

II-539 - AVALIAÇÃO DE CÉLULA A COMBUSTÍVEL MICROBIANA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO VISANDO REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E GERAÇÃO DE ENERGIA

Vitor Cano⁽¹⁾

Doutorando em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades - Universidade de São Paulo (EACH-USP). Mestre em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo. Bacharel em Gestão Ambiental pela EACH-USP.

Julio Cano⁽¹⁾

Aluno do Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental pela EACH-USP. Bolsista de Iniciação Científica da FAPESP.

Marcelo A. Nolasco⁽¹⁾

Professor do Curso de Gestão Ambiental da Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH), Universidade de São Paulo (USP) e dos cursos de mestrado e doutorado no Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade (EACH/USP) e no Mestrado Ambiente, Saúde e Sustentabilidade (FSP/USP).

Endereço⁽¹⁾: Rua Arlindo Bétio, 1000 – Vila Guaraciaba – São Paulo – SP - CEP: 03828-000 - Brasil - Tel: (11) 2648-0071 - e-mail: mnolasco@usp.br

RESUMO

Sistemas bioeletroquímicos são tecnologias promissoras para o tratamento de águas residuárias, ao mesmo tempo que geram energia elétrica renovável. O presente estudo teve por objetivo avaliar a aplicação de uma Célula a Combustível Microbiana (CCM) experimental para o tratamento de efluente sintético, visando a remoção de matéria orgânica e geração de energia simultaneamente. Para isso, uma CCM de câmara dupla foi construída com placas de PVC (dimensões de 65 x 100 x 80 mm) preenchido com carvão ativado granular e eletrodos de grafite (10 x 100 mm) como ânodo e cátodo, separados por uma membrana de troca protônica (MTP). O sistema foi operado em regime de batelada e com alimentação contínua. As eficiências de remoção de matéria orgânica, em termos de demanda química de oxigênio e carbono orgânico total, foram superiores a 90%. A densidade de potência máxima alcançada foi de 17,3 W.m⁻³, sendo superior à de outros estudos com configuração semelhante. No entanto, verificou-se queda na geração de energia e na eficiência coulombiana. Mais estudos são necessários para superar limitações apresentadas pela MTP, visando a otimização da eficiência da CCM e redução de custos.

PALAVRAS-CHAVE: Célula a Combustível Microbiana, Geração de Energia, Eficiência Coulombiana, Sistema Bioeletroquímico, Carvão Ativado Granular.

INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos, do saneamento ambiental e do setor energético apresenta um caráter interdisciplinar complexo, visto que está relacionada a atividades de desenvolvimento econômico, serviços públicos e bem-estar humano. No Brasil verifica-se, ainda, um déficit relacionado aos três setores e mais especificamente no saneamento ambiental, o que intensifica a problemática da água, afetando a saúde da população, o meio ambiente e a economia (Carvalho e Sampaio, 2015).

Os impactos decorrentes do lançamento in natura de águas residuárias em corpos d'água são conhecidos há bastante tempo. Logo, o avanço no desenvolvimento de tecnologias e processos que possam contribuir com a gestão da água é um ponto de crucial interesse para a promoção do uso sustentável da água e proteção da saúde pública (Heller e Nascimento, 2005).

Tradicionalmente, os tratamentos convencionais de águas residuárias têm-se orientado principalmente pela purificação destas ao invés de orientar-se pela recuperação de recursos. As tecnologias de tratamento convencionais, portanto, apesar de relevante e reconhecida contribuição no controle da poluição hídrica, perdem os nutrientes e a energia química contida nas águas residuárias. Outra questão não menos importante, é que, além de desperdiçarem a energia presente nos resíduos, processos convencionais aeróbios possuem

elevado consumo de energia elétrica, sendo que uma típica estação de tratamento de esgoto por sistema de lodos ativados consome cerca de 0,6 kWh/m³ de efluente tratado (Gude, 2015).

Logo, se verifica a importância da interconexão entre água e energia. Nesse contexto, ações integradas visando a proteção dos corpos d'água e diversificação da matriz energética com fontes renováveis são de relevante interesse público no âmbito da sustentabilidade. Uma tecnologia que se encontra alinhada a essa perspectiva sistemática é a da célula a combustível microbiana (CCM).

A célula a combustível microbiana, também conhecida como célula a biocombustível ou na literatura internacional como microbial fuel cell, é considerada uma tecnologia promissora no equacionamento dos problemas de déficit de energia e de poluição hídrica, uma vez que é capaz de gerar energia elétrica e tratar águas residuárias simultaneamente (Chen et al, 2015).

A literatura reporta que alguns substratos puros e complexos já foram testados em sistemas de CCM, incluindo acetato (Jung e Regan, 2007), glicose (Zou et al., 2008), esgoto sintético (Commault et al., 2015), efluentes industriais (Abbasi et al., 2016) e lixiviado de aterro sanitário (Vázquez-Larios, 2014). Segundo Pant et al. (2010) a eficiência e a viabilidade econômica de converter resíduos orgânicos em bioenergia depende principalmente da composição química e concentração dos componentes do substrato. Nesse sentido, efluentes com maiores concentrações de matéria orgânica apresentam teoricamente maior potencial energético. Assim, buscou-se no presente estudo a construção, estruturação avaliação de um sistema CCM empregado para o tratamento de água residuária com alta carga orgânica, e a produção de energia simultaneamente.

