

Células a combustível microbianas: uma nova abordagem para filtros anaeróbios

Microbial fuel cell: a new anchorage to anaerobic filters


- **Data de entrada:**
27/04/2023
- **Data de aprovação:**
03/07/2023


Thiago Schactae de Almeida^{1*} | Lucas Ricardo Cardoso Marcon² | Ana Cláudia Barana¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.038>

ORCID ID

Almeida TS  <https://orcid.org/0000-0003-2748-778X>

Barana AC  <https://orcid.org/0000-0003-0445-5240>

Marcon LRC  <https://orcid.org/0000-0002-5038-9523>

Resumo

Este trabalho aborda uma nova interpretação sobre as tecnologias de células a combustível microbianas e filtros anaeróbios, apontando suas semelhanças – como funcionamento através do metabolismo bacteriano anaeróbio, tempos de detenção hidráulica superiores a oito horas, crescimento bacteriano aderido, operação na faixa mesotérmica, necessidade de operação em pHs neutros, produção de energia, entre outras – e algumas divergências. Assim, teoriza-se que ambas as tecnologias de tratamento de efluentes podem ser unidas em uma única estrutura que produza um bom tratamento e, ainda, gere simultaneamente energia de forma direta (através da estrutura das células microbianas a combustível) e indireta (através da estrutura dos filtros anaeróbios).

Palavras-chave: Filtros anaeróbios, Células de combustível microbianas, Efluente, Produção de energia limpa, Tratamento de efluente.

Abstract

This study brings a new interpretation of the technologies of microbial fuel cells and anaerobic filters, pointing out their similarities, such as anaerobic bacterial metabolism functioning, hydraulic retention times greater than eight hours, adherent bacterial growth, operation in the mesothermal range, need for operation at neutral pH values, energy production, among others, and divergences. Thus, it theorizes that both effluent treatment technologies can be united in a single structure, which produces a good treatment and simultaneously generates energy both directly (by the structure of the microbial fuel cells) and indirectly (by the structure of anaerobic filters).

Keywords: Anaerobic filters. Microbial fuel cell. Wastewater. Clean energy production. Sewer treatment.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) - Ponta Grossa - Paraná - Brasil.

² Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial - Porto - Portugal.

* **Autor correspondente:** thischactae@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de tratamento das águas residuárias se apoia no fato de que 99,9% da sua constituição é água e que apenas uma fração de 0,01% está na forma de sólidos dissolvidos ou em suspensão (Tortora; Funke; Case, 2010). Para suprir essa necessidade, são construídos os sistemas de tratamento de efluentes, os quais imitam processos que acontecem naturalmente nos corpos hídricos (autodepuração). Esses processos podem ser físicos, químicos e/ou biológicos, ocorrendo normalmente uma associação entre eles. Para se ter controle sobre os processos químicos e biológicos, eles são realizados em reatores, por exemplo o Filtro Anaeróbio (FA) (Foresti *et al.*, 2009; Sperling, 2017).

Os filtros anaeróbios são comumente utilizados como soluções individuais de tratamento de esgotos ou em comunidades isoladas, não há atendimento por redes de saneamento (Tonetti *et al.*, 2018). Estudados desde os anos de 1950, esses filtros são capazes de remover mais de 80% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos esgotos, com tempos de detenção hidráulica (TDH) inferiores a 24 horas (Foresti *et al.*, 2009). No Brasil, a construção dos FAs é regulamentada pela NBR 13.969 (ABNT, 1999), que dispõe sobre seu dimensionamento para atendimento domiciliar em associação com tanques sépticos (tratamento primário). Nesse caso, os FAs são utilizados como um pós-tratamento. A mesma norma ainda o define como um reator biológico em que o esgoto é tratado por organismos anaeróbios espalhados nos interstícios do reator e aderidos em seu material de suporte para crescimento bacteriano aderido. Para Foresti *et al.* (2009), esses filtros podem ser utilizados como tratamento principal, desde que sejam tomados cuidados para evitar a colmatação deles.

