

II-661 - PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE UASB POR MEMBRANAS: COMPARAÇÃO ENTRE MICROFILTRAÇÃO E ULTRAFILTRAÇÃO

Rodrigo Almeria Raggio⁽¹⁾

Bacharel em Engenharia Ambiental e Urbana pela Universidade Federal do ABC (UFABC). Mestre em Ciência e Tecnologia pela UFABC. Doutorando em Energia na UFABC.

Camila Clementina Arantes⁽¹⁾

Doutora em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Campinas. Professora adjunta do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) da Universidade Federal do ABC.

Eduardo Lucas Subtil⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Hidráulica e Ambiental pela Universidade de São Paulo. Coordenador do Laboratório de Tratamento de Águas Urbanas Servidas e Reúso de Água (LabTAUS) e Professor adjunto do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) da Universidade Federal do ABC.

Endereço⁽¹⁾: Avenida dos Estados, 5001 - Bangú - Santo André - SP - CEP: 09210-580 - Brasil - e-mail: rodrigo.raggio@ufabc.edu.br

RESUMO

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB), representam um importante marco de sustentabilidade, porém requerem tratamento adicional para atender padrões de lançamento em corpos hídricos e padrões para produção de água de reúso. Membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) podem ser usadas, mas mais pesquisas comparando-as são necessárias para definição da melhor para o pós-tratamento deste efluente. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho dos sistemas de filtração por membranas para pós-tratamento de efluente de reator UASB, comparando-se membranas de MF e UF. Testes foram feitos numa célula teste tipo *dead-end*, com agitação magnética para simular filtração tangencial. Ambas as membranas apresentaram excelente capacidade de retenção de material suspenso (turbidez residual média de 0,6 UNT, remoção de 96%) e matéria orgânica (DQO residual média entre 38 e 42 mg/L, remoção entre 69 e 72%), com estes dois parâmetros atendendo regulações nacionais e internacionais para produção de água de reúso. Contudo, a membrana de MF se sobressaiu por ter atingido maior fluxo de operação e menor resistência total do *fouling* que a membrana de UF, mesmo com maior decaimento e menor recuperação de fluxo com as técnicas de limpeza. Dessa forma, foi considerado mais vantajoso o uso da microfiltração no pós-tratamento de efluente de reator UASB.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de esgoto, UASB, filtração por membranas, *fouling*, reúso.

INTRODUÇÃO

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB), representam um importante marco de sustentabilidade. Estes reatores, desenvolvidos na Holanda, na década de 70 (LETTINGA et al., 1980), se caracterizam pela presença de um separador trifásico, possibilitando o tratamento de efluentes com elevada carga orgânica com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH), menor geração de lodo comparado a sistemas aeróbios, e possibilidade de coleta e gestão do biogás (KHAN et al., 2011). Por essas vantagens, além de outras como o clima e a não necessidade de aquecimento do reator, os reatores UASB são muito utilizados em países tropicais e subtropicais, como Brasil, Colômbia e Índia, para o tratamento de efluentes domésticos (CHERNICHARO et al., 2015). Apesar disso, há casos em que somente o reator UASB não é o suficiente para atender os padrões de lançamento em corpos hídricos. Isso se deve à matéria orgânica e nutrientes residuais, mas ainda outros parâmetros, caso o objetivo final do tratamento for o reúso de água (VON SPERLING, 2014).

O pós-tratamento de efluente UASB pode ser feito de inúmeras formas (CHERNICHARO et al., 2015; KHAN, 2011). O tratamento aeróbio com sistemas de lagoas, filtros percoladores, lodos ativados e sistemas de alagados construídos é muito aplicado para remoção do material suspenso e também orgânico do efluente de reator UASB (CHERNICHARO et al., 2015; VON SPERLING, 2014). Mas para se atingir as altas remoções

de patógenos, matéria orgânica e sólidos suspensos esperados para atender às regulações de produção de água de reúso no Brasil e no mundo (ABNT, 2019; SHOUSHARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020), em muitos casos a combinação com outras técnicas de tratamento, inclusive terciário, é necessária.

