



Avaliação do uso de célula a combustível microbiana equipada com membrana de látex para o tratamento de águas residuárias provenientes do processamento da mandioca

Evaluation of the use of a microbial fuel cell equipped with a latex membrane for the treatment of cassava mill wastewater

Gustavo Dantas Pereira¹, Paulo Sérgio Taube¹, Márcia Mourão Ramos Azevedo¹, Cléo Rodrigo Bressan¹

¹ Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém Pará, Brasil

Contato: cleorb@gmail.com

Palavras-Chave

energia renovável
célula a combustível
microbiana
membrana de troca iônica
látex
águas residuárias do
processamento da mandioca.

RESUMO

A utilização de células a combustível microbiana (CCM) vem sendo objeto de grande interesse no tratamento de águas residuárias. Contudo, o elevado custo dos materiais utilizados, em especial das membranas de troca iônica, tem se mostrado um obstáculo para a expansão em escala comercial dessa tecnologia. Nesse contexto, este estudo visou avaliar a aplicação de uma CCM equipada com membrana de látex no tratamento das águas residuárias resultantes do processamento da mandioca. Para tanto, foram construídas duas CCMs de câmara dupla, uma equipada com uma membrana de troca catiônica (CCM1), utilizada como controle, e outra com membrana de látex (CCM2). As tensões e correntes elétricas geradas foram monitoradas de forma contínua e, ao final do período de operação, foram obtidas curvas de polarização e de potência para uma caracterização mais detalhada dos sistemas. Adicionalmente, foi realizado o monitoramento do pH e da redução na demanda química de oxigênio (DQO). Com base nos resultados obtidos, constatou-se que as CCMs apresentaram desempenhos distintos no que se refere à geração de tensão elétrica ao longo dos dias de operação, com a CCM2 apresentando desempenho inferior em relação à CCM1. Durante o período de operação, a CCM1 e CCM 2 apresentaram uma tensão elétrica máxima de 0,588 e 0,330 V e uma saída de corrente correspondente de $5,88 \times 10^{-4}$ e $3,2 \times 10^{-4}$ A, respectivamente. A curva de potência indicou densidades de potência máxima de $6,67 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ e $0,49 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ para a CCM1 e CCM2, respectivamente. Quanto à redução da DQO, as CCMs apresentaram eficiência limitada, com uma redução próxima a 50%. Em relação ao pH, os valores observados na câmara anódica foram considerados ideais para a operação dos sistemas, com valores. Ademais, a CCM2 apresentou um resultado ligeiramente superior em relação ao gradiente formado entre as duas câmaras.

Key-word

renewable energy
microbial fuel cell
ion exchange membrane
latex
cassava mill wastewater

ABSTRACT

The use of microbial fuel cells (MFC) has been the subject of great interest in wastewater treatment. However, the high cost of the materials used, especially the commercial ion exchange membranes, has been a significant obstacle to the commercial scale expansion of this technology. In this context, the present study aimed to evaluate the application of a MFC equipped with a latex membrane in the treatment of cassava mill wastewater. For this purpose, two double-chamber MFCs were built, one equipped with a cation exchange membrane (MFC1), used as a control, and the other with a latex membrane (MFC2). In order to analyze the performance of the system, the generation of voltage and electric current was continuously monitored and, at the end of the operation period, polarization and power curves were obtained for a more detailed characterization of the systems. Additionally, monitoring of pH and reduction in chemical oxygen demand (COD) was carried out. Based on the results obtained, it was found that the MFCs presented different performances with regard to the generation of electrical voltage over the days of operation, with the MFC2 presenting inferior performance in relation to the MFC1. During the operating period, MFC1 and MFC2 showed a maximum electrical voltage of 0.588 and 0.330 V and a corresponding current output of 5.88×10^{-4} and 3.2×10^{-4} A, respectively. The power curve indicated maximum power densities of 6.67 W m^{-3} and 0.49 W m^{-3} for MFC1 and MFC2, respectively. As for the reduction of COD, the MFCs showed limited efficiency, with a reduction close to 50%. Regarding the pH, the values observed in the anodic chamber were considered ideal for the operation of the systems, with values. Furthermore, MFC2 presented a slightly superior result in relation to the gradient formed between the two chambers.