MATERIAIS E MÉTODOS

A CCM preliminar foi construída utilizando-se placas de PVC de 5 mm de espessura, com estrutura de duas câmaras separadas por uma membrana de troca protônica (CMI-7000, Membranes International Inc, EUA). As dimensões totais do sistema foram de 65 x 100 x 80 mm, resultando em volume útil total do sistema de 422 mL, sendo que cada câmara possuía 211 mL.

A vedação das junções entre as câmaras e a membrana de troca protônica (MTP) foi feita com a utilização de uma moldura de silicone pressionada por parafusos. A MTP foi preparada de acordo com as orientações do fabricante, com imersão em solução de NaCl 5% por 12 horas.

As duas câmaras foram preenchidas com carvão ativado granular (CAG) 8x10, com dimensão dos grânulos entre 2 e 2,38 mm. O CAG foi colocado em um recipiente com malha plástica e suportes de acrilonitrila butadieno estireno (ABS) no interior de cada câmara. Na base do recipiente da câmara catódica, imerso no carvão ativado, foi colocada uma mangueira porosa, utilizada como difusor para aeração do sistema.

Uma barra de grafite com 10 mm de diâmetro e 100 mm de comprimento foi inserida em cada câmara, em contato com o carvão ativado granular, visando a coleta/distribuição da corrente gerada. Antes da utilização, as barras de grafite foram mergulhadas por 24 horas em solução de HCl (1N) e em seguida em NaOH (1N), para remover qualquer tipo de contaminação por metais ou biomassa (Bond e Lovley, 2003). O ânodo e cátodo foram conectados utilizando conectores tipo banana ligados a fios de cobre e um resistor multivoltas ajustado para o valor de 300 Ω .

O volume útil de cada câmara após preenchimento com carvão ativado e colocação de todos os componentes foi de 127 mL. A figura 1 apresenta o detalhamento da CCM com os elementos descritos acima.

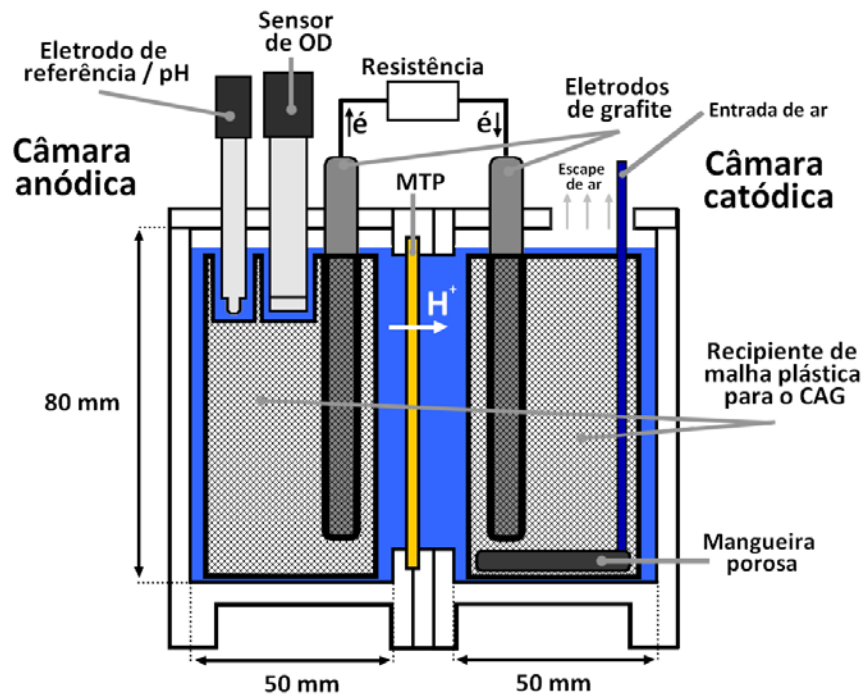


Figura 1: Visão esquemática em corte da CCM utilizada na etapa preliminar

Durante a etapa preliminar a câmara anódica foi alimentada com o meio de cultura M9 complementado com solução de micronutrientes na taxa de 1 mL/L (Puig et al., 2011), com acetato de sódio como substrato orgânico. A câmara catódica, por sua vez, foi preenchida com solução tampão de fosfato (100 mM, pH 7).

O inóculo utilizado na CCM foi obtido a partir de um tanque séptico, localizado na estação de tratamento experimental da Escola Politécnica da USP, alimentado com esgoto doméstico proveniente de restaurante universitário e conjunto residencial estudantil. Após coletado, o lodo foi adensado *in loco*, utilizando-se um cone Imhoff e imediatamente transportado refrigerado para o laboratório. Optou-se por realizar o peneiramento do lodo para retirada dos detritos indesejáveis, como folhas e outros materiais inorgânicos.

Foram adicionados à câmara anódica 20 mL do lodo peneirado diluído em 400 mL do meio de cultura M9 (Demanda Química de Oxigênio e 500 mg/L). Essa solução foi mantida em recirculação, com vazão de 10 mL/min, por 4 dias. Após esse período, o conteúdo da câmara anódica e reservatório de recirculação foi substituído por 250 mL de meio de cultura M9, preservando-se parte da biomassa decantada no reservatório de recirculação, concluindo a fase de inoculação da CCM. Na câmara catódica não foi adicionado inóculo.

PRIMEIRA FASE: OPERAÇÃO EM BATELADA

A operação em regime de batelada iniciou-se em seguida à inoculação. Essa fase caracterizou-se pelo preenchimento da câmara anódica e reservatório de recirculação com 250 mL de meio de cultura M9. Manteve-se a recirculação na com vazão de 10 mL.min⁻¹ (bomba peristáltica Masterflex, Cole Parmer, EUA), visando homogeneização, por 72 horas, quando a câmara anódica foi esvaziada e preenchida com novo meio de cultura, caracterizando um ciclo.

