

II-091 - ELETROBIORREATOR A MEMBRANA APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DO PERMEADO PRODUZIDO

André Aguiar Battistelli⁽¹⁾

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual do Centro-Oeste-PR e Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Atualmente é bolsista de Pós-doutorado Júnior do CNPq na Universidade Federal de Santa Catarina.

Leonardo Dalri Cecato

Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental e Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Atualmente é doutorando no programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Emerson Souza

Graduado em Engenharia Sanitária pela Universidade do Estado de Santa Catarina. Atualmente é mestrando no programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Hioná Valéria Dal Magro Follmann

Graduada em Engenharia Ambiental e mestre em Ciências Florestais pela Universidade Estadual do Centro-Oeste-PR. Atualmente é doutoranda no programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Flávio Rubens Lapolli

Graduado em Engenharia Civil e mestre em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina. Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Atualmente é Professor Titular da Universidade Federal de Santa Catarina.

Endereço⁽¹⁾: Campus Universitário UFSC - CTC – Centro Tecnológico Dep. Engenharia Sanitária e Ambiental – Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) - 3º andar – Trindade – Florianópolis/SC CEP: 88040-490. Tel: (48) 3721-7750 - e-mail: andreambiental@live.com

RESUMO

A escassez de água é um problema que atinge diversas regiões do mundo atualmente. Diante deste cenário, a adoção de práticas de reúso da água tem sido cada vez mais considerada. Nesse contexto, o presente trabalho teve por objetivo caracterizar o permeado produzido em um eletrobiorreator a membrana (EBRM) quanto à sua qualidade e toxicidade, bem como avaliar seu enquadramento frente às diretrizes nacionais e internacionais de reúso direto não potável da água. Para tanto, um EBRM em escala piloto foi empregado para o tratamento de efluentes sanitários e o permeado produzido foi caracterizado de acordo com os seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor verdadeira, amônia (N-NH_4^+), alumínio solúvel (Al^{+3}), nitrito (N-NO_3^-), nitrato (N-NO_2^-), fosfato (P-PO_4^{3-}), pH, coliformes totais (CT), *E. coli*, adenovírus humanos (HAdV) e toxicidade. Monitorou-se, ainda, o consumo energético do sistema e estimou-se o consumo dos eletrodos. Verificou-se que o efluente tratado apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados, não sendo detectados microrganismos indicadores de contaminação fecal por bactérias e vírus. Além disso, os valores médios de cor e turbidez do permeado foram bastante baixos, apresentado 23 Pt/Co e 0,2 NTU, respectivamente. Destaca-se, ainda, que o permeado não apresentou efeitos tóxicos. Por fim, apesar da elevada qualidade apresentada, constatou-se que o permeado não atende a todos os padrões sugeridos pela diretriz nacional estudada. Em contrapartida, verificou-se que os parâmetros avaliados atendem à todas as exigências das normas de reúso internacionais avaliadas. Com relação ao consumo de energia, acredita-se que o pequeno aumento nos custos relacionados à aplicação da corrente elétrica pode ser compensado pelo aumento considerável na qualidade do efluente produzido. Concluiu-se, portanto, que o efluente tratado no sistema proposto apresenta elevada potencialidade de reúso.

PALAVRAS-CHAVE: Biorreator a membrana, Eletrobiorreator a membrana, Tratamento de efluentes sanitários, Reúso.

INTRODUÇÃO

De acordo com Liu et al. (2017), a escassez de água tornou-se um grande obstáculo ao desenvolvimento socioeconômico e uma ameaça à subsistência em várias regiões do mundo. Além disso, devido ao crescimento demográfico acelerado, aliado a diversificação das atividades humanas nas últimas décadas, estima-se que ocorra um aumento de 55% na demanda hídrica global até 2050 (OECD, 2012). Diante deste cenário, a implementação de práticas de reúso de efluentes tratados vem sendo cada vez mais considerada nos últimos anos (WILCOX et al., 2016).