Informações do artigo

Recebido: 18 de agosto, 2023

Aceito: 17 de outubro, 2023

Publicado: 01 de dezembro, 2023

Introdução

A atual matriz energética mundial concentrada no uso recursos fósseis não renováveis tem gerado muita preocupação quanto às mudanças climáticas e o aquecimento global, demandando o desenvolvimento de novas tecnologias para produção de energias mais sustentáveis. Uma alternativa para auxiliar na solução desses problemas, é a produção de energia por meio de tecnologias que utilizem recursos biológicos com menor impacto para o meio ambiente e custo reduzido (AMJITH; BAVANISH, 2022). Neste contexto, as células a combustível microbianas (CCM), assim como outras abordagens utilizando sistemas bioeletroquímicos, têm gerado grande interesse entre os pesquisadores uma vez que estas tecnologias permitem recuperar a energia dos compostos orgânicos e convertê-la em eletricidade por meio de reações catalisadas por microrganismos (SANTORO et al., 2017; OBILEKE et al., 2021). Analogamente ao que acontece com a biodigestão anaeróbia, estes reatores bioeletroquímicos têm sido vistos como uma possibilidade para recuperação de energia a partir do tratamento de águas residuais (LOGAN; RABAEY, 2012; RAMIREZ-NAVA et al., 2021).

Uma CCM tipicamente consiste em uma câmara anódica e uma catódica onde ocorrem reações de oxidação e redução, respectivamente, separadas geralmente por uma membrana de troca iônica. Microrganismos eletroativos catalisam a oxidação de doadores de elétrons orgânicos e inorgânicos no ânodo e/ou a redução de aceptores de elétrons no cátodo. No caso das CCM, esse processo é termodinamicamente favorável gerando uma corrente elétrica entre o ânodo e o cátodo por meio de um circuito externo. Simultaneamente, íons se movem através de uma membrana de troca iônica para manter a eletroneutralidade do sistema (KOCH; HARNISCH, 2016; LOGAN et al., 2019).

O resíduo líquido oriundo da prensagem da mandioca para produção de farinha, conhecido como “manipueira”, caracteriza-se por apresentar elevada concentração de carboidratos resultando um efluente com DQO elevada e alta biodegradabilidade, além de frequentemente também apresentar quantidades expressivas de compostos cianogênicos (CEREDA; VASCONCELOS, 2023).

Costa et al. (2022), ao analisar efluentes de diferentes indústrias de farinha em diferentes estados brasileiros encontrou um valor médio de 56,7 (+/- 35,5) g DQO.L⁻¹. Valores mais baixos foram observados em indústria de fécula de mandioca, com média de 11,6 (+/- 9,5) g DQO.L⁻¹. Esta concentração mais reduzida em efluentes da indústria de fécula se deve à diluição da manipueira durante o processo.

A cada tonelada de raiz processada são gerados em torno de 300 a 600 L de resíduo líquido (manipueira), dependendo da quantidade de água utilizada no processo (CARVALHO et al., 2018; CRUZ et al., 2021) e, mesmo as pequenas casas de farinha típicas da região norte e nordeste, podem processar diariamente quantidades superiores a 1 tonelada de mandioca.

Devido a estas características, o descarte inadequado desse resíduo é responsável por trazer danos ambientais bastante significativos nos corpos hídricos receptores ou nos solos onde é depositado. Ademais, o seu lançamento diretamente no solo de modo inadequado prejudica o equilíbrio entre os nutrientes, aumenta a salinidade e diminui o pH (WOSIACKI; CEREDA, 2002; BARRETO et al., 2014). Contudo, suas características o definem como um bom substrato orgânico para uso nas CCMs, por apresentar naturalmente um alto teor de carboidratos e baixas concentrações de nitrogênio amoniacal (KAEWKANNETRA; CHIWES; CHIU, 2011).

O funcionamento das CCMs é influenciado por uma variedade de elementos bióticos e abióticos, incluindo a seleção e o enriquecimento de bactérias eletroativas, assim como a escolha apropriada do tipo de CCM e dos materiais utilizados para sua construção (SANTORO et al., 2017; CHATTERJEE et al., 2019). Em relação à estrutura das CCMs, as membranas utilizadas possuem importância considerável por influenciar diretamente na eficiência do processo (KOÓK et al., 2020). As membranas de troca catiônica, como o Nafion, são as mais utilizadas em projetos de CCMs sendo consideradas o padrão para avaliações comparativas. No entanto, o custo dessa membrana é apontado como um obstáculo no aumento de escala e comercialização em se tratando de tecnologias eletroquímicas microbianas (HERNÁNDEZ-FLORES; POGGI-VARALDO; SOLORZA-FERIA, 2016; KOÓK et al., 2020).

Trabalhos utilizando materiais à base de borracha de látex natural como membranas, tal como preservativo de látex e luvas de látex, apontam para uma possível aplicabilidade deste material em substituição às membranas de troca catiônica em algumas aplicações (WINFIELD et al., 2013, PALANISAMY et al., 2023). A funcionalidade desses materiais para troca iônica e suporte estrutural de forma simultânea aumenta a gama de arquiteturas disponíveis para as CCMs (PHILAMORE et al., 2015). Dessa forma, o objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho de uma CCM equipada com membrana de látex para o tratamento da manipueira.