A câmara catódica foi preenchida com solução tampão de fosfato, mantendo-se a aeração durante toda a operação. Sempre que ocorria a troca do meio de cultura anódico, a solução tampão também era trocada.

Após verificar-se aumento da tensão do sistema, a concentração de acetato de sódio do meio de cultura foi alterada de 1,06 g.L⁻¹ para 2,12 g.L⁻¹, visando aumentar a concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 500mg/L para 1000mg/L. Amostras da câmara anódica foram coletadas diariamente e analisadas para DQO e Carbono Orgânico Total (COT). Após a estabilização das eficiências de remoção de DQO e da

tensão da CCM, um ensaio de cinética de decaimento de matéria orgânica foi realizado em duplicata. A operação teve duração total de 52 dias.

SEGUNDA FASE: OPERAÇÃO COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA

A fase de alimentação contínua iniciou-se em sequência à fase de batelada e teve duração de 105 dias. Nesta fase a câmara anódica foi alimentada com vazão contínua de 10 mL.h^{-1} , resultando em tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Manteve-se concentração de acetato de sódio de $2,12 \text{ g.L}^{-1}$.

A câmara catódica foi mantida nas mesmas condições da fase anterior. Adicionava-se solução tampão à câmara catódica sempre que se observava redução do nível, por conta de evaporação e perdas por conta do escape de ar. Além disso, visando a estabilidade do sistema, semanalmente ou quando o pH ultrapassava valor de 9,5 a solução tampão era substituída por uma nova.

Amostras eram coletadas das duas câmaras (anódica e catódica) duas vezes por semana. Curvas de polarização foram obtidas após estabilização das eficiências de remoção de DQO e ao final do experimento.

As amostras foram analisadas para determinação de DQO, COT e sulfato. O oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura no interior da câmara anódica e o potencial total da célula foram monitorados por um sistema data logger conectado aos eletrodos da CCM e a um oxímetro por fluorescência (YSI, EUA). O potencial do anodo foi obtido utilizando um eletrodo de referência de Ag/AgCl (assumindo $+0,197 \text{ V vs EPH a } 25^\circ\text{C}$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

FASE 1: BATELADA

Na Figura 2, é possível observar o potencial total da célula, do anodo e do cátodo durante a operação da CCM em regime de batelada. Os maiores aumentos de potencial da célula ocorreram após o décimo dia de operação, indicando o crescimento do consórcio microbiano anódico (Al-Manun et al., 2016). O sistema apresentou estabilização do potencial em torno de 500 mV , após 23 dias de operação, com densidade de potência de $2,1 \text{ W.m}^{-3}$. Ainda, é possível observar que o aumento do potencial total da célula foi causado pela redução do potencial do anodo, o qual apresentou estabilização em valores abaixo de -200 mV . Tal valor é compatível com o potencial padrão de oxidação de acetato (-300 mV vs EPH).

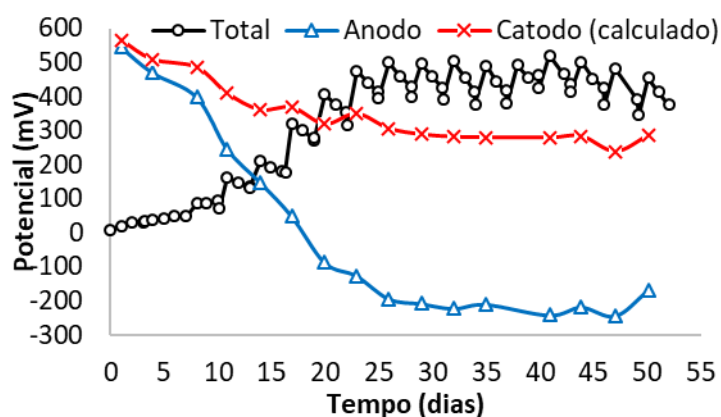


Figura 2: Potencial total (diário) e do anodo (vs. EPH) e do cátodo (após 24 em cada batelada) durante operação da CCM em regime de batelada.

A concentração do meio de cultura até o 16º dia foi de $490 \pm 62 \text{ mg/L}$, sendo, então acrescida para $998,2 \pm 262 \text{ mg/L}$. A eficiência da CCM foi alta durante todo o monitoramento (Figura 3) com remoção média de DQO de $91 \pm 5,8\%$, resultando em concentrações finais (após 72 horas de batelada) de $70,6 \pm 37,9 \text{ mg/L}$. Além disso, a eficiência de remoção para um tempo de detenção hidráulica de 24 horas foi de $87 \pm 10\%$, demonstrando a capacidade do sistema de remover matéria orgânica com taxas de aplicação elevadas.

Ressalta-se que a elevada eficiência de remoção de DQO no início da operação, quando o potencial total da CCM era inferior a 100 mV (baixa atividade exoeletrogênica), está relacionado a dois fenômenos. O primeiro diz respeito a adsorção de compostos orgânicos pelo carvão ativado granular, sobretudo no início da operação, quando os sítios ativos se encontravam livres (Kalathil et al, 2011). O segundo fenômeno está relacionado a possível presença de arqueas metangênicas. Em condições de potencial abaixo de 100 mV, verifica-se que os organismos exoeletrogênicos obtêm menor ganho energético pela oxidação de acetato em comparação ao obtido na metanogênese (Sleutels et al., 2016).