Segundo Mancuso e Santos (2003), o reúso pode ser definido como o aproveitamento de águas já utilizadas em alguma atividade humana, podendo ser potável e não potável, direto ou indireto, bem como ocorrer de forma controlada ou não controlada. Todavia, apesar das diversas vantagens que poderiam ser obtidas a partir da aplicação do reúso potável de efluentes tratados, tal condição ainda é considerada de alto risco, devido principalmente à possibilidade da ocorrência de poluentes de difícil remoção, tais como fármacos, produtos químicos e metais pesados. Dessa forma, o reúso direto para fins não potáveis tem sido mais recomendado (METCALF; EDDY, 2014). Com relação a esta categoria de reúso, pode-se citar diversas aplicações, tais como: lavagem de calçadas e veículos, ornamentação, descarga em sanitários, irrigação, além de aplicações industriais, como refrigeração, águas de processo e caldeiras.

Considerando este cenário, é evidente que a adoção de práticas de reúso não potável pode resultar em uma economia considerável de água potável, o que, por sua vez, pode contribuir significativamente para a manutenção de um ambiente mais sustentável. Não obstante, é importante salientar que a consolidação desta prática está diretamente relacionada à disponibilidade de tecnologias de tratamento que permitam a obtenção de um efluente com elevada qualidade, sobretudo no que tange à remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos (WILCOX et al., 2016).

Como alternativa a essa necessidade, os eletrobiorreatores a membrana (EBRM) têm sido vistos como uma tecnologia bastante promissora (ENSANO et al., 2016). Os EBRM caracterizam-se pela ocorrência simultânea de processos de degradação microbiológica e de filtração por membranas em um único reator, tal qual em um biorreator a membrana convencional (BRM), aliados à ocorrência de processos eletroquímicos. Os processos eletroquímicos empregados consistem na aplicação de um campo elétrico entre dois eletrodos metálicos, causando a oxidação do ânodo e permitindo a formação de várias espécies metálicas no licor misto do EBRM (BANI-MELHEM; ELEKTOROWICZ, 2011). Estes compostos metálicos gerados, por sua vez, podem reagir com diversos poluentes e contaminantes devido à desestabilização e agregação de partículas coloidais e substâncias solúveis, o que proporciona um aumento expressivo na capacidade de remoção de fósforo do sistema, além de possibilitar uma maior estabilidade operacional devido à redução do processo de colmatação da membrana (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014).

Entretanto, por se tratar de uma tecnologia bastante nova, é importante destacar que os estudos referentes ao potencial de reúso do permeado produzido no EBRM são praticamente inexistentes na literatura pertinente. Além disso, a possível toxicidade do permeado causada pela dissociação do metal durante o processo de eletroquímico também ainda não foi investigada. Nesse contexto, é evidente a necessidade de mais estudos nessa temática, de modo a atestar a potencialidade do EBRM aplicado ao tratamento de efluentes sanitários objetivando à produção de água de reúso.

OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivo caracterizar o permeado produzido em um EBRM quanto à sua qualidade e toxicidade, bem como avaliar seu enquadramento frente à diretrizes nacionais e internacionais de reúso direto não potável de água. Além disso, buscou-se avaliar o consumo energético do sistema e estimar o consumo do ânodo metálico utilizado.

METODOLOGIA

UNIDADE EXPERIMENTAL E CONDIÇÕES OPERACIONAIS

O presente estudo foi conduzido empregando-se um EBRM anóxico/aeróbico (EBRM Ax/Ae) construído em acrílico em escala laboratorial (Figura 1). O tanque anóxico possuía volume total de 8 L e era equipado com um agitador mecânico a fim de garantir um regime de mistura completa. Já o tanque aeróbico possuía volume total de 16 L e era equipado com um módulo de membranas de fibra oca (Pam Membranas®) responsável pelo processo de filtração. O módulo de membrana utilizado era constituído de polietereimida (PEI) com tamanho médio de poros de $0,3 \mu\text{m}$ e área filtrante de $0,178 \text{ m}^2$. Além do módulo de membranas, dois eletrodos metálicos cilíndricos também foram instalados no tanque aeróbico. O ânodo, constituído de alumínio e com 45% da superfície perfurada, foi instalado em torno da superfície interna da parede do reator. Já o cátodo, constituído por uma tela fina de aço inoxidável, foi instalado entre a membrana e o ânodo, com espaçamento de 5,0 cm.

