

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA FACULTATIVA: CONDIÇÕES OPERACIONAIS E QUALIDADE DO PERMEADO

* Camila de Almeida Porto ¹
Elda Karoline Videres Ferraz ¹
Elisângela Maria Rodrigues Rocha ¹
Gilson Barbosa Athayde Junior ¹

ULTRAFILTRATION IN THE POST TREATMENT OF STABILIZATION LAGOON EFFLUENT: OPERATIONAL CONDITIONS AND PERMEATE QUALITY

Recibido el 26 de diciembre de 2020. Aceptado el 17 de junio de 2021

Abstract

The membrane separation processes have been applied in secondary effluents to enable reuse in various modalities. The present work evaluated the performance of a pilot ultrafiltration system in the post-treatment of facultative waste stabilization pond effluent at the Mangabeira Wastewater Treatment Plant in João Pessoa/PB. The pilot system was evaluated from two perspectives: operational, under different conditions and the permeate evaluation with the physicochemical and biological characterization of the raw sewage, feed, permeate and backwash samples. Through the operational evaluation, it was found that the system remained stable in relatively low flux (27.5 and 37.5 L. m⁻². h⁻¹), limited by the characteristics of the feed effluent (high organic fraction and presence of microalgae) and by operating conditions (perpendicular filtration and inadequate pretreatments). The permeate presented low organic concentration (average of 5 mg O₂. L⁻¹ BOD_{5,20} and 26 mg O₂. L⁻¹ COD) and no thermotolerant coliforms, complying with several reuse standards. Finally, in addition to reuse water, the algae-rich backwash concentrate has the potential to generate biofuel.

Keywords: algal biomass, membranes, reuse water, stabilization pond.

¹ Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba. Loteamento Cidade Universitária, João Pessoa, Paraíba. 58051-900. Brasil. Email: camila.aporto@gmail.com

Resumo

Os processos de separação por membrana vêm sendo aplicados em efluentes secundários para viabilizar o reúso em diversas modalidades. O presente trabalho avaliou o desempenho de um sistema piloto de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, em João Pessoa/PB. O sistema piloto foi avaliado sob duas perspectivas: operacional com testes sob diferentes condições e a avaliação do permeado com a caracterização físico-química e biológica das amostras de esgoto bruto, efluente de alimentação, permeado e retrolavagem. A partir da avaliação operacional, constatou-se a estabilidade do sistema em fluxos relativamente baixos (27.5 e 37.5 L. m⁻². h⁻¹), limitados pelas características do efluente de alimentação (elevada fração orgânica e presença de microalgas) e pelas condições operacionais (filtração perpendicular e pré-tratamentos inadequados). O permeado apresentou baixa concentração de matéria orgânica (média de 5 mg O₂. L⁻¹ de DBO_{5,20} e 26 mg O₂. L⁻¹ de DQO) e ausência de coliformes termotolerantes, enquadrando-se em diversos padrões de reúso. Por fim, além de reutilizar a água, o concentrado de retrolavagem, rico em algas, tem potencial para gerar biocombustível.

Palavras chave: água de reúso, biomassa algal, membranas filtrantes, lagoa de estabilização.

Introdução

Nas últimas décadas, os processos de separação por membrana (PSM) tornaram-se competitivos em relação às tecnologias convencionais. Os PSM se destacam pela elevada seletividade, pouca adição de químicos e possibilidade de escalonamento. Esta tecnologia é comumente classificada em microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, em função do tamanho dos poros (Metcalf e Eddy, 2016). A minimização da incrustação irreversível é a principal linha de estudo da área, incluindo pré-tratamento do esgoto a ser filtrado, variação das condições operacionais e seleção das características da membrana (Benito *et al.*, 2017; Ferrer *et al.*, 2015; Filloux *et al.*, 2014; Chon *et al.*, 2013).

A associação da tecnologia de membranas com tratamento biológico continua sendo alvo de grande interesse em pesquisas para a viabilização de reúso do esgoto sanitário (Tabela 1). De maneira geral, os sistemas piloto de ultrafiltração são operados com filtração perpendicular, com membranas poliméricas, com fluxos entre 50 e 150 L.m⁻². h⁻¹ e com efluente proveniente do processo de lodos ativados. A combinação com outras tecnologias de tratamento biológico é pouco avaliada, dentre elas, os sistemas de lagoas de estabilização (Widiasa e Susanto, 2011; Oron *et al.*, 2008), com boa aplicabilidade no cenário brasileiro (ANA, 2017).

As lagoas de estabilização são reservatórios de grandes dimensões para a retenção do esgoto por um tempo suficiente para que os processos naturais de degradação da matéria orgânica ocorram. São classificadas em função do processo biológico predominante em anaeróbia, facultativa e aeróbia (também conhecida como de maturação) (Von Sperling, 2017; USEPA, 2011).

Tabela 1. Características de sistemas piloto de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente doméstico na literatura.

Efluente de alimentação	Membrana	Remoção (%)	Operação	COS (kg. m ²) *	Referência
Lodos ativados; DQO: 32.5; SST: 8.0	Poliestersulfona; MWCO: 200 kDa	DQO: 38	Filtração perpendicular; 60 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 60 minutos	2.0	Yang <i>et al.</i> (2021)
Efluente secundário; DBO _{5,20} : 30	Fluoreto de polivinilideno; 0.04 µm	-	25 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 15 minutos ⁴	-	KASI <i>et al.</i> (2017)
	Fluoreto de polivinilideno modificado; 0.04 µm	-	35 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos ⁴	-	
Lodos ativados; DQO: 8.4; Turbidez: 4.2	Fluoreto de polivinilideno;	-	Filtração perpendicular; 83 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 30 minutos ⁵	0.3	LEE <i>et al.</i> (2017)
Lodos ativados; DQO: 4.2; Turbidez: 1.3	MWCO: 150 kDa; 0.01 µm	-		0.2	
Lodos ativados; DQO: 12.0; UV ₂₅₄ : 0.282	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	-	Filtração perpendicular; 60 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência de 91%) ³	0.2	ZHENG <i>et al.</i> (2017)
Efluente secundário com nitrificação/desnitrificação; DQO: 5.1; Turbidez: 1.4; UV ₂₅₄ : 0.1; Amônia: N.D.	Fluoreto de polivinilidina; 0.1 µm	Turbidez: 96; COD: <4	Filtração perpendicular; 130 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 30 minutos (eficiência 73%) ²	0.3	CHON <i>et al.</i> (2013)
Lodos ativados; DQO 11.4; UV ₂₅₄ : 0.191	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	COD: 15; UV ₂₅₄ : 12	Filtração perpendicular; 60 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência de 91%) ³	0.2	ZHENG <i>et al.</i> (2012)
Lagoa de estabilização; Turbidez: 5.85	Polisulfona; MWCO: 50 kDa	Turbidez: 93	Filtração tangencial; 120-80 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos	-	WIDIASA & SUSANTO (2011)
Lodos ativados; DQO: 49.0; Turbidez: 5.0; SST: 3.0	Polissulfona; MWCO: 100kDa; 0.01 µm	DQO: 36	Filtração perpendicular; 50 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência 82%)	0.8	FALSANISI <i>et al.</i> (2009)
Lodos ativados; DQO: 10.2; Turbidez: 0.24; UV ₂₅₄ : 0.257	Poliestersulfona; MWCO: 100-150 kDa	-	Filtração perpendicular; 50 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 10 minutos ⁶	0.1	ZHENG <i>et al.</i> (2009)
Lodos ativados; DBO _{5,20} : 3.2; SST: 1.9	Polissulfona; 100 kDa; 0.01 µm	DBO _{5,20} : 69	Filtração tangencial; 144-151 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 17.5 minutos (eficiência 91%) ¹	-	BOURGUEOS <i>et al.</i> (2001)
Lodos ativados com aeração prolongada; Turbidez: 1.5; UV ₂₅₄ : 0.2; COT: 8.9	Poliestersulfona; MWCO: 150 kDa	UV ₂₅₄ : 4.1; COT: 5.6	Filtração perpendicular; pressão constante; 51 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos ³	-	DECAROLIS <i>et al.</i> (2001)