Material e Métodos

Construção, inoculação e operação das CCMs

Para condução do experimento foram construídas duas CCMs de câmara dupla, confeccionadas com polimetilmetacrilato (acrílico), sendo uma equipada com membrana de troca catiônica (CMI-700 – Membrane International, Inc.) e outra equipada com membrana de látex construída a partir de uma luva de procedimento, denominadas CCM1 e CCM2, respectivamente. A CCM1 foi utilizada como referência para avaliação do desempenho da CCM2.

Ambas as CCMs possuíam câmaras anódica e catódica com volume útil de 150 mL em cada compartimento e área de interface entre as câmaras (membrana) de 36 cm².

Os eletrodos foram confeccionados utilizando tela de aço inox na forma de um envelope (4,9 x 4,9 cm) preenchidos com 6,0 g de carvão ativado granulado. Em cada câmara foram introduzidos 3 eletrodos no seu interior que eram conectados entre si através de um fio de aço inox. Como resistência externa foi utilizado um resistor de 1000 Ω . A aeração das câmaras catódicas foi realizada com auxílio de compressor de ar com vazão aproximada de 3 L min^{-1} conectado a uma pedra porosa no interior da câmara.

Para promover sua hidratação e expansão, a membrana de troca catiônica foi imersa em solução aquosa de NaCl a 5% por 12 h antes da montagem e início da operação das CCMs, conforme as recomendações do fabricante.

As câmaras anódicas das CCMs foram inoculadas com 50 mL de lodo proveniente de um reator anaeróbio de bancada já previamente adaptado à manipueira, acrescidos de 70 mL de água destilada e 30 mL de meio de alimentação. Como meio de alimentação, foi utilizado durante todo o estudo manipueira diluída à concentração de 10 g DQO L^{-1} (DQO frequentemente observada em efluentes de fecularia) e pH ajustado para 7,0 com bicarbonato de sódio imediatamente antes das alimentações.

Figura 1. Vista frontal das CCMs



Legenda: (A) CCM equipada com membrana de látex e (B) CCM equipada com membrana de troca catiônica, com visualização das câmaras anódicas (esquerda) e catódicas (direita)

Fonte: Autor (2023)

A alimentação das CCMs era feita a cada 24 h com volume de troca de 30 mL, resultando uma carga orgânica volumétrica (COV) de 2 g DOQ. $\text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ e tempo de retenção hidráulica (TRH) de 5 dias, sendo mantida a operação do reator por um período de 18 dias.

Medição das grandezas elétricas

Para a obtenção dos dados de tensão elétrica gerados pelas CCMs foi utilizado um sistema de aquisição de dados desenvolvido com a plataforma Arduino® Uno (SmartProjects), que efetuava a aquisição e armazenamento das diferenças de potencial em intervalos de cinco minutos ao longo do experimento. A precisão da tensão mensurada pelo sistema foi validada com uso de um multímetro digital (iCEL MD-1700).

A partir destes dados coletados foi calculada uma média diária da tensão gerada pelas CCMs.

As correntes geradas foram calculadas através da lei de Ohm ($I = E_{\text{cell}}/R$) a partir da tensão medida, onde I = corrente (A), E_{cell} = tensão da célula (V) e R = resistência externa (Ω). A potência foi calculada segundo a equação $P = I \times E_{\text{cell}}$, onde P = potência (W). A potência volumétrica (P_v) para as CCMs foi calculada como $P_v = I \times E_{\text{cell}}/v$, onde P_v é a potência volumétrica ($\text{W}\cdot\text{m}^{-3}$), v = volume da câmara anódica (m^3) (LOGAN et al., 2006).

Ao término do experimento, no 18º dia de operação, foram obtidas curvas de polarização e potência para ambas as CCMs. As resistências externas utilizadas foram obtidas por meio da associação de resistores em paralelo. As curvas foram obtidas com corrente elétrica crescente, utilizando uma matriz de contato (*proto-board*) para a associação de resistores em paralelo, o que permitiu por meio da introdução sequencial de resistores adicionais, uma redução gradual da resistência externa sem abertura do circuito. A resistência aplicada nas CCMs era modificada em intervalos de 10 min.

As resistências obtidas a partir da associação de resistores foram estimadas por meio da equação da associação de resistores em paralelo ($R_{\text{eq}} = 1/(1/R_1 + 1/R_2 + 1/R_n)$) e aferidas com auxílio de um multímetro digital (iCEL MD1700). Em função do desempenho diferente entre as duas CCMs foi necessário utilizar resistências elétricas distintas para obtenção das curvas de polarização, sendo utilizado as resistências 1000, 500, 199, 124, 55 e 36 Ω para a CCM1 e as resistências 27000, 10000, 4700, 2200, 1000, 500, 199, 124 e 55 Ω para a CCM2.