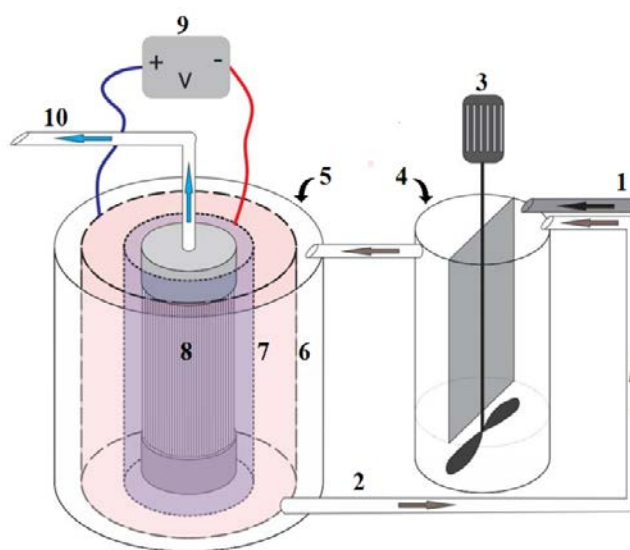


Figura 1 - Representação esquemática do EBRM Ax/Ae. 1) linha de entrada de esgoto; 2) linha de recirculação do licor misto; 3) agitador; 4) tanque anóxico; 5) tanque aeróbico; 6) ânodo; 7) cátodo; 8) módulo de membrana; 9) fonte de corrente contínua; 10) linha de sucção do permeado.

Para dar início a operação do reator foi utilizado licor misto proveniente do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) do tipo lodos ativados de aeração prolongada. Para a alimentação do sistema, foi utilizado esgoto sanitário proveniente de um ponto de coleta da rede de esgotos municipal. O EBRM Ax/Ae foi inicialmente operado durante 90 dias para aclimação da biomassa (dados não apresentados). Em seguida, procedeu-se o monitoramento do sistema durante 30 dias. A alimentação e a retirada de permeado foram realizadas empregando-se duas bombas peristálticas idênticas (Watson Marlow - 323). Cabe salientar que o EBRM Ax/Ae foi operado em regime de fluxo contínuo, porém com modo de filtração intermitente, ou seja, possuía intervalos de interrupção na filtração para o relaxamento das membranas (400 segundos em filtração e 60 segundos em relaxamento). O fluxo de permeado empregado foi de $10,3 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, que resultava em um tempo de detenção hidráulica de 15 h. A idade de lodo utilizada, por sua vez, foi de 15 dias.

A corrente elétrica aplicada no sistema foi controlada em $10,0 \text{ A m}^{-2}$ sob modo de exposição intermitente de 6 minutos ligada / 18 minutos desligada, utilizando-se uma fonte digital de corrente contínua (PSA-305D) com variação de tensão de 0-30 V e de corrente 0-5 A. A recirculação do licor misto do tanque aeróbico para o tanque anóxico foi realizada a uma taxa de 300% com auxílio de uma bomba peristáltica (Watson Marlow 323S). A aeração foi fornecida na parte inferior do tanque aeróbico, bem como na base da membrana com vazão fixada em $0,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, correspondente a uma taxa de aeração específica da membrana (TAM) de $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Ainda, durante todo o período experimental, a temperatura foi mantida a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ e o oxigênio dissolvido (OD) no tanque anóxico foi mantido inferior a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, ao passo que no tanque anóxico este manteve-se superior a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.

MÉTODOS ANALÍTICOS

A fim de avaliar o potencial de reúso do permeado produzido, este foi caracterizado com periodicidade de duas vezes por semana, de acordo com os seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor verdadeira, amônia (N-NH_4^+), alumínio solúvel (Al^{+3}), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-), fosfato (P-PO_4^{3-}), pH, coliformes totais (CT), *E. coli*, adenovírus humanos (HAdV) e toxicidade.