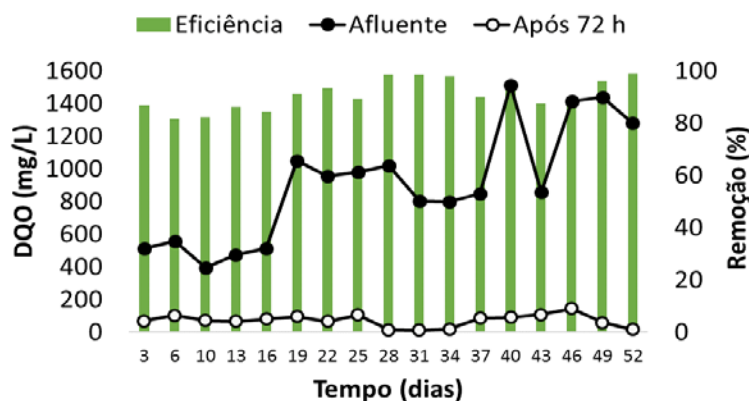


Figura 3: Concentração de DQO afluente após 72h (final da batelada) com eficiência de remoção.

Um ensaio de cinética foi realizado em duplicada com o objetivo de avaliar o consumo de matéria orgânica na CCM. Os resultados obtidos confirmam a eficiência da CCM durante o monitoramento. A maior parte da remoção de DQO ocorre durante as primeiras 12 h (Figura 4 A). Além disso, observou-se redução do pH acompanhando a remoção de DQO (Figura 4 B). Esse fenômeno está relacionado às características da membrana de troca protônica, que é permeável a outras espécies catiônicas, aumentando a concentração de cátions na câmara catódica e reduzindo o transporte de prótons (gerados durante a oxidação do acetato), os quais tendem a acumular na câmara anódica (Tharali et al., 2016).

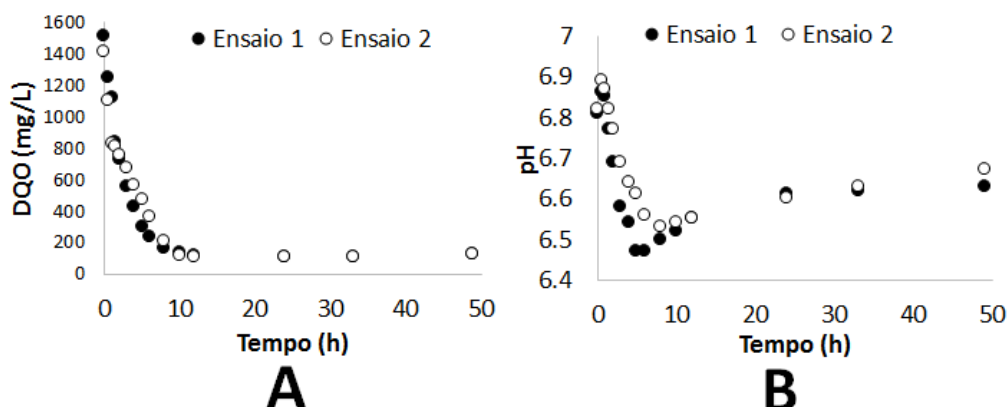


Figura 4: Decaimento da concentração de DQO (A) e pH (B) durante ensaio de cinética realizado em duplicata.

As taxas de decaimento de DQO foram calculadas, assumindo reação de primeira ordem em relação à concentração. A taxa obtida, considerando as duas curvas de decaimento de DQO, foi de $0,11 \pm 0,01 \text{ h}^{-1}$. Esse valor é superior ao obtido por Zhang et al. (2015), de $0,086 \text{ h}^{-1}$, para uma CCM com ânodo de grafite e cátodo exposto ao ar, alimentado com substrato orgânico composto por acetato de sódio em contração de DQO de

cerca de 840 mg.L^{-1} . No entanto, os mesmos autores obtiveram taxas mais altas, de $0,14 \text{ h}^{-1}$, quando a concentração inicial de DQO foi de 260 mg.L^{-1} e resistência de 100Ω .

FASE 2: ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA

A Figura 5 apresenta os valores de potencial da CCM ao longo da operação. O potencial médio obtido para essa fase foi de $487,6 \pm 14 \text{ mV}$, no entanto, é possível observar uma redução do potencial ao longo da operação. No início, os valores alcançados encontravam-se em torno de 500 mV , sendo reduzidos para valores abaixo de 480 mV ao final da operação.