Monitoramento do pH

O pH de ambas as câmaras das CCMs foi monitorado diariamente a partir do 12º dia de operação, após a estabilização das CCMs. Para o monitoramento foi utilizado um medidor multiparamétrico portátil (AKSO AK88) e a aferição era sempre feita no meio de descarte, representando, de tal modo, o valor de pH presente nas CCMs após o período de reação.

Determinação da DQO

Para análise de DQO foi utilizado o método 5220-D do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017). De forma resumida, a DQO é determinada colorimetricamente pela oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio em meio ácido, utilizando como catalizador sulfato de prata. A quantificação é feita pela determinação colorimétrica do Cr^{3+} gerado pela redução do dicromato ao oxidar a matéria orgânica. As análises das amostras de DQO (afluente e efluente) das CCMs foram feitas a cada dois dias de operação.

Análise estatística

As comparações entre as médias obtidas para as diferentes variáveis avaliadas foram realizadas por meio do teste de médias teste t de Student bicaudal para amostras independentes, com nível de significância de 5%,

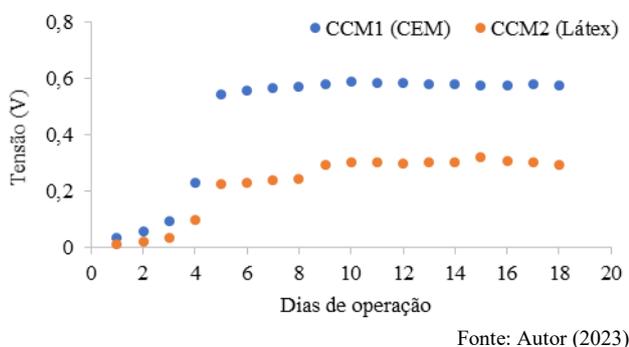
presumindo variâncias diferentes ou equivalentes para escolha do teste t adequado em função do resultado obtido da comparação das variâncias pelo teste de Levene. A distribuição normal dos dados, pré-requisito para o teste t, foi verificada pelo teste Shapiro-Wilk.

Resultados e Discussões

Operação das MFCs e geração de tensão elétrica

Ao longo do período de operação, constatou-se que a CCM1 gerou uma tensão elétrica mais elevada em comparação à CCM2 (Figura 2). Ambas as CCMs, contudo, apresentaram um comportamento similar caracterizado por um aumento da tensão elétrica mais intenso até o quinto dia de operação.

Figura 2. Tensão elétrica das CCMs ao longo do período de operação



A partir do 10º dia de operação até o final do experimento, a CCM1 apresentou uma tensão elétrica média de $0,581 \pm 0,005$ V e uma corrente elétrica de $5,81 \times 10^{-4} \pm 5 \times 10^{-6}$ A, resultando uma potência volumétrica média $2,25 \pm 0,038$ W m⁻³. Na CCM2, os valores de tensão, corrente elétrica e potência volumétrica média observados no mesmo período foram $0,305 \pm 0,007$ V, $3,05 \times 10^{-4} \pm 7 \times 10^{-6}$ A e $0,62 \pm 0,028$ W m⁻³, respectivamente. As diferenças observadas se mostraram significativas de acordo com o teste de hipóteses teste-t para amostras independentes com variâncias homogêneas, com $t_{(16)} = 98,9$ e $p < 0,001$ para os dados de tensão e corrente, e $t_{(16)} = 103,3$ e $p < 0,001$ para os dados de potência volumétrica.

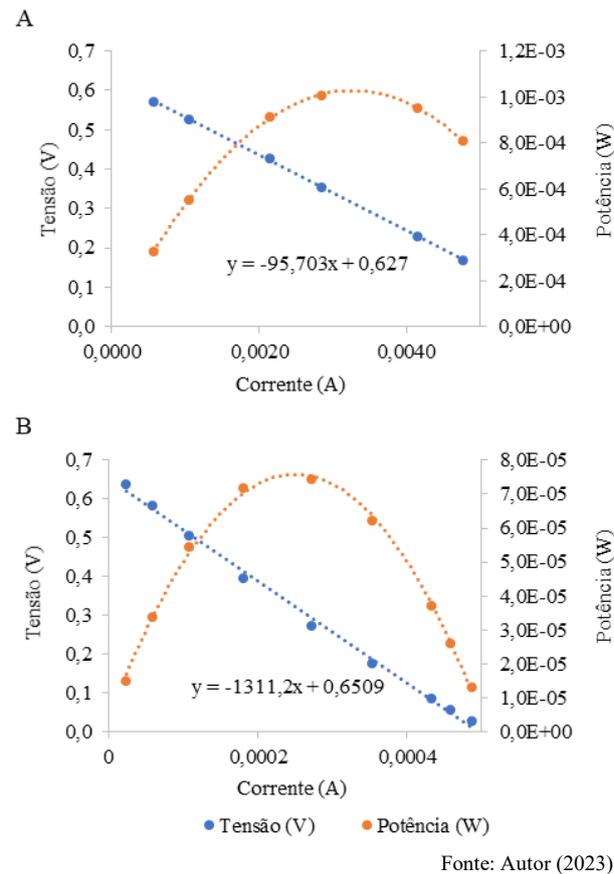
Percebe-se que a CCM equipada com membrana de látex apresentou resultados inferiores àqueles observados na CCM equipada com membrana de troca catiônica no tratamento da manipueira e geração de energia. Estes resultados corroboram resultados encontrados anteriormente por Winfield *et al.* (2013), os quais também verificaram um desempenho superior da CCM equipada com membrana de troca catiônica em relação à membrana de látex nos primeiros meses de operação da MFC. Contudo, a CCM equipada com membranas de látex mostrou maior estabilidade ao longo da operação das CCMs superando a CCM equipada com membrana de troca catiônica após cerca de um ano de operação dos reatores. Ainda segundo esse trabalho, enquanto as CCMs equipadas com membrana de troca catiônica apresentaram uma queda gradual no desempenho