O teor de SST foi determinado por método gravimétrico (APHA, 2005). A turbidez foi medida empregando um turbidímetro digital (Hach 2100P). A cor verdadeira e as concentrações de Al^{+3} e N-NH_4^+ foram determinadas por espectrofotometria (Hach DR5000). As concentrações de N-NO_3^- , N-NO_2^- e P-PO_4^{3-} foram determinadas por cromatografia de íons (Dionex ICS-5000). O pH foi monitorado com auxílio de um pHmetro digital (Thermo Scientific Orion, USA). A quantificação de CT e *E. coli* foi realizada por colimetria empregando-se o sistema Colilert (IDEXX). A quantificação de HAdV, por sua vez, foi realizada por meio do ensaio de placa de lise (UFP) (CROMEANS et al., 2008; RIGOTTO et al., 2011). Por fim, a toxicidade aguda do permeado foi determinada empregando-se como organismo-teste o micro crustáceo *Daphnia magna*, de acordo com a metodologia descrita na norma NBR 12.713 (ABNT, 2003).

MONITORAMENTO DO CONSUMO DE ENERGIA E ESTIMATIVA DO CONSUMO DOS ELETRODOS

O consumo de energia do sistema foi monitorado continuamente com auxílio de um medidor eletrônico Kienzle modelo KMC11D50.

Já a durabilidade dos eletrodos foi calculada teoricamente tomando como base a lei de *Faraday* (Equação 1), a qual permite estimar, de maneira confiável, a quantidade de metal dissolvido em função da densidade de corrente aplicada em uma célula eletrolítica (HASAN; ELEKTOROWICZ; OLESZKIEWICZ, 2014).

$$w = \frac{ItM_w}{zF_aV} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

w = quantidade de material dissolvido (g m^{-3})

I = corrente aplicada (0,97 A)

t = tempo de exposição por dia (21600 s)

MW = peso molecular do Al ($26,98 \text{ g mol}^{-1}$);

z = número de elétrons transferidos (3);

Fa = constante de *Faraday* (96487 C mol^{-1});

V = volume tratado por dia ($0,0384 \text{ m}^3$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A utilização de novas tecnologias para o tratamento de efluentes, como é o caso dos EBRM, geralmente está atrelada a prática do reúso. Tal condição é imposta, pois, de maneira geral, o custo de operação destes sistemas ainda é superior ao das tecnologias convencionais de tratamento, além disso, a elevada qualidade do efluente produzido permite sua reutilização nas mais variadas formas (WILCOX et al., 2016). Neste contexto, a fim de avaliar a potencialidade de reúso do efluente tratado no EBRM Ax/Ae, são apresentados na Tabela 1 os valores médios de alguns parâmetros obtidos nesta pesquisa, além de alguns valores limites estabelecidos para a prática do reúso não potável.

Para fins de comparação, foram utilizadas as diretrizes americanas para reúso da água (BASTIAN; MURRAY, 2012), além dos padrões italianos para reúso urbano e irrigação (DECRETO 2 MAGGIO, 2006). Devido a inexistência de uma legislação específica no Brasil, optou-se por utilizar os parâmetros de reúso Classe 1 (mais restritiva) do Manual de Conservação e Reúso em Edificações (ANA; FIESP e SINDUSCON, 2005), que engloba a utilização para lavagens de pisos, de roupas, de veículos e descarga de bacias sanitárias.

Tabela 1 - Parâmetros de qualidade do permeado do EBRM e diferentes padrões de reúso não potável

Parâmetros	Unidade	Permeado e- BRM Ax/Ae	MCRE (2005)	USEPA (2012)	Decreto 2 Maggio (2006)
SST	mg L ⁻¹	ND	≤ 5	--	≤ 10
Turbidez	NTU	0,2 ± 0,2	≤ 2	≤ 2	--
Cor	Pt/Co	23 ± 7,0	≤ 10	--	--
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	0,1 ± 0,0	≤ 20	--	≤ 15**
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	6,0 ± 2,8	≤ 10	--	
NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	ND	≤ 1	--	
P-PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	0,3 ± 0,1	≤ 0,1	--	≤ 2
DBO	mg L ⁻¹	6,5 ± 1,2*	≤ 10	≤ 10	≤ 20
pH	--	7,6 ± 0,4	6-9	6-9	6-9,5
Coliformes totais	NMP 100 mL ⁻¹	ND	--	--	--
E. coli	NMP 100 mL ⁻¹	ND	ND	ND	≤ 10
Adenovírus (HAdV)	NMP 100 mL ⁻¹	ND	--	--	--
Al ³⁺	mg L ⁻¹	0,04 ± 0,03	--	--	≤ 1
Toxicidade	--	Ausência	--	--	--

MCRE: Manual de Conservação e Reúso em Edificações; USEPA: *United States Environmental Protection Agency*; NMP: número mais provável; ND: não detectado. *valor expresso em termos de carbono orgânico dissolvido; **valor expresso em termos de nitrogênio total.