Unidades: DQO, SST, COT, COD: mg. L⁻¹; Turbidez: NTU; UV₂₅₄: cm⁻¹; N.D: Não detectado. MWCO: Molecular weight cut-off (Massa molecular de corte da membrana). Pré-tratamentos dos efluentes de alimentação: ¹Filtro granular; ²Coagulação/Filtração; ³Coagulação em linha; ⁴Coagulação em linha e pré-oxidação; ⁵Coagulação/sedimentação; ⁶Filtro de areia lento; * COS: Carga orgânica superficial.

Mara (2009) destaca o potencial das lagoas de estabilização para a produção de água de reúso para a agricultura e na aquicultura. Contudo, a presença de algas, característica de efluentes de sistemas de lagoas, pode limitar o reúso para estas e demais modalidades, requerendo-se tratamento complementar. Ainda não sendo o foco deste trabalho, sabe-se, por outro lado, que a biomassa algal pode ser utilizada como fertilizantes, alimento animal e na produção de biocombustível (Florentino *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2018).

Estudos recentes avaliaram membranas para a separação de algas cultivadas em efluentes (Soydemir *et al.* 2020; Say *et al.*, 2017). Os autores destacam o uso de efluente como forma de reduzir os custos de produção, dispensando a necessidade de adição de nutrientes e minerais.

Neste contexto, a aplicação de membranas para o pós-tratamento de efluentes de sistemas de lagoa de estabilização apresenta-se como uma alternativa promissora para a viabilização do reúso da água e pela possibilidade de recuperação das microalgas (Widiasa *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2010; Oron *et al.*, 2008).

No município de João Pessoa, as duas estações de tratamento de esgoto são constituídas por lagoas de estabilização inseridas na área urbana com potencial para reúso não potável de esgoto, segundo o Plano Municipal de Saneamento (João Pessoa, 2015). Assim, o trabalho objetivou avaliar o comportamento de um sistema piloto de membrana de ultrafiltração no pós-tratamento do efluente secundário de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto Mangabeira, no município de João Pessoa (PB), com vistas ao reúso.

Materiais e métodos

Unidade experimental

O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira, localizada no município de João Pessoa (PB)/Brasil, foi utilizado para a alimentação do sistema de pós-tratamento por ultrafiltração. A ETE Mangabeira é composta por três módulos, com o quarto em construção. Cada módulo possui um tratamento preliminar com gradeamento e caixa de areia e um tratamento biológico formado por duas lagoas anaeróbias em série seguidas por uma lagoa facultativa. Segundo Mendonça (2017), as lagoas anaeróbias e facultativas possuem profundidade de 3.7 m e 1.8 m, respectivamente. Ainda segundo o autor, a estação possui uma vazão média de 89.6 L. s⁻¹, o tempo de detenção estimado é de 11 dias e o efluente final é lançado no riacho Laranjeiras.

A Planta Piloto de Ultrafiltração (PPU) compôs o sistema de pós-tratamento do efluente final da ETE. Os principais componentes do sistema estão representados na Figura 1. O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira era bombeado periodicamente para o tanque de equalização (TE). Em seguida, o efluente passava por três pré-tratamentos: dois filtros de areia (FA) em paralelo,

um filtro de tela (FT), sendo armazenado no tanque de alimentação (TA), e, opcionalmente, recebia coagulante em linha (DC) e seguia para o floculador mecânico (FM). Por fim, o efluente passava pelos módulos das membranas de ultrafiltração (U1 e U2), sendo o permeado armazenado nos tanques de permeado (TP1 e TP2) e o concentrado no tanque de rejeito (TR). Transcorrido o tempo de filtração, a retrolavagem das membranas era realizada com o permeado do TQ1. A retrolavagem dos filtros de areia era realizada com o permeado do TQ2. Tanto o rejeito como o permeado produzidos eram encaminhados para o TR, retornando a lagoa anaeróbia do módulo I da ETE Mangabeira, por sistema de bombeamento.

O sistema operou automaticamente submetido a um controlador lógico programável integrado, possibilitando a definição das condições de filtração, de retrolavagem e de dosagem de coagulante. Cada módulo era composto por múltiplas fibras cilíndricas ocas de polietersulfona, com uma área superficial total de 4m². Além disso, os módulos foram operados com fluxo perpendicular de dentro para fora e nos sentidos superior e inferior de filtração. As recomendações operacionais do fabricante são uma taxa de filtração entre 60 e 140 L. m⁻². h⁻¹ e uma duração de cada ciclo de filtração entre 30 e 120 minutos.