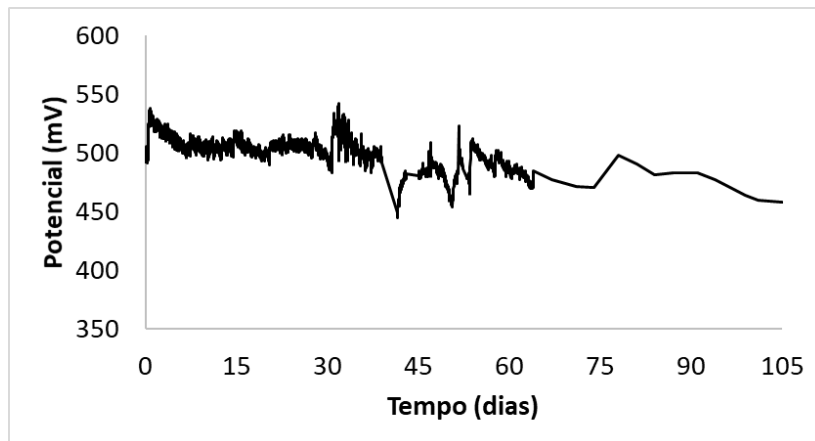


Figura 5: Potencial total da CCM durante a operação com alimentação contínua

Ao se comparar as curvas de polarização obtidas após a estabilização da CCM e ao final do experimento (Figura 6), é possível observar o mesmo comportamento de redução da geração de energia. A densidade de potência máxima alcançada foi de $17,2 \text{ W.m}^{-3}$, sendo, posteriormente, reduzida para $13,6 \text{ W.m}^{-3}$. Esses valores são superiores ao obtido por Jiang e Li (2009), de 7 W.m^{-3} , com uma CCM preenchida com CAG com uma barra de grafite como coletor de corrente. Dentre as possíveis causas dessa queda, destacam-se a utilização de aceptores de elétrons alternativos e o aumento da resistência interna da CCM.

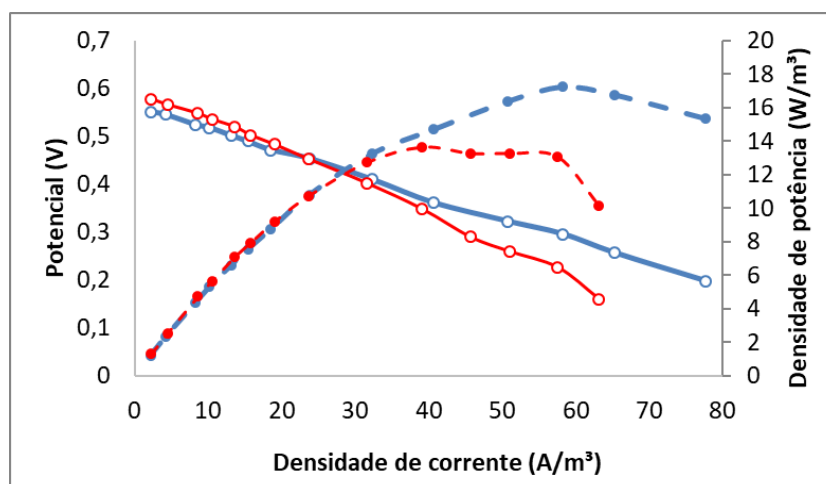


Figura 6: Curva de polarização e densidade e potência obtidas após estabilização da CCM (azul) e ao final da operação (vermelho)

Em relação à resistência interna, os valores foram obtidos a partir do coeficiente angular da curva de potencial x corrente utilizando os dados das curvas de polarização (Logan, 2008). Verificou-se inicialmente uma resistência interna de 37Ω (Figura 7 A), semelhante ao valor de $33,6 \Omega$ e 30Ω obtidos por Wu et al. (2015) e Jiang e Li (2009), respectivamente. No entanto, no final da operação o valor obtido foi de para 52Ω (Figura 7 B).

O aumento observado pode ter sido ocasionado pela colmatação da membrana de troca protônica, reduzindo o transporte de prótons (Scott, 2016). Na Figura 8 é possível observar o crescimento de biofilme sobre à membrana na face exposta à câmara anódica e resíduos do CAG na face exposta à câmara catódica.

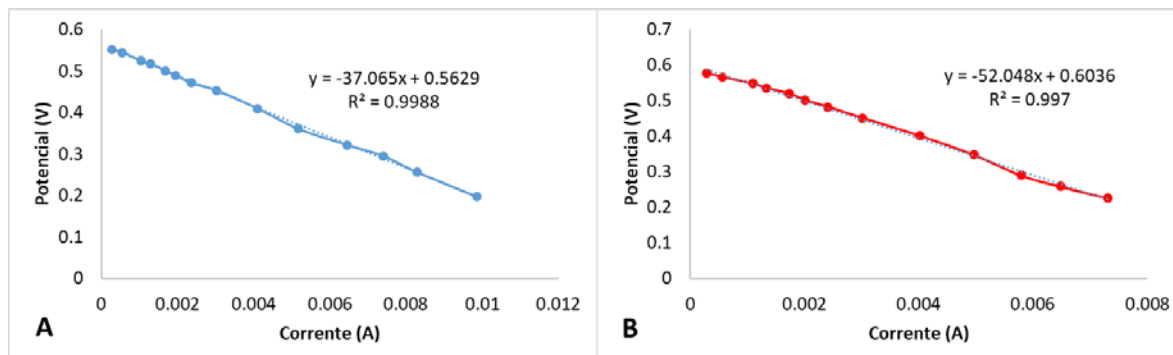


Figura 7: Curva de potencial x corrente para obtenção da resistência interna após estabilização da CCM (A) e ao final do experimento (B)