Verifica-se que o permeado do EBRM Ax/Ae apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados. Salienta-se que não foram detectados microrganismos indicadores de contaminação fecal por bactérias no efluente tratado. Além disso, também não foi detectada a presença de adenovírus humanos (HAdV) no permeado, os quais são agentes de múltiplas patologias (BOSCH et al., 2008). Tal condição é fundamental para minimizar os riscos biológicos à saúde do usuário, uma vez que os vírus apresentam elevada resistência e dificuldade de remoção nos sistemas convencionais de tratamento, e, portanto, são indicadores de contaminação mais confiáveis (WHO, 2006).

Outro fator importante a ser destacado são as propriedades organolépticas do permeado, uma vez que um aspecto de limpidez é desejado para a aceitação pública da água de reúso. Neste contexto, os valores médios de cor e turbidez do permeado foram bastante baixos, apresentado 23 Pt/Co e 0,2 NTU, respectivamente, o que contribuiu para que o permeado apresentasse um aspecto límpido.

É possível verificar também, que, apesar da liberação de íons de alumínio no licor misto, em função dos processos eletroquímicos ocorridos no reator, a concentração residual de Al³⁺ observada no permeado foi bastante reduzida, com valor médio de 0,04 mg L⁻¹. Segundo Jaishankar (2014), o alumínio, em sua forma solúvel, apresenta grande biodisponibilidade e, conseqüentemente, potencial tóxico bastante elevado. Todavia, ressalta-se que a concentração residual média de Al³⁺ obtida no presente estudo é inferior, até mesmo, ao valor de 0,2 mg L⁻¹ estipulado na Portaria 2914 (BRASIL, 2011), a qual determina os padrões potabilidade no Brasil. Tal condição sugere que, considerando o reúso não potável do permeado, os riscos associados ao parâmetro em questão seriam desprezíveis. Além disso, os ensaios de toxicidade aguda realizados indicaram que o permeado não apresentou efeitos tóxicos, o que corrobora a hipótese supracitada.

Por fim, ressalta-se que, apesar da elevada qualidade do permeado produzido, o mesmo não atende a todos os padrões sugeridos pelo Manual de Conservação e Reúso em Edificações (ANA; FIESP e SINDUSCON, 2005), uma vez que os valores médios obtidos para Cor e P-PO₄³⁻ ficaram acima dos limites estipulados. Não obstante, é importante salientar que o manual em questão é bastante restritivo em comparação à maioria das legislações já estabelecidas em diversos países (CHAILLOU et al., 2011). Neste contexto, é possível verificar, por exemplo, que o permeado atende a todas as exigências especificadas na legislação americana (BASTIAN; MURRAY, 2012), sendo, portanto, enquadrado para utilização na irrigação de culturas e para o reúso urbano em banheiros, contenção de incêndios, além de lavagem de pisos e veículos. De forma semelhante, os resultados obtidos também ficaram abaixo dos valores máximos estipulados na legislação italiana (DECRETO 2 MAGGIO, 2006), sendo passível de utilização para irrigação, reúso urbano não potável e reúso industrial.

Levando-se em consideração estes aspectos, acredita-se que o efluente tratado no EBRM Ax/Ae apresenta elevada potencialidade de reúso não potável, sobretudo para aplicação em regiões com escassez de recursos hídricos.

ANÁLISE DO CONSUMO ENERGÉTICO DO REATOR

A fim de se verificar o gasto energético percentual de cada componente do sistema, foram monitoradas, separadamente, as médias de consumo das bombas (alimentação, sucção de permeado e recirculação), do sistema de aeração, do sistema de mistura e da fonte de corrente contínua (Figura 2).