Uma técnica que tem tido destaque recente são os processos de separação por membranas que operam com baixas pressões, as de microfiltração (MF) e as de ultrafiltração (UF). Tal técnica possui algumas vantagens intrínsecas como menor área para instalação e operação, combinação de tratamento secundário e terciário e alta remoção de sólidos, matéria orgânica e patógenos (NOYOLA; DE LOS COBOS-VASCONCELOS; RODRIGUEZ-MEDINA, 2019). O processo tem sido usado com sucesso para produção de água de reúso tanto em sistemas aeróbios quanto anaeróbios, porém a alternativa anaeróbia tem sido explorada principalmente por sua vantagem quanto ao consumo energético (PARK; CHANG; LEE, 2015).

Apesar disso, ainda são necessárias mais pesquisas comparando membranas de MF e UF para a escolha de qual delas usar. Diferenças de tamanho de poro afetam a remoção de poluentes, a produção de água de reúso e a extensão dos efeitos negativos do depósito (*fouling*) (LIN et al., 2009). Membranas de MF apresentam, em geral, maiores fluxos e são operadas com menores pressões transmembrana (PTM). Contudo, estão mais sujeitas ao *fouling* irreversível e podem apresentar menor remoção de poluentes como partículas coloidais de menor tamanho e macromoléculas dissolvidas (NOYOLA; DE LOS COBOS-VASCONCELOS; RODRIGUEZ-MEDINA, 2019). Por outro lado, a membrana de UF é capaz de reter tais compostos e, teoricamente, produzir melhor água de reúso (ZHANG et al., 2018), além da menor tendência ao bloqueio interno dos poros por poluentes que ficarão retidos na superfície, mais facilmente removidos na filtração tangencial. Porém, ainda é possível que o fluxo alcançado por essa membrana seja menor que o obtido com a de MF, tendo como consequência menor produção de água de reúso ou maior gasto de energia com aplicação de maior PTM (ZIELIŃSKA; GALIK, 2017).

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho dos sistemas de filtração por membranas para pós-tratamento de efluente UASB, comparando-se membranas de MF e UF. Foi avaliada a remoção de poluentes, filtrabilidade do efluente e reversibilidade do *fouling*.

MATERIAIS E MÉTODOS

O equipamento usado para os ensaios de filtração com membranas é uma célula de filtração tipo *dead-end* com agitador magnético para simular filtração tangencial (Amicon, 8400), pressurizada por meio de gás nitrogênio (figura 1). A área de membrana é de 41,8 cm². Os ensaios ocorreram a temperatura ambiente. As membranas testadas são de fluoreto de polivinilideno (PVDF), sendo que a membrana de MF possui tamanho de poro de 200 nm e a membrana de UF de 22 ± 6 nm (SUBTIL; MIERZWA; HESPANHOL, 2014).

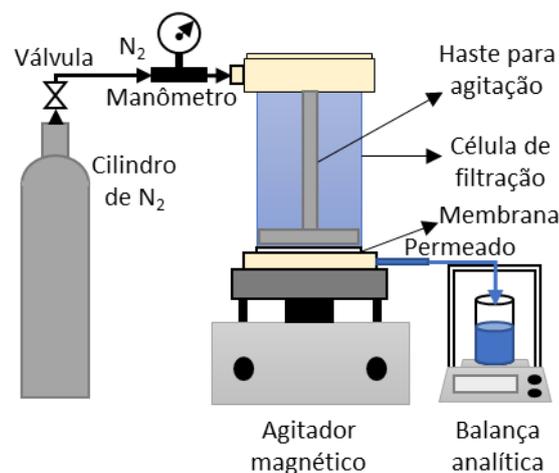


Figura 1: Desenho esquemático do sistema de filtração.