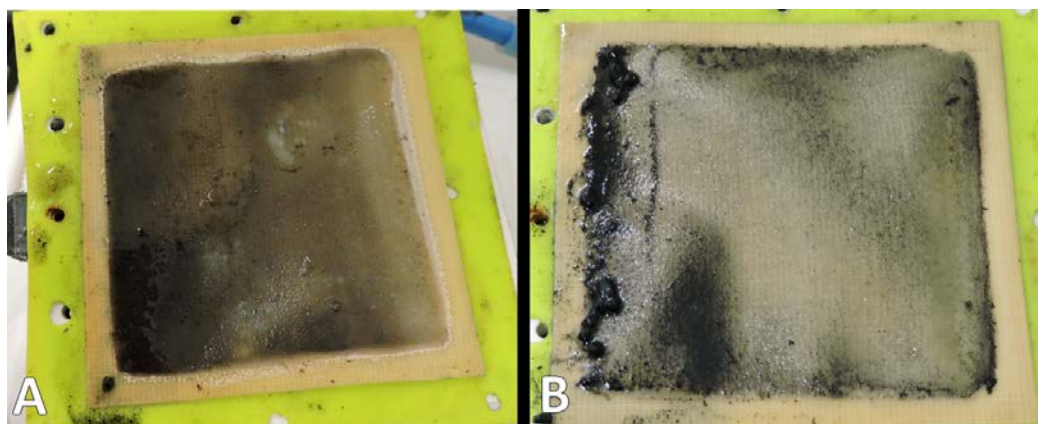


Figura 8: Membrana de troca protônica após encerramento do experimento com (A) face exposta à câmara anódica coberta por biofilme e (B) face exposta à câmara catódica com resíduos de carvão ativado

Membranas de troca protônica são suscetíveis à ocorrência de *fouling* por microrganismos, polímeros extracelulares e sais inorgânicos, causando prejuízos às principais propriedades da MTP. O bloqueio físico da transferência de cátions resulta diretamente na queda de corrente e na intensificação da diferença de pH entre as câmaras (Xu et al., 2012). Assim, ocorre redução do pH na câmara anódica e aumento na câmara catódica, como observado na fase anterior.

Verificou-se tendência de queda do pH na câmara anódica, sendo reduzido de 6,9 (meio sintético bruto) para 6,7 no efluente. No caso da câmara catódica, onde não havia renovação contínua do líquido, ocorreu aumento de pH de 7 para valores superiores a 9. A Figura 9 demonstra o efeito do aumento do pH da câmara catódica na queda do potencial total do sistema.

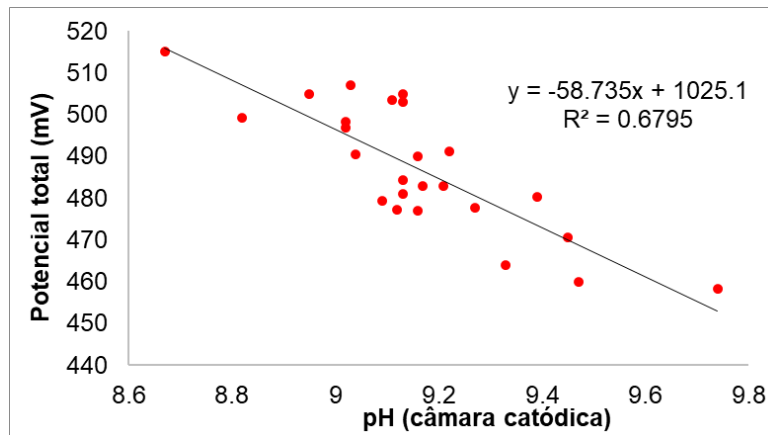


Figura 9: Relação entre potencial e pH da câmara catódica durante operação da CCM com alimentação contínua

A concentração afluente média de COT e DQO foram, respectivamente, 395 ± 53 mg.L⁻¹ e 1038 ± 109 mg.L⁻¹. Verificou-se aumento gradual das eficiências de remoção, de valores abaixo de 40% para valor máximo de 94,2% e 89,7% para COT e DQO, respectivamente (Figuras 10 e 11). Eficiências de acima de 90% foram obtidas por Jiang e Li (2009) utilizando esgoto doméstico com DQO de 200 mg.L⁻¹ complementado com acetato de sódio para valor de 1000 mg.L⁻¹.