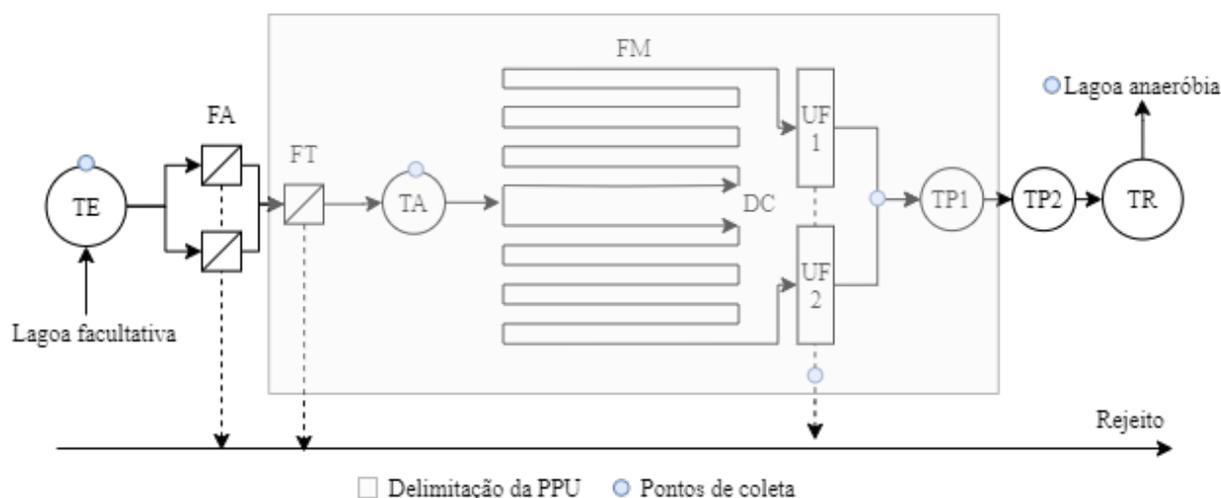


Figura 1. Representação esquemática do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira. TE: Tanque de equalização; FA: Filtro de areia; FT: Filtro de tela; TA: Tanque de alimentação; FM: Floculador mecânico; DC: Dosador de coagulante; UF: Membrana de ultrafiltração; TP: Tanque de permeado; TR: Tanque de rejeito.

Policloreto de alumínio diluído (PAC, comercial, 18%) foi utilizado como coagulante. Ácido sulfúrico (H₂SO₄, 98%) foi utilizado na limpeza química ácida. Hidróxido de sódio (NaOH, 98%) e hipoclorito sódio (NaOCl, 10%) foram utilizados na limpeza química alcalina.

Delineamento experimental

Condições operacionais: Avaliação da pressão transmembrana

O sistema de pós-tratamento foi operado em diferentes taxas de filtração e de dosagem do coagulante. A avaliação operacional consistiu na análise da pressão transmembrana inicial armazenada de cada ciclo ao longo do tempo. A eficiência e a carga orgânica superficial das condições operacionais avaliadas foram calculadas pelas Equações 1 e 4 (Oriol, 2013; Decarolis *et al.*, 2001).

$$\text{Eficiência} = \text{Produção} \cdot \text{Disponibilidade}$$

$$\text{Produção} = \frac{T_f}{T_t}$$

$$\text{Disponibilidade} = \frac{(V_p - V_{LF} - V_{LQ})}{V_p}$$

$$\text{Carga orgânica superficial} = F_f \cdot C_i \cdot T_f$$

Equação (1)

Equação (2)

Equação (3)

Equação (4)

Sendo,

C_i = DQO do efluente de alimentação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

F_f = Fluxo de filtração ($\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$);

T_f = Tempo de filtração (h);

T_t = Tempo total (h);

V_p = Volume de permeado produzido (L);

V_{LF} = Volume de permeado utilizado para a limpeza física (L);

V_{LQ} = Volume de permeado utilizado para a limpeza química (L);

Variação da taxa de filtração

O sistema piloto de pós-tratamento foi operado por 18 dias, variando-se o fluxo de filtração entre 27.5 e 37.5 $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ em função da pressão transmembrana observada. As demais condições operacionais foram definidas (Tabela 2).

Tabela 2. Condições operacionais do teste de variação da taxa de filtração.

Parâmetro	Valor
Filtração	
Duração	0.25 h
Coagulante	3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Retrolavagem	
Taxa	250 $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$
Duração	45 s
Limpeza alcalina	
Frequência	12 h
Repouso	0.17 h

Variación da dosagem de coagulante

A influência do coagulante na manutenção da pressão transmembrana foi avaliada, variando-se a concentração do coagulante e a taxa de filtração (Tabela 3). As condições de retrolavagem (260 L. m⁻². h⁻¹ por 45 s) e o volume filtrado (32.2 L) foram fixados. Cada experimento consistiu em 20 ciclos de filtração e retrolavagem.

Tabela 3. Variáveis do teste de dosagem de coagulante.

n	Taxa de filtração (L. m ⁻² . h ⁻¹)	Coagulante (mg. L ⁻¹)
1	27.5	0
2	37.5	0
3	27.5	6
4	37.5	6
5	32.5	3

Qualidade do permeado: Viabilidade de reúso

Amostras do esgoto bruto, do efluente da lagoa facultativa (bruto e pré-filtrado), dos permeados e dos concentrados de retrolavagem de cada membrana de ultrafiltração foram coletadas, totalizando 20 coletas. O esgoto bruto foi coletado após o tratamento preliminar da ETE Mangabeira, o efluente da lagoa facultativa foi coletado no tanque de equalização e o efluente da lagoa facultativa pré-filtrado foi coletado no tanque de alimentação. O permeado foi coletado durante o ciclo de filtração de cada membrana e o concentrado foi coletado antes de ser encaminhado para o tanque de rejeito, independente das condições operacionais estabelecidas no dia. Os pontos de coleta estão indicados na Figura 1.

Foram realizadas análises de coliformes termotolerantes, DBO_{5,20}, DQO, pH, sólidos totais e UV₂₅₄, conforme APHA *et al.* (2012). Todas as amostras foram coletadas e analisadas no mesmo dia.

Eficiência de remoção

A estatística descritiva foi utilizada para a caracterização das amostras, a partir da determinação da média, do desvio-padrão e do coeficiente de variação (Rodrigues e Lemma, 2009). A eficiência média de remoção foi calculada a partir da Equação 5.

$$Eficiência = \left(\frac{X_i - X_f}{X_i} \right) \cdot 100$$

Equação (5)

Sendo,

X_i = Valor médio do parâmetro da amostra bruta;

X_f = Valor médio do parâmetro da amostra tratada.

A fim de verificar a eficiência das pré-filtrações, as amostras do efluente da lagoa facultativa bruto e pré-filtrado foram comparadas. Para tanto, foi realizado o teste de amostras pareadas (Rodrigues e Lema, 2009).

Potencialidades de reúso do permeado

A partir do levantamento das legislações nacional e internacional de padrões para água de reúso, os parâmetros médios do permeado foram comparadas para avaliar seu enquadramento nas diversas modalidades de reúso.