ao longo do tempo de operação, as CCMs equipadas com membrana de látex apresentaram uma melhora no desempenho na medida em que o material se degradava e aumentava, consequentemente, a sua porosidade.

Curvas de polarização e de potência

A partir das curvas de polarização e potência foi possível determinar os valores de potência máxima e resistência interna do sistema para ambas as CCMs (Figura 3).

Figura 3. Curvas de polarização e potência para CCM1 (A) e CCM2 (B)



De acordo com a linha de tendência obtida da curva de potência, as potências volumétricas máximas das CCMs foram de $6,85$ W m⁻³ e $0,51$ W m⁻³ para a CCM1 e CCM2, respectivamente.

Em circuito aberto (OCV – Open Circuit Value), ambas as CCMs apresentaram tensões similares, com $0,616$ e $0,683$ V (CCM1 e CCM2, respectivamente). As maiores tensões foram observadas sob as maiores resistências testadas. Ensaios realizados por outros pesquisadores relataram valores semelhantes ao presente estudo, sendo a OCV de $0,674$ V para uma CCM usando membrana de poliéter éter cetona sulfonada (SPEEK) (GHASEMI *et al.*, 2016) e OCV de $0,621$ V para a CCM com membrana de poliestireno (MOHARIR; TEMBHURKAR, 2018).

As resistências internas das CCMs, obtidas diretamente a partir da inclinação das curvas de polarização (LOGAN *et al.*, 2006), foram de 95Ω para a CCM1 e 1311Ω para a CCM2, permitindo inferir que a utilização da membrana de látex acarretou uma maior

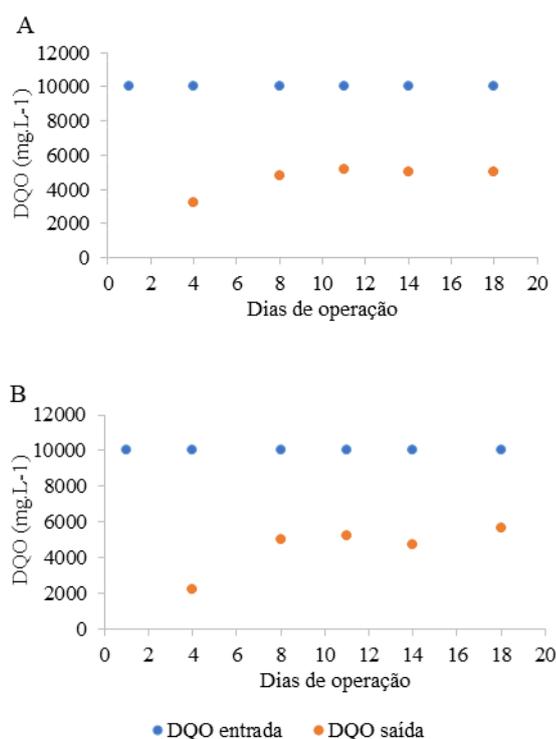
resistência interna para o sistema dentro do curto período de operação. Consequentemente, a densidade de potência produzida foi menor uma vez que uma maior resistência interna implica em uma maior perda de energia para superar a resistência interna da CCM (ULLAH; ZESHAN, 2020).

Eficiência de tratamento

A eficiência no tratamento da manipeira foi avaliada por meio do monitoramento da redução DQO. Tal redução na DQO resulta da interação entre os processos eletrogênicos e outras reações competitivas com aceitadores de elétrons alternativos, como oxigênio, nitrato e sulfato (LOGAN et al., 2006).