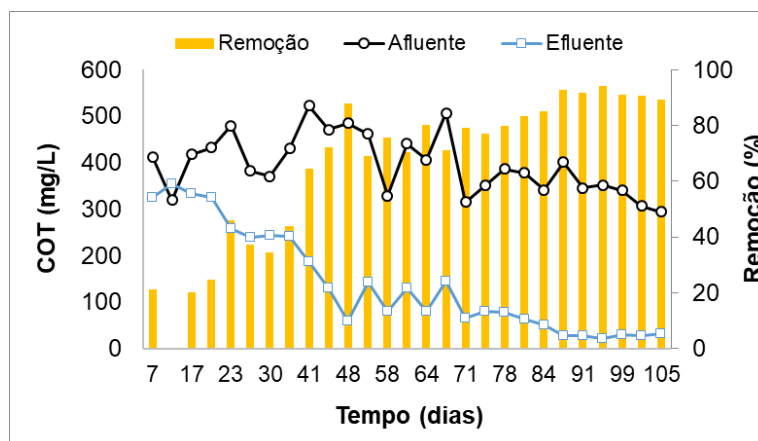


Figura 10: Concentração de COT afluente e efluente com eficiência de remoção

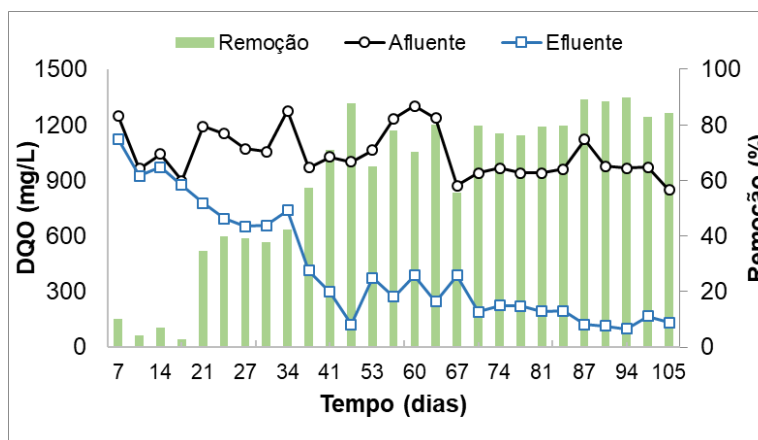


Figura 11: Concentração de DQO afluente e efluente com eficiência de remoção

Apesar de as remoções de matéria orgânica terem sido altas, a sua conversão em energia elétrica foi limitada, uma vez que a eficiência coulombiana foi de 11%. Além disso, ocorreu uma estabilização da eficiência coulombiana em valores abaixo de 6,5% ao final do experimento (Figura 12), sendo inferior ao obtido por Jiang e Li (2009), de 15%, mas superior ao obtido por Penteadó (2016), de 0,03%, com uma CCM sem MTP.

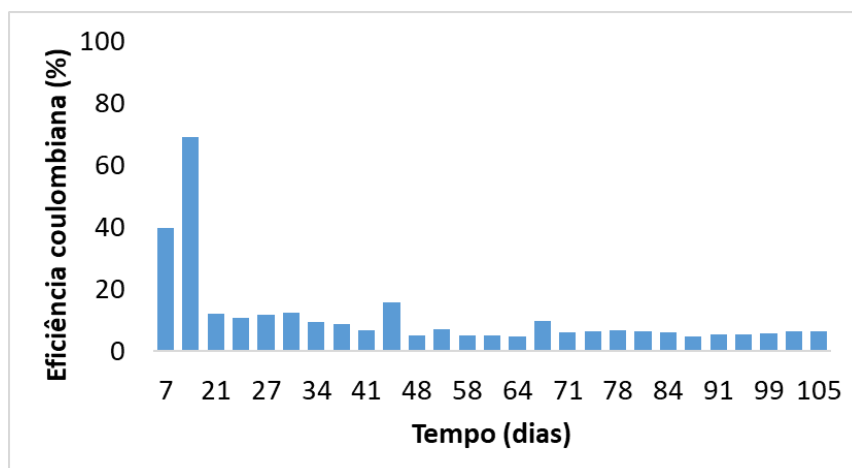


Figura 12: Eficiência coulombiana durante operação da CCM com alimentação contínua

A eficiência coulombiana apresenta tendência de redução com o aumento da concentração de matéria orgânica do meio, devido à utilização do substrato orgânico por bactérias suspensas no líquido, que não apresentam comportamento exoeletrogênico (Jiang e Li, 2009). Além disso, a eficiência coulombiana pode apresentar valores reduzidos quando as bactérias presentes na câmara anódica utilizam aceptores de elétrons alternativos presentes no meio ou pelo oxigênio difundido através da membrana de troca protônica (Scott, 2016).

A concentração de oxigênio dissolvido na câmara anódica durante todo o experimento foi de $0,03 \pm 0,01$ mg.L⁻¹, o que demonstra que a difusão de oxigênio pela membrana não foi relevante. Por outro lado, observou-se redução da concentração de sulfato no efluente final (Figura 13), indicando que o mesmo pode ter sido utilizado como aceptor final de elétrons na câmara anódica (Premier et al., 2015).

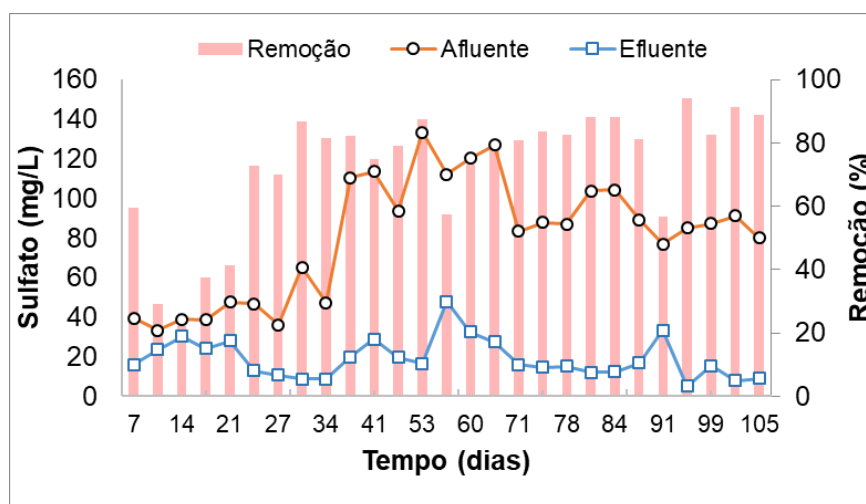


Figura 13: Concentração de sulfato afluente e efluente com eficiência de remoção

CONCLUSÕES

Nossos resultados apontam para a capacidade da CCM em gerar energia e oxidar matéria orgânica com materiais de baixo custo, como o CAG, o que é essencial para aplicação da tecnologia em larga escala. As eficiências de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO e COT, foram superiores a 85%. A densidade de potência máxima alcançada foi de $17,3 \text{ W.m}^{-3}$, sendo superior à de outros estudos com configuração semelhante. Mais estudos são necessários para superar as limitações apresentadas pela membrana de troca protônica, visando a otimização da eficiência da CCM e redução de custos.