Resultados e discussão

Condições operacionais: Avaliação da pressão transmembrana

Variação da taxa de filtração

O sistema foi operado sob diferentes taxas de filtração, variando-se em função da evolução da pressão transmembrana. Os fluxos avaliados foram entre 37.5 e 27.5 L. m⁻². h⁻¹, correspondendo a uma eficiência de 61% e 49%, respectivamente. De maneira geral, é possível constatar a manutenção do sistema nas condições impostas em ambos os módulos (Figura 2), com alguns picos de pressão transmembrana.

O módulo 1 foi iniciado com o fluxo de 37.5 L. m⁻². h⁻¹, reduzido para o fluxo de 27.5 L. m⁻². h⁻¹ após quatro dias devido ao incremento de PTM observado. Uma redução de cerca de 30% no fluxo foi suficiente para controlar a incrustação e reestabelecer a pressão, indicando um fluxo máximo de operação.

Já o módulo 2, foi iniciado com o fluxo de 27.5 L. m⁻². h⁻¹ devido as pressões transmembranas iniciais elevadas. A estabilidade foi alcançada após cerca de 20h de operação. Em seguida, o fluxo foi aumentado aos poucos até o fluxo máximo (37.5 L. m⁻². h⁻¹).

Os módulos 1 e 2 operaram por nove e treze dias, respectivamente, até apresentarem incremento considerável de pressão (> 100 kPa), requerendo-se uma limpeza química intensa para a restaurar a membrana. Após a limpeza, o sistema foi reiniciado com a menor taxa de filtração e as pressões foram reestabelecidas.

A estabilidade da pressão transmembrana já foi relatada em sistemas piloto de ultrafiltração com efluentes secundários (Lee *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2017). Os sistemas trabalharam com membranas poliméricas, modo de filtração perpendicular, pré-tratamento por coagulação, como o sistema investigado nesta pesquisa, diferenciando-se pelo efluente secundário proveniente de lodos ativados. Lee *et al.* (2017) avaliaram um sistema piloto com fluxo de filtração de 83 L. m⁻². h⁻¹ por 30 minutos e

limpeza química a cada 24h. O sistema operou por 30 dias e a pressão transmembrana duplicou no período (de 50 para 100 kPa). Zheng *et al.* (2017) investigaram um sistema piloto com um fluxo de filtração de $60 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ por 20 minutos sem limpeza química. O sistema operou por 20 dias até atingir a pressão transmembrana máxima de 600 kPa.

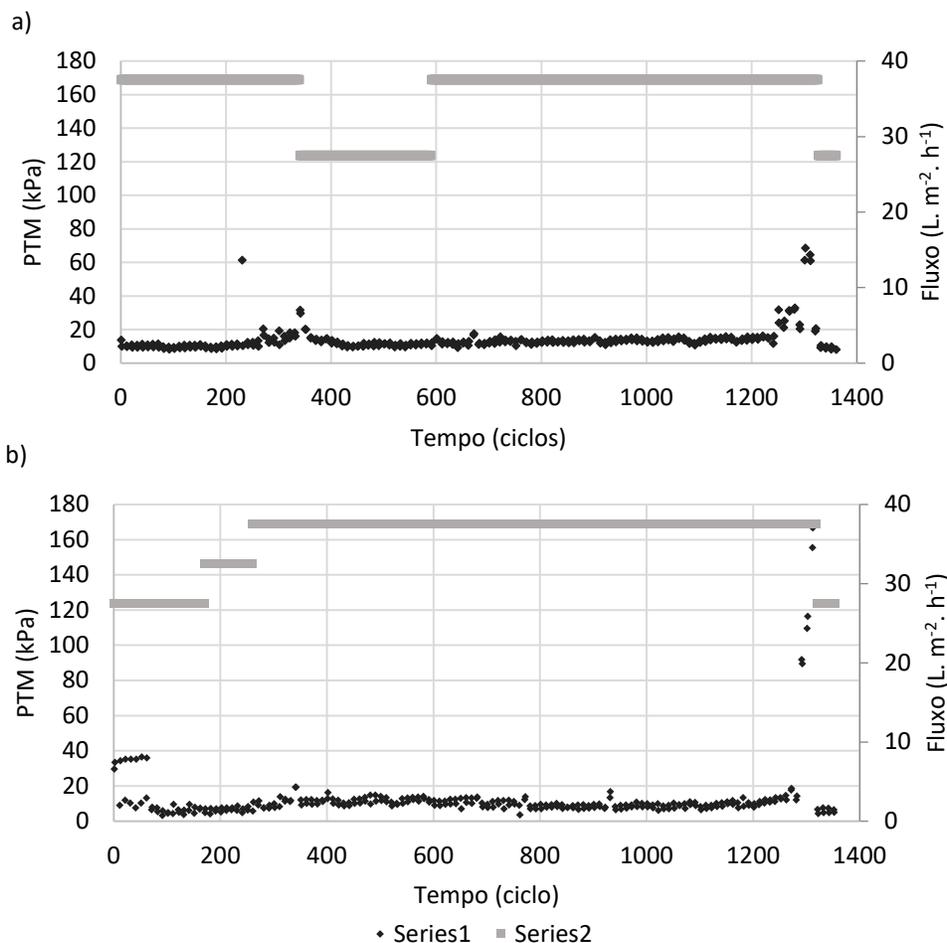


Figura 2. Comportamento da PTM em diferentes taxas de filtração nos módulos 1 (a) e 2 (b) da PPU no pós-tratamento de esgoto secundário.

Widiasa e Susanto (2011) operaram um sistema piloto de ultrafiltração para efluente de lagoa de estabilização com uma taxa de filtração inicial de $120 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ por 20 minutos sem limpeza química. As membranas trabalharam em modo tangencial sem pré-tratamento por cerca de 20 dias quando atingiram uma redução de fluxo em torno de 35%.

Foi possível constatar estabilidade de operação no sistema de pós-tratamento da pesquisa, embora tenha operado com uma taxa de filtração menor (redução entre 40% e 70%) em comparação com os sistemas piloto relatados na literatura.

Variación da concentração de coagulante

A manutenção da PTM foi observada na maior dosagem de coagulante (6 mg. L^{-1}) em ambos os módulos, independente da taxa de filtração (Figura 3, amostras 3 e 4). A redução da dosagem de coagulante (3 mg. L^{-1}) não influenciou na manutenção da pressão no módulo 1, diferentemente no módulo 2, no qual foi observado um incremento progressivo de pressão (Amostra 5).