A eficiência de tratamento avaliada pela redução da DQO, considerada a partir do 8º dia de operação quando foi possível observar estabilização na redução da DQO, foi semelhante entre as duas células (Figura 4).

Figura 4. Concentração de DQO afluyente (entrada) e efluente (saída) da CCM1 (A) e CCM2 (B) durante 18 dias de operação



Fonte: Autor (2023)

As CCMs apresentaram eficiências de remoção média de $50,08 \pm 1,63\%$ para a CCM1 e $48,19 \pm 4,09\%$ para a CCM2 a partir da estabilização (Figura 4). Ou seja, uma remoção média de 5.008 ± 163 mg DQO. L⁻¹ e 4.819 ± 409 mg DQO. L⁻¹ para a CCM1 e CCM2, respectivamente. Apesar das CCMs estarem equipadas com membranas diferentes, não houve diferenças significativas entre elas quanto ao percentual de redução da DQO de acordo com o teste de hipóteses teste-t para amostras independentes com variância homogênea ($t_{(6)} = 0,86$; $p = 0,42$).

A eficiência coulômbica foi bastante reduzida em ambos os reatores. Contudo, a CCM1 apresentou uma eficiência um pouco maior com um valor de 2,8%, enquanto que a CCM2 apresentou uma eficiência de 1,5%. Estes valores foram obtidos a partir das médias de corrente e de redução da DQO observadas após a estabilização dos

reatores. A baixa eficiência coulômbica é bastante frequente em CCMs utilizadas para o tratamento de águas residuárias (HEILMANN e LOGAN, 2006; AHN e LOGAN, 2010; CAPODAGLIO et al., 2013; PASSOS et al., 2016; SOLOMON et al., 2022), sendo possivelmente um indicativo da presença de outros processos competidores na câmara anódica, como a metanogênese e a redução biológica do sulfato, além de possíveis processos aeróbios resultantes da difusão de oxigênio para a câmara anódica e/ou matéria orgânica para a câmara catódica (LOGAN et al., 2006). Ainda outros aspectos podem contribuir para uma baixa eficiência, incluindo design e materiais utilizados na CCM, composição microbiana inóculo, tipo de substrato orgânico, pH, dentre outros (LOGAN e RABAEY, 2012; SANTORO et al., 2017; OBILEKE et al., 2021; RAMIREZ-NAVA et al., 2021).

Adicionalmente, a operação dos reatores também representa um fator importante a ser otimizado para aumentar sua eficiência coulômbica. A redução da carga de alimentação poderia melhorar a eficiência já que resultaria um excedente menor de substrato, minimizando o enriquecimento da microbiota competidora (YE et al., 2019). A simples redução da resistência externa também promoveria um aumento da eficiência coulômbica, já que ela considera apenas a corrente e não a potência gerada.

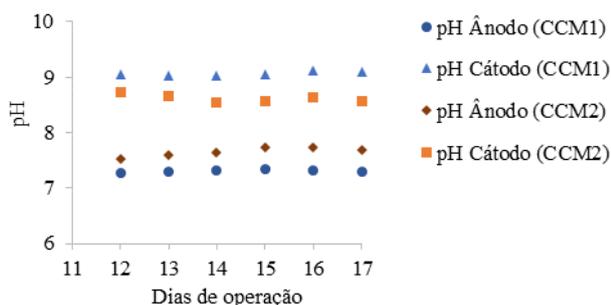
Varição do pH

O pH nas CCMs foi monitorado diariamente a partir do 12º dia de operação, após a estabilização dos reatores. De acordo com He et al. (2008), uma faixa apropriada de pH para o ótimo desempenho das CCMs situa-se entre 7 e 8 para a câmara anódica, condição que foi observada em ambas as CCMs testadas no estudo (Figura 5). Contudo, pôde-se observar uma discrepância evidente entre as CCMs em relação ao gradiente de pH formado. Na CCM1 o pH na câmara anódica ficou em torno de $7,31 \pm 0,03$ e na câmara catódica o pH mostrou-se mais elevado, ficando em torno de $9,07 \pm 0,04$. Já a CCM2 também apresentou variação nos valores de pH entre as câmaras, porém com um gradiente de pH entre as câmaras menor, apresentando um pH na câmara anódica em torno de $7,65 \pm 0,08$ e o pH da câmara catódica em torno de $8,61 \pm 0,07$. Nota-se, portanto, que a CCM2 apresentou um resultado superior quanto à variação do pH entre as câmaras anódica e catódica em comparação com a CCM1, com um gradiente de pH médio de $0,96 \pm 0,14$ unidades de pH, significativamente menor que o gradiente observado na CCM1 de $1,76 \pm 0,04$ unidades de pH. As diferenças observadas entre os reatores foram confirmadas pelo teste de hipóteses Teste-t para amostras independentes e variância não homogênea ($t_{(5,87)} = 13,3$; $p < 0,001$).

