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, v. 198–199, p. 138–148, 2012.
14. SUBTIL, E. L.; HESPAÑHOL, I.; SILVA, M. V. Um novo paradigma para o planejamento do saneamento: do tratamento de esgotos à recuperação sustentável de recursos. In: MANTOVANI, W.; CARDOSO, A. O.; BENASSI, R. F.; SUBTIL, E. L. (Org.). *Ciência e tecnologia ambiental: conceitos e perspectivas*. São Bernardo do Campo, SP: EdUFABC, 2016, p. 319 -341.
15. YOO, R.; KIM, J.; MCCARTY, P. L.; BAE, J. No Title. *Bioresour. Technol.*, v. 120, n. null, p. 133, 2012.