Uma tecnologia que opera de modo semelhante aos FAs de fluxo ascendente são as células a combustível microbianas (CCMs) de fluxo ascendente (Ramya; Kumar, 2022). As CCMs são dispositivos que também utilizam a oxidação da matéria orgânica

em um ambiente anaeróbio para produzir energia elétrica diretamente (Schröder, 2007). Potter (1911), observou que durante a degradação de compostos orgânicos por microrganismos ocorre a liberação de elétrons. Utilizando eletrodos como um meio de suporte para a adesão dos microrganismos, um substrato orgânico, um sistema semelhante a uma célula galvânica e com um galvanômetro balístico, Potter obteve uma diferença de potencial (DDP) entre 0,3 e 0,5 volts.

De acordo com o exposto, este trabalho tem por objetivo fazer uma releitura sobre as possibilidades dos FAs em consonância com uma outra tecnologia que utiliza dos mesmos princípios de funcionamento: as CCMs. Através de uma revisão de literatura sobre os FAs e as CCMs são esclarecidos seus respectivos funcionamentos e aspectos em comum. Dessa forma, estabelecem-se informações para criar uma abordagem para aplicações e adaptações que podem ser feitas mesclando as estruturas dos FAs com as CCMs, para o tratamento de águas residuárias e a produção de energia limpa.

2 METABOLISMO ANAERÓBIO

As bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica (MO) no interior dos reatores são, em geral: aeróbias, anaeróbias e/ou anóxicas (Junqueira; Silva Filho, 2012). A energia para seus processos metabólicos vem da quebra das ligações químicas de carboidratos e gorduras através de processos catabólicos ou anabólicos. Um fator importante que está diretamente relacionado com a intensidade da atividade microbiana é a temperatura: ela é responsável por definir a velocidade das reações que ocorrem no interior das células (Tortora; Funke; Case, 2010). No caso de bactérias anaeróbias, que são enquadradas como mesotérmicas, ou seja, elas têm uma faixa de temperatura ótima para realizar suas atividades metabólicas entre 25 e 38°C (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009). O biofilme, proveniente da formação de colônias de bactérias, permite que os microrganismos tenham

uma resistência maior a grandes variações de temperatura, com pouco impacto sobre a qualidade do tratamento. Por outro lado, Baettker *et al.* (2018) e Zhou e Xu (2019) observaram que a redução da temperatura promove um aumento na espessura do biofilme e uma redução na eficiência do reator.

No processo anaeróbio são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos (SO_4^{-2} ou CO_2) e tem como produtos CO_2 e CH_4 . Esse processo ocorre em quatro fases: a hidrólise, que reduz compostos de grande massa molecular a monômeros solúveis por bactérias fermentativas; a acidogênese, os monômeros são utilizados por bactérias anaeróbias e facultativas, gerando ácidos orgânicos, álcoois etc.; acetogênese, a etapa em que as bactérias acetogênicas formam ácidos fórmicos e acéticos que, por sua vez, serão consumidos por bactérias arqueas metanogênicas e homoacetogênicas; por fim, a metanogênese, processo estritamente anaeróbio, em que arqueas metanogênicas acetoclásticas convertem o acetato em metano e as hidrogenotróficas convertem hidrogênio e dióxido de carbono em metano (Chernicharo, 2015; Kunz *et al.*, 2019).

Outros fatores que influenciam no metabolismo anaeróbio são, por exemplo: pH, relação C/N, potencial redox, a relação de nutrientes (C:N:P:S) e a presença de elementos traços que são utilizados pelas arqueas metanogênicas. A fase predominantemente responsável pela qualidade do tratamento do efluente é a fase metanogênica (Foresti *et al.*, 2009; Kunz *et al.*, 2019). Obileke *et al.* (2021) observam que substratos compostos por acetato têm maior alcance em densidade de potência nas CCMs, podendo chegar a 800 W.m^{-3} , destacando, dessa forma, a importância da acetogênese na sua eficiência energética.