Na ausência de coagulante (0 mg. L^{-1}), foi observado um incremento progressivo de pressão, mais acentuado na maior taxa de filtração, em ambos os módulos (Amostras 1 e 2). Este aumento indica a ineficiência da retrolavagem na remoção da incrustação. Segundo Bourgeois et al. (2001), uma retrolavagem insuficiente reduz o tempo entre limpezas químicas e a manutenção da frequência de limpeza química só será alcançada em taxas de filtração mais baixas. Contudo, no sistema da pesquisa, esta redução comprometeria a produção de permeado, uma vez que já opera em condições de filtração menores do que as recomendadas pelo fabricante da membrana.

Assim, constatou-se a contribuição positiva do pré-tratamento de coagulação para a estabilidade do sistema, corroborando com a literatura (Zheng *et al.* 2017; Fan *et al.*, 2008; Bourgeois *et al.*, 2001; Decarolis *et al.*, 2001). Estes resultados também indicam que a dosagem ótima de coagulante para o efluente do estudo está em torno de 3 mg. L^{-1} .

Zheng *et al.* (2017) também observaram comportamento semelhante ao aplicarem efluente secundário sem coagulante. A pressão transmembrana atingiu o valor máximo (60 kPa) em 14 horas. Com coagulação em linha, o sistema operou por 20 dias até atingir o valor máximo. Considerando a evolução da pressão transmembrana, o sistema atingiria a pressão transmembrana de 60 kPa em aproximadamente 10 horas. Por outro lado, Bourgeois *et al.* (2001) relataram estabilidade de operação com efluente secundário sem adição de coagulante por 13 dias. Entretanto, havia a adição de hipoclorito sódico em pequena concentração durante a retrolavagem, controlando a incrustação irreversível.

A diferença de comportamento entre os módulos pode ser explicada a partir das amostras do concentrado (Figura 4). É possível observar que o módulo 2 recebeu uma dosagem menor de coagulante, conseqüentemente a quantidade de lodo formada foi reduzida, impactando negativamente na eficiência da retrolavagem.

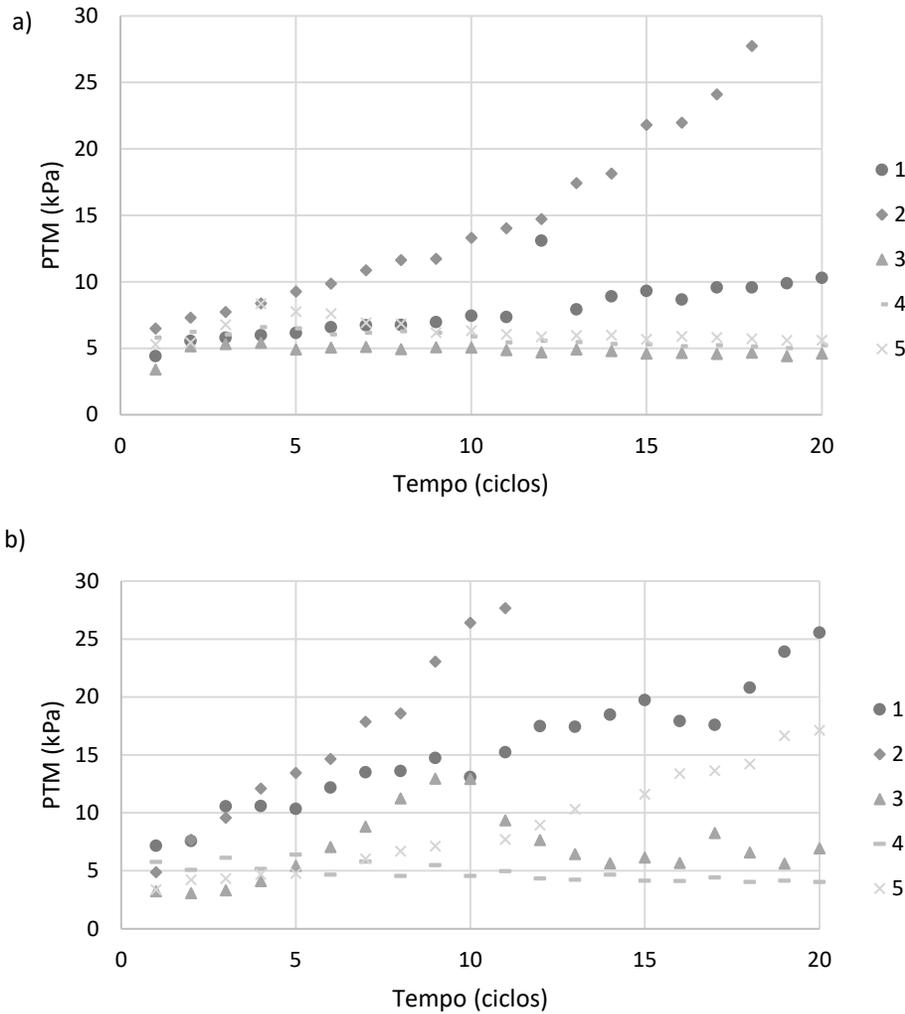


Figura 3. Comportamento da PTM nas diferentes dosagens de coagulante nos módulos (a) 1 e (b) 2.



Figura 4. Amostras de concentrado com a) 6 e b) 3 mg. L⁻¹ de coagulante de cada módulo.

Desta forma, é possível afirmar que na presença de coagulante a incrustação predominante se dá pelo mecanismo de camada de gel, removida facilmente pela retrolavagem. Por outro lado, na ausência de coagulante o mecanismo predominante da incrustação é o estreitamento de poros, removida apenas com uma limpeza química (Ferrer *et al.* 2015; Bourgeois *et al.*, 2001).

Na Figura 5, é apresentada a varredura espectral das amostras do permeado (UF), do concentrado da retrolavagem (RT) e do efluente de alimentação proveniente da lagoa facultativa (EF) de uma das coletas. Observa-se a elevada capacidade da membrana de retenção de compostos que absorvem radiação entre 200 e 300 nm (curva EF e UF), correspondendo a compostos com dupla ligação (254 e 280 nm), com hidroxila (210 nm) e associados a *protein-like* (225 nm) (Peng *et al.*, 2018). Além disso, é possível constatar a limitação da retrolavagem para remover estes compostos retidos na membrana (curva RT), resultando em absorbâncias menores quando comparadas com as do efluente de alimentação (curva EF), como pode ser observado na banda entre os comprimentos 200 e 300 nm (Figura 4). Consequentemente, a limpeza química é necessária para a remoção destes compostos.