Sabe-se que formação de um gradiente de pH entre as câmaras anódica e catódica está relacionada à própria atuação das membranas. O pH do católito torna-se elevado quando, na reação de redução do oxigênio (ORR), o consumo dos íons H⁺ oriundos da câmara anódica é realizado a uma taxa maior que a velocidade de difusão pela membrana. A intensidade do gradiente de pH, portanto, depende do tipo de membrana escolhida e das

características do anólito (RAMIREZ-NAVA et al., 2021). Há muitas evidências na literatura que apontam que a redução do gradiente de pH é um aspecto importante para um bom desempenho das CCMs, aspecto no qual o material utilizado para a confecção das membranas apresenta um papel crucial (DHAR; LEE, 2013). Cabe ressaltar, contudo, que a avaliação realizada nesse trabalho se deu dentro de um período curto e de acordo com as observações de Winfield et al. (2013), o aumento da porosidade da membrana de látex ao longo da operação aumenta a sua permeabilidade, o que resultaria em uma provável redução ainda mais expressiva no gradiente de pH.

Figura 5. Valores de pH nas câmaras anódica e catódica para as CCM1 e CCM2



Fonte: Autor (2023)

Conclusão

A partir dos resultados obtidos nota-se que as CCMs foram capazes de utilizar a manipueira como substrato para geração de energia, contudo, em relação à redução da DQO, ambas as CCMs apresentaram uma eficiência limitada durante o período monitorado não sendo observada qualquer diferença expressiva no desempenho das CCMs em função do tipo de membrana utilizada. Já no que se refere à geração de energia elétrica, a CCM equipada com membrana de látex teve desempenho inferior àquele observado na CCM equipada com membrana de troca catiônica. Isso pode ser observado tanto por um menor potencial obtido durante o período de operação das células como pela potência máxima inferior nas curvas de potência obtidas ao final do experimento. As curvas de polarização corroboram estes resultados evidenciando uma maior resistência interna na CCM equipada com membrana de látex.

Em relação ao pH, as membranas de látex apresentaram um desempenho superior proporcionando um menor gradiente de pH entre as câmaras anódica e catódica.

Dessa forma, um estudo com período maior de operação seria recomendável para uma melhor avaliação, visto que as membranas de borracha de látex natural, ao contrário das membranas de troca catiônica, tendem a apresentar uma melhora no desempenho ao longo do tempo em função do aumento na permeabilidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós Graduação e Inovação Tecnológica (PROPPIT) da Universidade Federal do Oeste do Para (UFOPA) pelo apoio financeiro concedido.

Referências

- AHN, Y.; LOGAN, B. E. Effectiveness of domestic wastewater treatment using microbial fuel cells at ambient and mesophilic temperatures. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 2, p. 469-75, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.039>.
- AMJITH, L.R.; BAVANISH, B. A review on biomass and wind as renewable energy for sustainable environment. *Chemosphere*, v. 293, p. 133579, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133579>.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington DC, USA: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2017.
- BARRETO, M. T. L. *et al.* Desenvolvimento e acúmulo de macronutrientes em plantas de milho biofertilizadas com manipueira. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 5, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000500004>.
- CAPODAGLIO, A. G. *et al.* Microbial Fuel Cells for Direct Electrical Energy Recovery from Urban Wastewaters. *The Scientific World Journal*, v. 2013, p. 634738, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1155/2013/634738>.
- CARVALHO, J. C. *et al.* Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: Potential and perspectives. *Bioresource technology*, v. 247, p. 1165-1172, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.213>.
- CEREDA, M. P.; DE VASCONCELLOS, S. P. Chapter 9 - Cassava cyanogenic glycosides: importance, toxicity, and dosage methods. *In: PASCOLI CEREDA, M. e FRANÇOIS VILPOUX, O. Varieties and Landraces*: Academic Press, 2023. v. 2, p. 179-209. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90057-7.00014-0>.
- CHATTERJEE, P. *et al.* Selective enrichment of biocatalysts for bioelectrochemical systems: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 109, p. 10-23, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.012>.
- COSTA, R. C. *et al.* Critical analysis and predictive models using the physicochemical characteristics of cassava processing wastewater generated in Brazil. *Journal of Water Process Engineering*, v. 47, p. 102629, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102629>.
- CRUZ, I. A. *et al.* Valorization of cassava residues for biogas production in Brazil based on the circular economy: An updated and comprehensive review. *Cleaner Engineering and Technology*, v. 4, p. 100196, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100196>.
- DHAR, B. R., LEE, H.-S. (2013). Membranes for bioelectrochemical systems: challenges and research advances. *Environmental Technology*, v. 34, n. 13-14, p. 1751-1764. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.822007>.
- GHASEMI, M. *et al.* Sulfonated poly ether ether ketone with different degree of sulphonation in microbial fuel cell: application study and economical analysis. *Int. J. Hydrogen Energy*, v. 41, n. 8, p. 4862-4871, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.10.029>.
- HE, Z. *et al.* Effect of electrolyte pH on the rate of the anodic and cathodic reactions in an air-cathode microbial fuel cell. *Bioelectrochemistry*, v. 74, n. 1, p. 78-82. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2008.07.007>.