Os ensaios de filtrabilidade foram feitos com PTM constante de 1 bar. Após compactação, a primeira etapa foi filtração de água deionizada (DI) por 15 minutos (Jw0). A segunda foi filtração da amostra (Ja) até taxa de recuperação de permeado de 70%, para um volume inicial de 300 mL (210 mL de permeado). A terceira foi uma nova filtração de água DI por 15 min após retirada do concentrado da célula (Jw1). A quarta foi uma nova filtração de água DI, após uma limpeza física com um jato de água DI de uma pisseta (Jw2). O volume de água usado na limpeza foi 50 mL. Após a quarta etapa, houve mais duas filtrações de amostra, com a terceira e quarta etapas sendo repetidas entre elas. O fluxo através da membrana foi calculado a partir da razão entre vazão de permeado e área de membrana. A vazão de permeado era a razão entre volume permeado e tempo transcorrido. O volume foi obtido a partir da massa medida a cada minuto de filtração e da massa específica da água (998,2 kg/m³ a 20°C). A partir destes valores, calcularam-se os fluxos normalizados, a razão entre cada fluxo calculado e o primeiro valor de fluxo medido no início da filtração de amostra.

A razão de recuperação de fluxo (FRR) foi calculada a partir das Equações 1 e 2, conforme a metodologia descrita em Vatanpour et al. (2011). O valor mostra a porcentagem de fluxo recuperada nas filtrações Jw1 e Jw2 (no caso, filtração sem amostra com agitador em funcionamento e após a limpeza física com jato de água):

$$\text{FRR}_{pc}(\%) = (\text{Jw1}/\text{Jw0}) \times 100 \quad \text{equação (1)}$$

$$\text{FRR}_r(\%) = (\text{Jw2}/\text{Jw0}) \times 100 \quad \text{equação (2)}$$

Para análise das resistências do *fouling*, foi utilizado o modelo de resistências em série (PARK; CHANG; LEE, 2015). As frações descritas são polarização de concentração (R_{pc}) fração reversível (R_r) e a fração irreversível (R_{irr}). A soma de R_{pc}, R_r e R_{irr} corresponde à resistência do *fouling* (R_f). As Equações 3 a 7 permitem fazer o cálculo dessas resistências:

$$\text{R}_t = \text{PTM}/\eta\text{Ja} = \text{R}_m + \text{R}_{irr} + \text{R}_r + \text{R}_{pc} = \text{R}_m + \text{R}_f \quad \text{equação (3)}$$

$$\text{R}_m = \text{PTM}/\eta\text{Jw0} \quad \text{equação (4)}$$

$$\text{R}_{pc} = \text{PTM}(\text{Jw2} - \text{Ja})/\eta\text{JaJw2} = (\text{PTM}/\eta\text{Ja}) - (\text{R}_m + \text{R}_{irr} + \text{R}_r) \quad \text{equação (5)}$$

$$\text{R}_r = \text{PTM}(\text{Jw2} - \text{Jw1})/\eta\text{Jw1Jw2} = (\text{PTM}/\eta\text{Jw1}) - (\text{R}_m + \text{R}_{irr}) \quad \text{equação (6)}$$

$$\text{R}_{irr} = \text{PTM}(\text{Jw0} - \text{Jw2})/\eta\text{Jw2Jw0} = (\text{PTM}/\eta\text{Jw2}) - \text{R}_m \quad \text{equação (7)}$$

em que R_t é a resistência total (m⁻¹), PTM a pressão transmembrana (Pa), η a viscosidade dinâmica do permeado (Pa.s) e R_m a resistência intrínseca da membrana (m⁻¹).

As análises físico-químicas para turbidez (2130 B.), cor (2120 F.), demanda química de oxigênio, DQO (5220 D.) e compostos que absorvem no UV, UV₂₅₄ (5910 B.), seguiram a APHA (2012). A análise de carbono orgânico dissolvido (COD) foi feita com um TOC L_{CPH} (Shimadzu), após filtração a vácuo das amostras com filtro de acetato de celulose 0,45 μm.

RESULTADOS OBTIDOS

Os resultados para remoção de poluentes estão na tabela 1. As duas membranas apresentaram desempenho similar para remoção de material suspenso e as várias frações de matéria orgânica. Também foi alcançada alta remoção de DQO e, principalmente, turbidez.