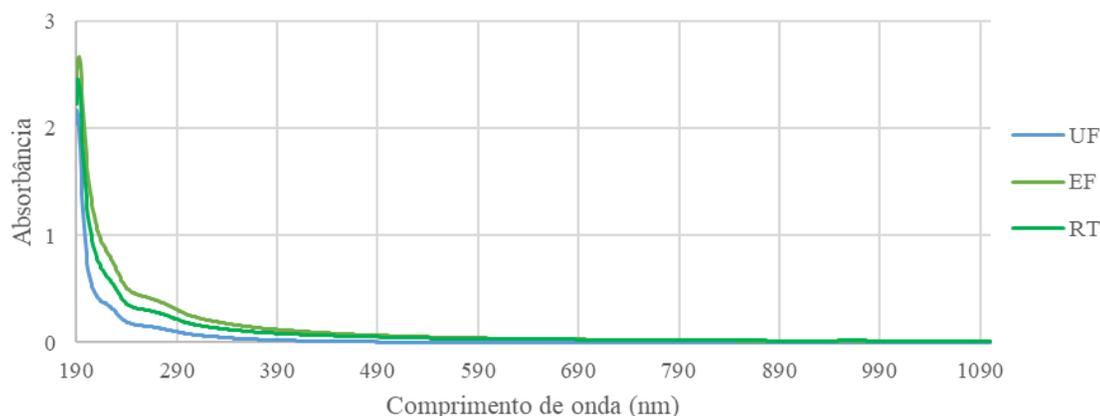


Figura 5. Espectro de absorbância das amostras coletadas do sistema de tratamento investigado. UF: Permeado; EF: Efluente secundário; EB: Esgoto bruto; RT: Retrolavagem.

Qualidade do permeado: Viabilidade do reúso

Efluente de alimentação (EF)

O sistema de lagoa de estabilização da ETE Mangabeira apresenta eficiência média esperada, em termos de matéria orgânica e coliformes termotolerantes (Tabela 4) (Von Sperling, 2017). É possível constatar a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de DBO_{5,20} (89%), DQO (75%) e UV₂₅₄ (40%), e de coliformes termotolerantes (99%). O efluente final do sistema encontra-se dentro dos limites estabelecidos pela

legislação vigente para lançamento em corpo hídrico (Brasil, 2011; Paraíba, 1988), nos quais estabelecem um pH entre 5 e 9 e uma $DBO_{5,20}$ máxima de $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ com remoção mínima de 60%.

Ao analisar os efluentes domésticos secundários aplicados a sistemas de pós-tratamento piloto com membrana de ultrafiltração, é possível observar que o efluente final da ETE Mangabeira apresenta fração orgânica relativamente maior (entre 4 e 35 vezes) em comparação aos da literatura citados na Tabela 1. A DQO dos efluentes da literatura foram abaixo de $10 \text{ mg} \text{ O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Chon *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2017), com valor máximo de $49 \text{ mg} \text{ O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Falsanisi *et al.*, 2009). Já no efluente da ETE Mangabeira, a DQO foi em torno de $180 \text{ mg} \text{ O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Tabela 2). Consequentemente, a carga orgânica superficial (COS) do sistema de pós-tratamento da presente pesquisa alcançou valores superiores ($1.2\text{-}1.7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) aos trabalhos consultados ($0.1\text{-}0.8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$) (Tabela 1).

A carga orgânica elevada é resultante da presença de algas, característico de lagoas facultativas. As algas produzem biopolímeros, entre proteínas e polissacarídeos identificados como os principais responsáveis por incrustação irreversível em membranas de ultrafiltração (Zhang e Fu, 2018; Zheng *et al.*, 2017; Fan *et al.*, 2008).

Dentre as estratégias de controle de incrustação causada por algas em membranas filtrantes citadas por Zhang e Fu (2018), destacam-se o uso de materiais hidrofílicos nas membranas, o incremento da forma de cisalhamento e pré-tratamentos ao efluente de alimentação. Segundo o fabricante da membrana utilizada, o polímero polietersulfona é hidrofílico. Quanto a força de cisalhamento, as membranas operaram no modo perpendicular, ou seja, na ausência de força de cisalhamento. Em relação aos pré-tratamentos, os parâmetros de DQO e sólidos totais das amostras do efluente da lagoa facultativa antes e após as pré-filtrações (filtro de areia e filtro de tela) não apresentaram diferença significativa. Na Tabela 5, é possível observar que os t_{cal} estão dentro do intervalo dos t_{tab} , indicando que não há evidência de que as amostras provêm de populações com médias diferentes.

A coagulação também é um pré-tratamento indicado e diversos autores avaliaram sua aplicação em linha (Lee *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2012; Fan *et al.*, 2008; Decarolis *et al.*, 2001). Neste formato, a coagulação não melhora a qualidade do efluente de alimentação, uma vez que os flocos formados não são removidos, mas atua no controle da incrustação irreversível. No sistema da pesquisa, esta etapa foi essencial para a manutenção da pressão transmembrana ao longo do tempo.

Ressalta-se, ainda, que o concentrado da retrolavagem, um dos desafios dos PSM, é rico em algas, que podem ser recuperadas para diversos fins. Segundo Oliveira *et al.* (2018), o material lipídico extraído das algas encontradas em lagoa de estabilização tem potencial para produção de

biodiesel. A retrolavagem das membranas de ultrafiltração do sistema da pesquisa apresentou uma concentração média de 271.6 mg. L⁻¹ (n = 13; C.V. = 36.9) de sólidos totais voláteis e 471.4 mg. L⁻¹ de demanda química de oxigênio (n= 14; C.V. = 70.16), representando um fator de concentração de 1.8 e 2.6, respectivamente, em relação ao efluente de lagoa de estabilização.

Tabela 4. Caracterização das amostras do sistema e suas eficiências de remoção.

Parâmetro	Esgoto bruto			Efluente secundário				Permeado			
	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	Eficiência (%)	n	Média	C.V.	Eficiência (%)
CT (UFC .100 mL ⁻¹)	11	1,1E+07	23.8	12	7,1E+04	66.0	99	24	Ausente	-	100
DBO _{5,20} (mg O ₂ . L ⁻¹)	16	367.4	35.4	20	39.2	36.9	89	35	4.9	96.4	87
DQO (mg O ₂ . L ⁻¹)	16	734.1	39.7	20	181.5	27.0	75	37	26.5	73.1	85
pH	16	7.3	2.1	20	7.7	3.0	-	40	7.3	1.8	-
ST (mg. L ⁻¹)	13	664.2	27.9	18	434.0	13.4	35	37	318.1	20.6	27
STF (mg. L ⁻¹)	13	290.0	30.9	18	279.8	13.2	4	37	256.6	15.6	8.3
STV (mg. L ⁻¹)	13	374.2	61.3	18	154.3	41.9	59	37	61.5	88.9	60
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	10	0.8	16.0	11	0.5	5.6	40	22	0.2	13.8	58

CT: Coliformes termotolerantes; DBO_{5,20}: Demanda biológica de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio; pH: Potencial hidrogenado; ST: Sólidos totais; STF: Sólidos totais fixos; STV: Sólidos totais voláteis; UV₂₅₄: Absorbância do comprimento de onda 254 nm. UFC: Unidade formadora de colônia. C.V.: Coeficiente de Variação (%). n: número de amostras.