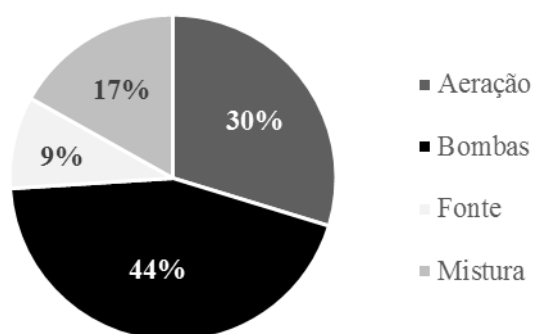


Figura 2 - Distribuição percentual média do consumo de energia de cada componente do sistema

Verificou-se que o gasto energético total do sistema foi de 1,9 KWh dia⁻¹, o que representa, aproximadamente 50,0 KWh por m³ de permeado produzido. Destaca-se que o consumo observado foi bastante superior ao usualmente reportado para BRM em escala real, que, geralmente, não ultrapassa 5,0 KWh m⁻³ (KRZEMINSKI et al., 2017). Acredita-se que o elevado consumo observado na presente pesquisa está relacionado, principalmente, à pequena escala do reator, uma vez que os equipamentos utilizados não representam, necessariamente, as condições empregadas em escala real.

Entretanto, apesar do elevado consumo observado, é importante salientar que a aplicação da corrente elétrica foi responsável por um consumo médio de 4,5 KWh m⁻³, o que representa menos de 10% do gasto energético total do sistema. Resultados semelhantes foram observados por Zhang et al. (2014) que operaram um BRM e um EBRM em paralelo e observaram um aumento de aproximadamente 10% no consumo energético do sistema em que a corrente elétrica era aplicada. Segundo Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013), o pequeno aumento nos custos de operação relacionados à aplicação da corrente elétrica nos EBRM é compensado por uma redução expressiva da colmatção da membrana e um aumento considerável na qualidade do efluente produzido. Assim, é aceitável assumir que o custo global do processo, em escala real, poderia ser reduzido em função da menor frequência de limpeza química das membranas, além da não necessidade da realização de um polimento final do efluente.

AValiação DO CONSUMO DOS ELETRODOS

Devido às reações de eletrólise ocorridas no reator, o ânodo metálico é submetido à constante oxidação durante a aplicação da corrente elétrica. Como resultado, os eletrodos de sacrifício são consumidos, e, portanto, precisam ser substituídos regularmente. Desta forma, a fim de estimar a durabilidade teórica do eletrodo utilizado, empregou-se no presente estudo a equação de Faraday (MOLLAH et al., 2004).

Verificou-se que, com as condições elétricas de operação utilizadas, o consumo teórico do eletrodo de alumínio foi de 50,8 g m⁻³ de permeado produzido. Ozyonar e Karagozoglu (2010) avaliaram o consumo teórico de eletrodos de alumínio em um processo de eletrocoagulação convencional aplicado ao tratamento de esgotos sanitários. De acordo com estes autores, aplicando-se uma densidade de corrente de 150 A m⁻², o consumo seria de 310 g m⁻³ de efluente tratado. Por outro lado, de forma semelhante ao presente estudo, Hasan, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2014) reportaram um consumo de 46 g m⁻³ durante a operação de um EBRM

equipado com eletrodos de alumínio aplicando densidade de corrente de 10 A m⁻² sob regime de exposição de 5 min ligada / 10 min desligada. Estes resultados evidenciam o benefício da utilização de EBRM em relação aos processos de eletrocoagulação convencionais, uma vez que o consumo dos eletrodos é substancialmente maior neste último processo devido à alta densidade de corrente geralmente empregada.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O permeado do EBRM Ax/Ae apresentou elevada qualidade para todos os parâmetros estudados, sendo que não foi detectada a presença de organismos indicadores de contaminação fecal por bactérias e vírus. Além disso, foi constatada ausência de toxicidade.

Dessa forma, verificou-se que os parâmetros avaliados enquadram nas normas de reúso direto não potável internacionais estudadas. Portanto, concluiu-se que o efluente tratado no sistema proposto apresenta elevada potencialidade de reúso.