Tabela 1: Remoção de poluentes (desvio padrão entre parênteses)

PARÂMETROS	UASB	MF		UF	
	Média	Média	Remoção (%)	Média	Remoção (%)
Turbidez (UNT)	15,0 (0,3)	0,6 (0,1)	96 (1)	0,6 (0,3)	96 (2)
DQO (mg/L)	135 (8)	38 (6)	72 (6)	42 (7)	69 (7)
COD (mg/L)	28,8 (0,5)	22,2 (0,5)	23 (3)	21,9 (0,8)	24 (3)
Cor (uC)	291 (12)	120 (2)	59 (1)	125 (3)	57 (1)
UV ₂₅₄ (10 ³ x cm ⁻¹)	392 (5)	247 (2)	37 (1)	253 (2)	36 (1)

Os resultados para os ensaios de filtrabilidade estão na figura 2. Para ambas as membranas (principalmente a de UF), houve uma queda mais acentuada de fluxo nos primeiros minutos de filtração, seguidos por uma estabilização, mas ainda com uma lenta queda de fluxo. As membranas de MF ainda apresentavam maior fluxo ao fim da filtração, mas uma redução percentual de fluxo maior (conforme a razão J/J₀).

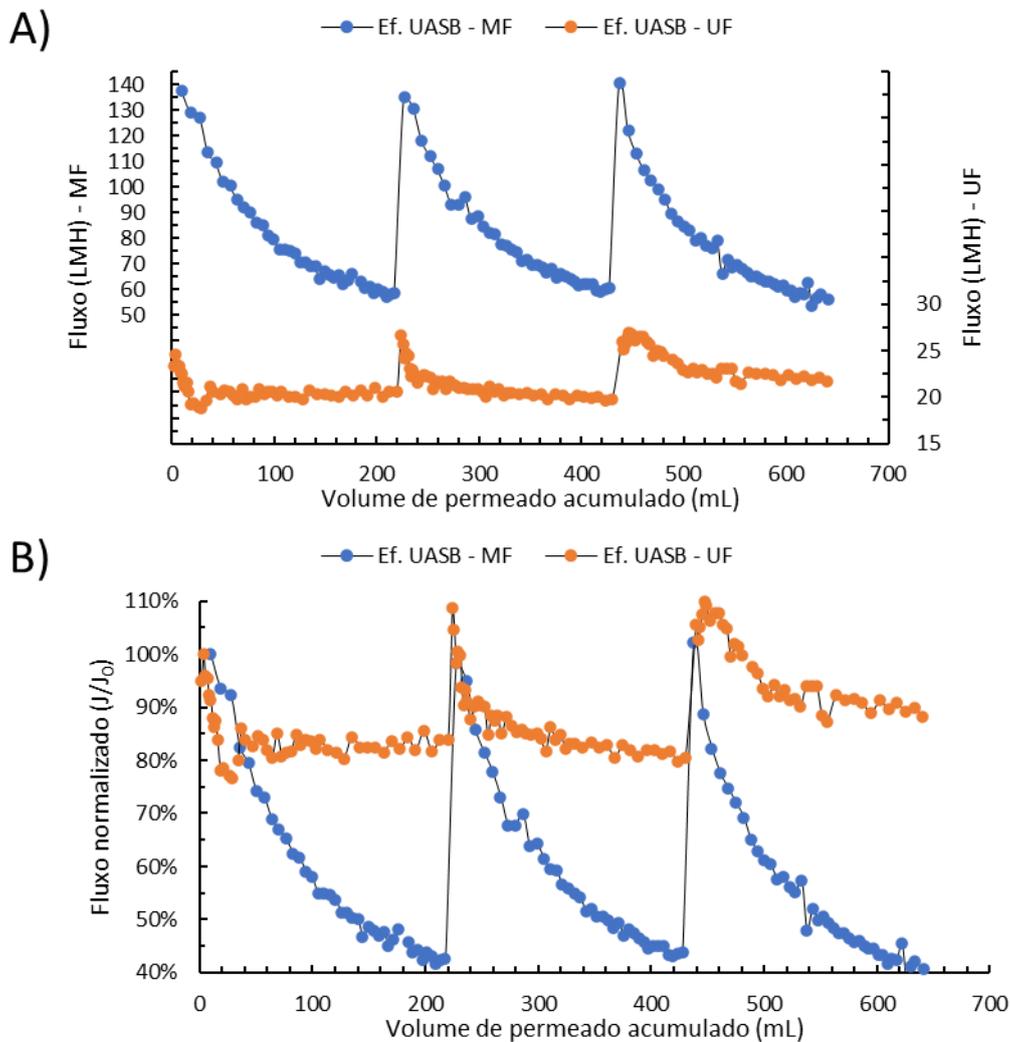


Figura 2: Variação de fluxo (A) e fluxo normalizado (B) durante ensaios de filtração (PTM: 1 bar).

Quanto à recuperação de fluxo e avaliação do depósito formado, os resultados estão na figura 3. Conforme as técnicas de fracionamento do *fouling* feitas (filtração de água DI após retirar a amostra da célula de filtração e filtração de água DI após limpeza física), verificou-se que a maior perda de fluxo ocorreu devido à polarização

de concentração nas duas membranas, com pequena recuperação de fluxo com a técnica de limpeza física. Destaca-se também a maior recuperação com a membrana de UF, chegando a 95% sem uso de produtos químicos de limpeza, enquanto a recuperação com a membrana de MF chegou a apenas 65%.

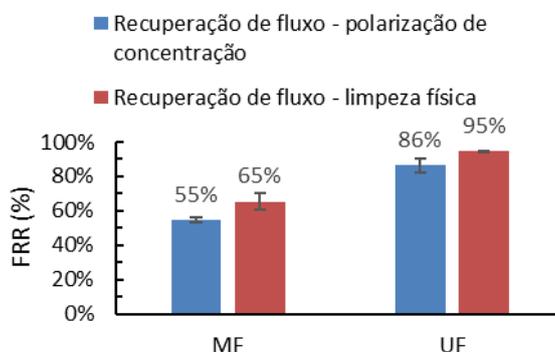


Figura 3: Taxas de recuperação de fluxo após as filtrações.

Os resultados do modelo de resistências em série estão na tabela 2. Eles mostram a já esperada maior resistência intrínseca da membrana de UF à filtração. Além disso, apesar da maior recuperação de fluxo com esta membrana, ela apresentou uma camada de *fouling* com mais resistência, sendo a principal fração responsável por isso a reversível, enquanto as outras duas (polarização de concentração e irreversível) apresentaram valores semelhantes entre si.

Tabela 2. Valores obtidos para o modelo de resistências em série. (desvio padrão entre parênteses)