Tabela 5. Teste estatístico das amostras do efluente da lagoa facultativa.

Parâmetro	TS (mg/L)			DQO (mg/L)		
	F	EF	Δ	F	EF	Δ
Média	434.06	450.26	-21.33	181.50	205.75	-7.89
Desvio	58.09	99.99	84.90	49.07	71.87	17.34
n	18	19	18	20	20	18
t _{tab}		±2.1			±2.1	
t _{cal}		-1.1			-1.9	

EF: Efluente da lagoa facultativa bruto; E: Efluente da lagoa facultativa pré-filtrado. Δ: Diferença entre F e EF. n: número de amostras.

Oron *et al.* (2008) obtiveram um fator de concentração de 2.3 de demanda química de oxigênio, semelhante ao obtido na pesquisa. Zhang *et al.* (2010) alcançaram um fator de concentração de 150 em termos de massa em experimento laboratorial com suspensão de algas.

Permeado (UF)

As características físicas, químicas e microbiológica do permeado, bem como a eficiência média de remoção de cada parâmetro em relação ao efluente de alimentação, são apresentadas na Tabela 4. Observou-se que o permeado apresentou elevada remoção de matéria orgânica em termos de DBO_{5,20} (87%), DQO (85%) e UV₂₅₄ (58%) e a ausência de coliformes termotolerantes. A adição de coagulante em linha possivelmente provocou a redução no pH, uma vez que os íons são permeáveis pela membrana. Constatou-se também que apenas uma fração dos sólidos (27%) foi retida.

A elevada eficiência de remoção da matéria orgânica relaciona-se também com a elevada carga orgânica do efluente da lagoa facultativa (Tabela 4), em comparação a outros sistemas de pós-tratamento de ultrafiltração para efluente sanitário da literatura (Tabela 1). Como resultado da seletividade da membrana, o permeado apresentou elevada qualidade nos padrões ambiental e de saúde: reduzida carga orgânica (DQO de 27 mg O₂. L⁻¹) e ausência de coliformes termotolerantes, semelhante à qualidade de permeados da literatura (Chon *et al.*, 2013; Zheng *et al.*, 2012; Falsanisi *et al.*, 2009; Oron *et al.*, 2008; Decarolis *et al.*, 2001).

O permeado apresentou visualmente mudança em sua coloração em relação as amostras das outras etapas da ETE (Figura 5). Um tom verde-escuro é observado no concentrado da retrolavagem e um tom verde-claro no efluente da facultativa, indicando a presença de algas.



Figura 5. Aspecto visual das amostras coletadas. a) permeado; b) concentrado da retrolavagem; c) efluente secundário; d) e esgoto bruto.

Considerando os parâmetros utilizados na pesquisa, o permeado se enquadra em diversas modalidades de reúso, exigida a níveis nacional e internacional (Tabela 6). Conforme legislação nacional, o permeado pode ser utilizado para lavagem de pisos e calçadas, descargas sanitárias e irrigação de pomares, cereais e forragem, correspondendo as classes 2, 3 e 4 (ABNT, 1997).

Segundo as normas estaduais o permeado pode ser usado para fins urbanos, agrícola, ambiental e aquicultura (Ceará, 2017; São Paulo, 2017). A nível internacional, o permeado enquadra-se em todas as classes - urbana, agrícola, ambiental, industrial e recreativo - das normas dos Estados Unidos (2012) e da Espanha (2007) e em todas as classes de exposição – elevada, média, baixa e extra baixa – da norma da Austrália (2011).

Tabela 6. Comparação entre qualidade do permeado e padrões mais restritivos de reúso consultados.

Parâmetro	Permeado	Brasil	São Paulo	Ceará	Estados Unidos	Espanha	Austrália
CT (UFC .100 mL ⁻¹)	Ausente	<200	N. D.	≤ 1000	Ausente	Ausente *	< 1
DBO _{5,20} (mg O ₂ . L ⁻¹)	4.9	-	≤ 10	-	≤ 10	-	< 10
pH	7.3	6 a 8	6 a 9	6 a 8.5	6 a 9	-	6.5 - 8.5

Fonte: AUSTRÁLIA (2011); ABNT (1997); CEARÁ (2017); ESPANHA (2007); SÃO PAULO (2017); USEPA (2012).

**Escherichia coli*. N. D.: Não detectável.

Conclusão

- Foi observada a manutenção da pressão transmembrana em fluxos relativamente baixos nas condições operacionais impostas.
- A estabilidade da pressão transmembrana do sistema de pós-tratamento dependeu fortemente da adição de coagulante em linha;
- O efluente de alimentação limitou as condições de filtração do sistema, necessitando-se de avaliação das condições operacionais (modo de filtração e pré-tratamentos) para viabilizar a combinação;
- O permeado apresentou baixa carga orgânica e ausência de bactérias termotolerantes, o que possibilita sua reutilização em diversas modalidades, incluindo fins urbanos e industriais;
- A retrolavagem apresentou um fator de concentração de 1.8 de sólidos voláteis totais e 2.6 de demanda química de oxigênio em relação ao efluente de lagoa de estabilização.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, à FINEP por apoio ao Projeto Bramar pelas instalações cedidas e apoio na execução dos experimentos e à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba pela parceria no Projeto BRAMAR.