O consumo energético do reator foi superior ao comumente reportado para BRM em escala real. Entretanto, observou-se que a parcela de consumo referente ao sistema de eletrocoagulação representa menos de 10% do gasto total. Dessa forma, acredita-se que o pequeno aumento nos custos de operação relacionados à aplicação da corrente elétrica nos EBRM pode ser compensado pelo aumento considerável na qualidade do efluente produzido. Assim, é aceitável assumir que o custo global do processo, em escala real, poderia ser reduzido em função da não necessidade da realização de um polimento final do efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANA – Agência Nacional de Águas. FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. SINDUSCON/SP – Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo. **Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações**, São Paulo, 2005. Disponível em: <http://www.fiesp.com.br/arquivo-download/?id=161985>. Acesso em: fevereiro de 2018.
2. APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ª ed., Washington, 2005.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladocera, Crustacea): **NBR 12.713**. Rio de Janeiro: ABNT, 2003.
4. BANI-MELHEM, K., ELEKTOROWICZ, M. Performance of the submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) with iron electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. **Journal of Membrane Science**, v. 379, n. 1–2, p. 434–439, 2011.
5. BASTIAN, R., MURRAY, D. Guidelines for Water Reuse. **USEPA** Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-12/618, 2012.
6. BOSCH, A., GUIX, S., SANO, D., PINTO, R. M. New tools for the study and direct surveillance of viral pathogens in water. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 19, n. 3, p. 295–301, 2008.
7. CHAILLOU, K., GÉRENTE, C., ANDRÈS, Y., WOLBERT, D. Bathroom greywater characterization and potential treatments for reuse. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 215, n. 1–4, p. 31–42, 2011.
8. CROMEANS, T.L., LU, X.Y., ERDMAN, D.D., HUMPHREY, C.D., HILL, V.R. Development of plaque assays for adenoviruses 40 and 41. **Journal of Virological Methods**, v. 151, p. 140–145, 2008.
9. DECRETO 2 MAGGIO. Norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue. Italy: Ministero dell'ambiente della tutela del territorio, 2006.
10. ENSANO, B., BOREA, L., NADDEO, V., BELGIORNO, V., DE LUNA, M.D., BALLESTEROS JR, F.C. Combination of electrochemical processes with membrane bioreactors for wastewater treatment and fouling control: a review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 4, n. 57, 2016.
11. HASAN, S.W., ELEKTOROWICZ, M., OLESZKIEWICZ, J.A. Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 97, p. 71–77, 2014.

12. IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Novel electrokinetic approach reduces membrane fouling. **Water research**, v. 47, n. 16, p. 6358-6366, 2013.
13. JAISHANKAR, M., TSETEN, T., ANBALAGAN, N., MATHEW, B.B., BEEREGOWDA, K.N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60-72, 2014.
14. KRZEMINSKI, P.; LEVERETTE, L.; MALAMIS, S.; KATSOU, E. Membrane bioreactors: A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. **Journal of Membrane Science**, v. 527, p. 207-227, 2017.
15. LIU, J., YANG, H., GOSLING, S.N., KUMMU, M., FLÖRKE, M., PFISTER, S.; ALCAMO, J. Water scarcity assessments in the past, present, and future. **Earth's Future**, v. 5, n. 6, p. 545-559, 2017.
16. MANCUSO, P.C.S., SANTOS, H. F. Reúso de água. Barueri, São Paulo, 2003.
17. METCALF, EDDY. Wastewater Engineering - Treatment and reuse. 5ª ed. Boston: McGraw-Hill, 2014.
18. MOLLAH, M. Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.
19. OECD - Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction, OECD Publishing, Paris, 2012. Disponível em <https://www.oecd.org/env/resources/49006778.pdf>. Acesso em: 19/01/2018.
20. OZYONAR, F.; KARAGOZOGLU, B. Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Pol. J. Environ. Stud**, v. 20, n. 1, p. 173-179, 2011.
21. RIGOTTO, C., HANLEY, K., ROCHELLE, P.A., DE LEON, R., BARARDI, C.R.M., YATES M.V. Survival of Adenovirus Types 2 and 41 in Surface and Ground Waters Measured by a Plaque Assay. **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 4145-4150, 2011.
22. WILCOX, J., NASIRI, F., BELL, S., RAHAMAN, M.S. Urban water reuse: A triple bottom line assessment framework and review. **Sustainable Cities and Society**, v. 27, p. 448-456, 2016.
23. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater (1ª ed.). World Health Organization, 2006.
24. ZHANG, J.; XIAO, K.; LIANG, P.; WAITE, T. D.; HUANG, X. Electrically released iron for fouling control in membrane bioreactors: A double-edged sword. **Desalination**, v. 347, p. 10-14, 2014.