RESISTÊNCIAS	MF ($10^{12} \times m^{-1}$)	UF ($10^{12} \times m^{-1}$)
R _m	1,51(0,01)	12,55(0,01)
R _f	4,65(0,14)	5,56(0,39)
R _{pc}	3,30(0,19)	2,96(0,19)
R _r	0,45(0,05)	1,89(0,04)
R _{irr}	0,90(0,09)	0,71(0,54)

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

As membranas mostraram grande capacidade para rejeição de poluentes, principalmente turbidez e DQO, e tiveram desempenho similar. Turbidez atingiu valores esperados para sistemas com membranas ($< 0,7$ UNT) (YOON, 2015) e DQO residual foi próxima ao de sistemas de membrana para tratamento de efluente em AnMBR, com valores entre 53,6 e 41,6 mg/L (JI et al., 2020). A quantidade remanescente no efluente se deve à presença de compostos dissolvidos de menor peso molecular, possivelmente ácidos húmicos, pelos resultados de UV₂₅₄ (MARAIS et al., 2018) e metano dissolvido residual (MAI; KUNACHEVA; STUCKEY, 2018). Comparando-se as membranas, Ji et al. (2020) também obteve resultados similares entre membranas de MF e UF submersas, com os resultados das duas pesquisas apontando para a influência benéfica da formação da camada de torta e interações eletrostáticas para retenção de poluentes, além da exclusão por tamanho de poro. Com estes valores de turbidez residuais, além de atender o padrão da NBR 16783:2019 (ABNT, 2019), para reúso em edificações, é possível atender muitas regulamentações nacionais e internacionais para reúso agrícola. Os órgãos reguladores indicam valores máximos de turbidez entre 14 e 0,2 UNT, porém a maioria requer médias diárias iguais ou inferiores a 2 UNT (com máximo de 5 UNT) para classes mais restritivas, em geral cultivos alimentares, incluindo os consumidos crus (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020). Algumas regulamentações de países também empregam a DQO como parâmetro nas normas de reúso, com o valor mais restritivo (40 mg/L) sendo da regulamentação chinesa, referente à aplicação de águas em plantas para consumo alimentar. Todos os outros valores elencados por Shoushtarian e Negahban-Azar (2020) são atendidos mesmo considerando o desvio padrão mais alto de DQO obtido neste trabalho. Porém, outros