Referências bibliográficas

- APHA, AWWA, WEF (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19ª Ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação*: NBR 13.969. Rio de Janeiro.
- ANA, Agência Nacional de Água e Saneamento (2017) Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília.
- Austrália (2011) Departamento de Saúde. *Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia*. Perth.
- Benito, A., Garcia, G., Gonzales-Olmos, R. (2017) Fouling reduction by UV-based pretreatment in hollow fiber ultrafiltration membranes for urban wastewater reuse. *Journal of Membrane Science*, **536**, 141-147.
- Bourgeois, K. N., Darby, L., Tchobanoglous, G. (2001) Ultrafiltration of wastewater: effects of Particles, mode of operation, and backwash effectiveness. *Water Resources*, **35**, 77-90.
- Brasil (2011) *Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).
- Ceará (2017) *Resolução nº 02, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*, Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) do Ceará.
- Chon, K., Cho, J., Shon, H. K. (2013) A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration, and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropollutants, and characterization of membrane foulants. *Bioresource Technology*, **141**, 109-116.
- Decarolis, J., Hong, S., Taylor, J. (2001) Fouling behavior of a pilot scale inside-out hollow fiber UF membrane during dead-end filtration of tertiary wastewater. *Journal of Membrane Science*, **191**, 165-178.
- Espanha (2007) Real Decreto nº 1620, 07 de dezembro de 2007.
- Falsanisi, D., Liberti, L., Notarnicola, M. (2009) Ultrafiltration (UF) Pilot Plant for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture: Impact of the Operation Mode on Process Performance. *Water*, **1**, 872-885.
- Fan, L., Roddick, F. A., Nguryen, T. (2008) Low-pressure membrane filtration of secondary effluent in water reuse: Pretreatment for fouling reduction. *Journal of Membrane Science*, **320**, 135-142.
- Ferrer, O., Lefèvre, B., Prats, G., Bernat, X., Gibert, O., Paraira, M. (2015) Reversibility of fouling on ultrafiltration membrane by backwashing and chemical cleaning: differences in organic fractions behaviour. *Desalination and Water Treatment*, p. 15.
- Filloux, E., Teychene, B., Tazi-Pain, A. Croue, J. P. (2014) Ultrafiltration of biologically treated domestic wastewater: How membrane properties influence performance. *Separation and Purification Technology*, **134**, 178-186.
- Florentino, A. P., Costa, M. C., Nascimento, J. G. S., Abdala-Neto, E. F., Mota, C. R., Santos, A. B. (2019) Identification of microalgae from waste stabilization ponds and evaluation of electroflotation by alternate current for simultaneous biomass separation and cell disruption. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **24**(1), 177-186.
- João Pessoa (2015) *Plano Municipal de Saneamento Básico de João Pessoa*. João Pessoa, Paraíba. 2015.
- Kasi, M., Simsek, H., Ahlschlager, S., Ritterman, K., Hausauer, J., Hoff, J., Khan, E. (2017) Impact of operations and cleaning on membrane fouling at a wastewater reclamation facility, *Journal of Environmental Management*, **193**, 326-333.
- Lee, S., Ihara, M., Yamashita, N., Tanaka, H. (2017) Improvement of virus removal by pilot-scale coagulation ultrafiltration process for wastewater reclamation: effect of optimization of pH in secondary effluent. *Water Research*, **21** pp.
- Mara, D. (2009) Waste stabilization ponds: past, present and future. *Desalination and Water Treatment*, **4**, 85-88.
- Mendonça, S. R. (2017) *Avaliação de desempenho e diagnóstico operacional da ETE Mangabeira*. Ideia: João Pessoa, 62 pp.
- Metcalf e Eddy (2016) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5ª ed. (traduzida). Porto Alegre: AMGH. 1980 pp.

- Oliveira, K. P., Araújo, A. L. C., Costa, M. (2018) Extração e caracterização do óleo de microalgas de lagoa de estabilização. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, **7**(3), 320-349.
- Oriol, G. G. (2013) *Optimization of ultrafiltration membrane cleaning processes. Pretreatment for reverse osmosis in seawater desalination plants*. Doutorado. Universitat Rovira i Virgili, Tarregona, 137 pp.
- Oron, G., Gillerman, L., Bick, A., Manor, Y., Buriakovsky, N., Hagin, J. (2008) Membrane technology for sustainable treated wastewater reuse: agricultural, environmental and hydrological considerations. *Water Science & Technology*, **57**(9), 1383- 1388.
- Paraíba (1988) *Norma Técnica nº 301, de 24 de fevereiro de 1988*, Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA).
- Peng, S., He, X., Pan, H. (2018) Spectroscopic study on transformations of dissolved organic matter in coal-to-liquids wastewater under integrated chemical oxidation and biological treatment process. *Journal of Environmental Sciences*, **70**, 206-216.
- Rodrigues, M. I.; Lemma, A. F. (2009) Tópicos de estatística elementar. In Rodrigues, M. I., Lemma, A. F. *Planejamento de experimentos e otimização de processos*. 2ª edição – Campinas, SP, 7-95.
- São Paulo (2017) *Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01, de 28 de junho de 2017*, Secretaria de Saúde (SES), Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SMA) e Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos (SSRH).
- Say, N. O. ; Bayar, S. ; Gurol, M. D. ; Karagunduz, A. (2017) Submerged microfiltration membrane performances of microalgal biomass cultivated in secondary effluent. *Desalination and Water Treatment*, **66**, 42-49.
- Soydemir, G., Gurol, M. D., Hocaoglu, S. M., Karagunduz, A. (2020) Fouling mechanisms of membrane filtration of mixed microalgal biomass grown in wastewater. *Water Science & Technology*, **81**, 2127-2139.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2012). *Guidelines for water reuse*. Cincinnati, Ohio.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2011). *Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers and managers*. Cincinnati, Ohio.
- Von Sperling, M. (2017) *Lagoas de estabilização*. 3ª edição, Editora UFMG, Belo Horizonte (MG), 196 pp.
- Widiasa, I. N., Susanto, H. (2011) Performance of an Ultrafiltration Membrane Pilot System for Treatment of Waste Stabilization Lagoon Effluent. *Journal of Environmental Science and Engineering*, **5**, 962-970.
- Yang, J., Monnot, M., Eljaddi, T., Ercolei, L., Simonian, L., Moulin, P. (2021) Ultrafiltration as tertiary treatment for municipal wastewater reuse. *Separation and Purification Technology*, **272**(1 October 2021), 118921.
- Zhang, X., Hu, Q., Sommerfeld, M., PURUHITO, E. CHEN, Y. (2010) Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes. *Bioresource Technology*, **101**, 5297-5304.
- Zhang, Y., Fu, Q. (2018) Algal fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes and control strategies: a review. *Separation and Purification Technology*, **203**, 193-208.
- Zheng, X. Mehrez, R., Jekel, M., Ernst, M. (2009) Effect of slow sand filtration of treated wastewater as pre-treatment to UF. *Desalination*, **249**, 591-595.
- Zheng, X., Plume, S., Ernst, M., Croue, J-P., Jekel, M. (2012) In-line coagulation prior to UF of treated domestic wastewater – foulants removal, fouling control and phosphorus removal. *Journal of Membrane Science*, **403-404**, 129-139.
- Zheng, X., Zietzschann, F., Plume, S., Paar, H., Ernst, M., Wang, Z., Jekel, M. (2017) Understanding and control of biopolymer fouling in ultrafiltration of different water types. *Water*, **9**, 17 pp.