AGRADECIMENTOS

FINEP – Projeto RENTED, **CAPES** e **FAPESP** Auxílios 10/50635 e 2017/10325-5.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABBASI, U., JIN, W., PERVEZ, A., BHATTI, Z. A., TARIQ, M., SHASHEEN, S., IQBAL, A., MAHMOOD, Q. Anaerobic microbial fuel cell treating combined industrial wastewater: Correlation of electricity generation with pollutants. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 1 - 7, 2016.
2. AL-MAMUN, A., LEFEBVRE, O., BAAWAIN, M. S., NG, H. Y. A sandwiched denitrifying biocathode in a microbial fuel cell for electricity generation and waste minimization. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, v. 13, p. 1055–1064, 2016.
3. BOND, D. R., LOVLEY, D. R. Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Appl Environ Microbiol.*, v.69, n.3, p. 1548-55, mar. 2003.
4. CARVALHO, A. E. C., SAMPAIO, L. M. B. Paths to universalize water and sewage services in Brazil: The role of regulatory authorities in promoting efficient service. *Utilities Policy*, v. 34, p. 1-10, 2015.
5. CHEN, G., ZHANG, S., LI, M., WEI, Y. Simultaneous pollutant removal and electricity generation in denitrifying microbial fuel cell with boric acid-borate buffer solution. *Water Science and Technology*, v. 71, n. 5, p. 783-788, 2015.
6. COMMAULT, A. S., LEAR, G., WELD, R. J. Maintenance of *Geobacter*-dominated biofilms in microbial fuel cells treating synthetic wastewater. *Bioelectrochemistry*, v. 106, p. 150 - 158, 2015.
7. GUDE, V. G. Energy and water autarky of wastewater treatment and power generation systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 52-68, 2015.
8. HELLER, L., NASCIMENTO, N. D. Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências. *Eng. sanit. ambient.*, v. 10, n. 1, p. 24-35, 2005.
9. JIANG, D.; LI, B. Granular activated carbon single-chamber microbial fuel cells (GAC-SCMFCs): A design suitable for large-scale wastewater treatment processes. *Biochemical Engineering Journal*, v. 47, p. 31-37, 2009.
10. JUNG, S., REGAN, J. M. Comparison of anode bacterial communities and performance in microbial fuel cells with different electron donors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 77, n. 2, p. 393 - 402, 2007.
11. KALATHIL, S., LEE, J., CHO, M. H. Granular activated carbon based microbial fuel cell for simultaneous decolorization of real dye wastewater and electricity generation. *New Biotechnology*, v.29, n. 1, p. 1871-6784, dez, 2011.
12. LOGAN, B.E. *Microbial Fuel Cells*. John Wiley & Sons: New York, 2008.
13. PANT, D., BOGAERT, G. V., DIELS, L., VANBROEKHOVEN, K. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 1533-1543, 2010.
14. PENTEADO, E. D. Tratamento de águas residuárias em células a combustível microbianas e geração de energia elétrica direta: fundamentos e aplicação. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2016.
15. PREMIER, G. C.; MICHIE, I. S.; BOCHANI, H. C.; FRADLER, K. R.; KIM, J. R. Reactor design and scale-up. In: SCOTT, K.; YU, E. H (ORG). *Microbial Electrochemical and Fuel Cells: Fundamentals and Applications*. UK: Woodhead Publishing, 2016.
16. PUIG, S., SERRA, M., VILAR-SANZ, A., CABRÉ, M., BAÑERAS, L., COLPRIM, J., BALAGUER, M. D. Autotrophic nitrite removal in the cathode of microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 4462 – 4467, 2011.
17. SCOTT, K. Membranes and separators for microbial fuel cell. In: SCOTT, K.; YU, E. H (ORG). *Microbial Electrochemical and Fuel Cells: Fundamentals and Applications*. UK: Woodhead Publishing, 2016.

18. SLEUTELS, T. J. A., MOLENAAR, S. D., HEIJNE, A. T., BUISMAN, C. J. N. Low Substrate Loading Limits Methanogenesis and Leads to High Coulombic Efficiency in Bioelectrochemical Systems. *Microorganisms*, v. 4, n. 1, p. 7, mar, 2016.
19. THARALI, A. D., SAIN, N. OSBORNE, W. J. Microbial fuel cells in bioelectricity production. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 4, p. 252-266, out, 2016.
20. VÁZQUEZ-LARIOS, A. L., SOLORZA-FERIA, O., POGGI-VARALDO, H., GONZALEZ-HUERTA, R. G., PONCE-NOYOLA, M. T., RIOS-LEAL, E., SEIJAS, N. R. Bioelectricity production from municipal leachate in a microbial fuel cell: Effect of two cathodic catalysts. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 39, n. 29, p. 16667 - 16675, 2014.
21. WU, S.; LIANG, P.; ZHANG, C.; LI, H.; ZUO, K.; HUANG, X. Enhanced performance of microbial fuel cell at low substrate concentrations by adsorptive anode. *Electrochimica Acta*, v. 161, p. 245-251, 2015.
22. XU, J.; SHENG, G. P.; LUO, H. W.; LI, W. W.; WANG, L. F.; YU, H. Q. Fouling of proton exchange membrane (PEM) deteriorates the performance of microbial fuel cell. *Water Research*, v. 46, p. 1817-1824, 2012.
23. ZHANG, X., HE, W.; REN, L.; STAGER, J.; EVANS, P.; LOGAN, B. COD removal characteristics in air-cathode microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, v. 176, p. 23-31, 2015.
24. ZOU, Y., XIANG, C., YANG, L., SUN, L., XU, F., CAO, Z. A mediator less microbial fuel cell using polypyrrole coated carbon nanotubes composite as anode material. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 33, n. 18, p. 4856 - 4862, 2008.