parâmetros como DBO₅ e coliformes totais são importantes na avaliação das regulamentações de água de reúso e devem ser observados em pesquisas futuras.

As filtrações a PTM constante seguiram o perfil esperado (YOON; 2015): uma queda brusca causada pela fração predominantemente irreversível (bloqueio inicial dos poros) do depósito, seguida por um período de queda menos brusca que tende à estabilidade, em que o depósito formado é predominantemente reversível e causado por partículas maiores, responsáveis pela formação da camada de torta, e então segue a última fase, em que o fluxo é praticamente estável pelo equilíbrio entre as forças hidrodinâmicas (fluxo tangencial e deposição), mas ainda com uma pequena e constante queda (BAE; TAK, 2005). A membrana de MF teve maior redução de fluxo, com grande perda já nos primeiros momentos da filtração (LIN et al., 2009). Apesar disso, a membrana de MF mostrou-se vantajosa por ter um fluxo maior que a membrana de UF nas condições do ensaio. As membranas com poros maiores podem ter maior permeabilidade, porém são mais suscetíveis ao bloqueio dos poros, enquanto para membranas com poros menores, certas partículas aderem apenas à superfície ou à camada de torta baseado na exclusão por tamanho (LIN et al., 2009; ZIELIŃSKA; GALIK, 2017). Assim, o material aderido na superfície é mais facilmente removido durante a própria filtração tangencial, como também na limpeza física, e é possível obter maior recuperação do fluxo após a filtração.

As semelhanças entre os efeitos da polarização de concentração podem ser explicadas por ser o mesmo efluente, com concentrações de partículas e espessura da camada de polarização similares (YOON, 2015). Predominância da resistência irreversível sobre a reversível na membrana de MF pode ocorrer por limitações da técnica de limpeza empregada (DI BELLA; DI TRAPANI, 2019), mas, principalmente, pela grande quantidade de material suspenso de pequeno tamanho e colóides no efluente, com grande colaboração ao *fouling* irreversível (NOYOLA; DE LOS COBOS-VASCONCELOS; RODRIGUEZ-MEDINA, 2019; RAGIO et al., 2020). As diferenças nas resistências de *fouling* entre membranas podem estar relacionadas a uma maior retenção de material dissolvido pela membrana de UF no início da filtração, com consequente formação de uma camada de gel na superfície, mais restritiva. A membrana de MF pode sofrer com menor efeito do depósito no início da filtração, porém a tendência para tempos de filtração e pressões maiores é que sua resistência fique maior pelo acúmulo de material no interior dos poros (HE et al., 2005; JIN; ONG; NG, 2010; LIN et al., 2009). Porém, isso não foi observado neste trabalho, considerando o curto tempo de filtração.