- HEILMANN, J.; LOGAN, B. E. Production of electricity from proteins using a microbial fuel cell. **Water Environment Research**, v. 78, n. 5, p. 531-37, 2006. DOI: <https://doi.org/10.2175/106143005x73046>.
- HERNÁNDEZ-FLORES, G.; POGGI-VARALDO, H. M.; SOLORZAFERIA, O. Comparison of alternative membranes to replace high cost Nafion ones in microbial fuel cells. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 41, n. 48, p. 23354-23362, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.08.206>.
- KAEWKANNETRA, P.; CHIWES, W.; CHIU, T. Treatment of cassava mill wastewater and production of electricity through microbial fuel cell technology. **Fuel**, v. 90, n. 8, p. 2746-2750, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.03.031>.
- KOCH, C.; HARNISCH, F. Is there a specific ecological niche for electroactive microorganisms? **ChemElectroChem**, n. 3, p. 1282-1295, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/celec.201600079>.
- KOÓK, L. *et al.* Directions of membrane separator development for microbial fuel cells: A retrospective analysis using frequent itemset mining and descriptive statistical approach. **Journal of Power Sources**, v. 478, p. 229014, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2020.229014>.
- LOGAN, B. E. *et al.* Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 17, p. 5181-5192, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1021/es0605016>.
- LOGAN, B. E.; RABAEY, K. Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies. **Science**, v. 337, n. 6095, p. 686-690, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1217412>.
- LOGAN, B. E. *et al.* Electroactive microorganisms in bioelectrochemical systems. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, n. 5, p. 307-319, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0173-x>.
- MOHARIR, P. V.; TEMBHURKAR, A. R. Comparative performance evaluation of novel polystyrene membrane with ultrex as Proton Exchange Membranes in Microbial Fuel Cell for bioelectricity production from food waste. **Bioresour. Technol.**, v. 266, p. 291-296, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.085>.
- OBILEKE, K. *et al.* Microbial fuel cells, a renewable energy technology for bio-electricity generation: A mini-review. **Electrochemistry Communications**, v. 125, p. 107003, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107003>.
- PALANISAMY, G. *et al.* The growth of biopolymers and natural earthen sources as membrane/separator materials for microbial fuel cells: A comprehensive review. **Journal of Energy Chemistry**, v. 80, p. 402-431, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jechem.2023.01.018>.
- PASSOS, V. F. *et al.* Energy generation in a Microbial Fuel Cell using anaerobic sludge from a wastewater treatment plant. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 5, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0194>.
- PHILAMORE, H. *et al.* Cast and 3D printed ion exchange membranes for monolithic microbial fuel cell fabrication. **Journal of Power Sources**, v. 289, p. 91-99, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2015.04.113>.
- POTTER, M. C. **On the difference of potential due to the vital activity of microorganisms**. Proc Univ Durham Phil Soc, v. 3, p. 245-249, 1910.
- RAMIREZ-NAVA, J. *et al.* The implications of membranes used as separators in microbial fuel cells. **Membranes**, v. 11, n. 10, p. 738, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/membranes11100738>.
- SANTORO, C. *et al.* Microbial fuel cells: From fundamentals to applications. A review. **Journal of Power Sources**, v. 356, p. 225-244, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.109>.
- SOLOMON, J. *et al.* Enhancing power generation by maintaining operating temperature using Phase Change Material for Microbial Fuel Cell application. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 1, p. 107057, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.107057>.
- ULLAH, Z.; ZESHAN, S. Effect of substrate type and concentration on the performance of a double chamber microbial fuel cell. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 7, p. 1336-1344, 2020. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2019.387>.
- WINFIELD, J. *et al.* Biodegradation and proton exchange using natural rubber in microbial fuel cells. **Biodegradation**, v. 24, n. 6, p. 733-739, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10532-013-9621-x>.
- WOSIACKI, G.; CEREDA, M. P. Valorização de resíduos de processamento da mandioca. **Publicatio UEPG – Exact and Earth Sciences, Agrarian Sciences and Engineering**, v.8, p.27-43, 2002. DOI: <https://doi.org/10.5212/publicatio.v8i01.762>.
- YE, Y. *et al.* Effect of organic loading rate on the recovery of nutrients and energy in a dual-chamber microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 281, p. 367-73, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.108>.