CONCLUSÕES

Ambas as membranas apresentaram excelente capacidade de retenção de material suspenso e matéria orgânica. Contudo, a membrana de MF se sobressaiu por ter atingido maior fluxo de operação e menor resistência total do *fouling* que a membrana de UF, mesmo com maior decaimento e menor recuperação de fluxo com as técnicas de limpeza. Isso implica na necessidade de menor área de membrana para tratamento de um mesmo volume de efluente, dessa forma sendo mais vantajoso o uso da microfiltração no pós-tratamento de efluente de reator UASB. Apesar disso, mais testes em condições mais próximas ao uso em estações reais (em escala piloto e demonstrativa) são recomendados para se avaliar mais parâmetros e condições presentes em escalas maiores, assim como aplicação de técnicas de limpeza mais próximas das utilizadas em sistemas reais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. NBR 16783: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Brazil, 2019.
2. APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.
3. BAE, T. H.; TAK, T. M. *Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor*. *Journal of Membrane Science*, v. 264, n. 1–2, p. 151–160, 2005.
4. CHERNICHARO, C. A. L. et al. *Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges*. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 14, n. 4, p. 649–679, 2015.
5. DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D. *A brief review on the resistance-in-series model in membrane bioreactors (MBRs)*. *Membranes*, v. 9, n. 2, p. 29, 2019.
6. HE, Y. et al. *High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor*. *Water Research*, v. 39, n. 17, p. 4110–4118, 2005.
7. JI, J. et al. *Application of two anaerobic membrane bioreactors with different pore size membranes for municipal wastewater treatment*. *Science of the Total Environment*, v. 745, p. 140903, 2020.

8. JIN, L.; ONG, S. L.; NG, H. Y. *Comparison of fouling characteristics in different pore-sized submerged ceramic membrane bioreactors*. *Water Research*, v. 44, n. 20, p. 5907–5918, 2010.
9. KHAN, A. A. et al. *Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review*. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011.
10. LETTINGA, G. et al. *Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment*. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, n. 4, p. 699–734, abr. 1980.
11. LIN, C. F. et al. *Effects of mass retention of dissolved organic matter and membrane pore size on membrane fouling and flux decline*. *Water Research*, v. 43, n. 2, p. 389–394, 2009.
12. MAI, D. T.; KUNACHEVA, C.; STUCKEY, D. C. *A review of posttreatment technologies for anaerobic effluents for discharge and recycling of wastewater*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 167–209, 2018.
13. MARAIS, S. S. et al. *Comparison of natural organic matter removal by ultrafiltration, granular activated carbon filtration and full scale conventional water treatment*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 5, p. 6282–6289, out. 2018.
14. NOYOLA, A.; DE LOS COBOS-VASCONCELOS, D.; RODRÍGUEZ-MEDINA, A. *Post treatment of anaerobic effluents by membrane filtration*. In: *Post Treatments of Anaerobically Treated Effluents*. 1. ed IWA Publishing, 2019. p. 93–122.
15. PARK, H.; CHANG, I.; LEE, K. *Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment Waste activated sludge*. 1. ed. Boca Raton, FL.: CRC Press, 2015.
16. RAGIO, R. A. et al. *Pre-coagulation assisted ultrafiltration membrane process for anaerobic effluent*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 5, p. 104066, out. 2020.
17. SHOUSHARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. *Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review*. *Water*, v. 12, n. 4, p. 971, 29 mar. 2020.
18. SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. *Comparison between a conventional membrane bioreactor (C-MBR) and a biofilm membrane bioreactor (BF-MBR) for domestic wastewater treatment*. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 31, n. 3, p. 683–691, set. 2014.
19. VATANPOUR, V. et al. *Fabrication and characterization of novel antifouling nanofiltration membrane prepared from oxidized multiwalled carbon nanotube/polyethersulfone nanocomposite*. *Journal of Membrane Science*, v. 375, n. 1–2, p. 284–294, jun. 2011.
20. VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte, MG, BR: Editora UFMG, 2014.
21. YOON, S.-H. *Membrane Biorreactor Processes: Principles and Applications*. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2015.
22. ZHANG, D. et al. *Fate and behavior of dissolved organic matter in a submerged anoxic-aerobic membrane bioreactor (MBR)*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 5, p. 4289–4302, 2018.
23. ZIELIŃSKA, M.; GALIK, M. *Use of Ceramic Membranes in a Membrane Filtration Supported by Coagulation for the Treatment of Dairy Wastewater*. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 228, n. 5, p. 173, 10 mai 2017.