3 FILTROS ANAERÓBIOS (FAS)

Os FAs são estruturas rígidas, impermeabilizadas e construídas com materiais resistentes à agressividade dos esgotos. Através de um material inerte, que age como leito filtrante, os FAs permitem

que a biomassa cresça aderida à superfície desse material. Dessa forma, os sólidos biológicos são retidos no interior do reator por longos períodos (entre dezenas a centenas de dias). Isso permite que o TDH seja menor, fazendo dos FAs um reator de alta taxa. Nos interstícios do leito filtrante ocorre a formação de flocos biológicos. O tratamento dos FAs ocorre tanto na matriz do biofilme, formado pela biomassa aderida, quanto pela sedimentação dos flocos biológicos nos interstícios do material inerte (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

O biofilme é uma matriz polimérica de micro canais formados por proteínas, açúcares, metabólitos, excreções bacterianas e vários microrganismos que formam uma película na superfície do material de suporte. O tratamento do efluente acontece tanto na superfície do biofilme e dos flocos biológicos como no seu interior (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009; Tortora; Funke; Case, 2010). A temperatura e a razão DQO/N são fatores que interferem em sua formação. A redução de DQO/N produz uma redução na espessura do biofilme (Zhou; Xu, 2019).

Para promover a formação do biofilme, são utilizados materiais inertes que tenham uma superfície propícia à fixação de microrganismos e o efluente deve conter nutrientes para as bactérias (N e P). Podem ser utilizadas pedra brita nº 4, cilindros de plásticos perfurados, anéis de plástico ou materiais cerâmicos. Embora o biofilme tenha maior influência no tratamento que o seu material constituinte, pois deve prevenir a colmatação do FA, deve facilitar a formação de flocos biológicos em seus interstícios, promover um bom fluxo hidráulico para distribuir o efluente uniformemente pelo reator e promover a separação entre sólidos e gases. Esse fato propicia um melhor tempo de retenção de biomassa e ainda produz um lodo em grau avançado de estabilização (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

Baettker *et al.* (2018) notaram que materiais com elevado grau de porosidade e rugosidade são mais

eficientes no tratamento de efluentes, pois promovem maior adesão da biomassa em sua superfície e uma melhor retenção de flocos biológicos. Em seu estudo, os autores utilizaram carvão ativado granulado, cerâmica de argila e borracha de pneus como materiais de preenchimento para os FAs. O carvão ativado removeu de forma satisfatória a DQO, enquanto o material cerâmico se mostrou o pior, devido à sua superfície polida e regular.

Pereira *et al.* (2014) observaram que os FAs apresentam uma sensibilidade operacional no que diz respeito a grandes variações de carga orgânica e substâncias químicas presentes no afluente e, dessa forma, reduz a eficiência de seu tratamento. Para melhorar a eficiência dos FAs, Araújo *et al.* (2016) sugerem elevados TDHs, leito filtrante com elevada porosidade, vazões e viscosidades menores para o afluente, altura do filtro de até 5 m e diâmetros de até 2 m.

Chernicharo (2015) ainda observa que o material de suporte deve ter um diâmetro oco de cerca de 2 cm, essa configuração de material filtrante foi utilizada por Langone *et al.* (2019), alcançando ótimos resultados na remoção de DQO acima de 90%. A Tabela 1 traz um compilado de resultados obtidos na remoção da matéria orgânica para os diferentes efluentes utilizados, mostrando a variabilidade na eficiência dos FAs segundo esse parâmetro.

TDHs menores promovem uma maior velocidade ascensional do afluente no reator, provocando o carregamento de flocos biológicos no efluente, diminuindo o seu tempo de retenção celular e o tempo de contato entre os microrganismos e o esgoto (Baettker *et al.*, 2018; Foresti *et al.*, 2009; Silva; Campos, 2018). Algumas desvantagens dos FAs, além do risco de colmatação do leito filtrante, é o volume que ocupam e podem se tornar onerosos devido ao material utilizado como meio de suporte (Chernicharo, 2015).

Há três modelos de FAs que diferem em seu fluxo hidráulico: os de fluxo ascendente (mais comum), ilustrado na Figura 1a; descendente (Figura 1b); e horizontal (menos comum). O modo de tratamento é semelhante para todos, com a diferença de que os filtros ascendentes e horizontais, trabalham necessariamente afogados e têm velocidades ascensionais menores. Os descendentes podem trabalhar afogados ou não e, por conta da gravidade, sua velocidade ascensional é maior (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

A recirculação de efluente pode ser adotada nos três tipos, sendo mais comum nos de fluxo descendentes, para produzir um maior tempo de contato entre biomassa e esgoto. Também pode ser utilizada na partida de reatores, para lhes permitir maior estabilidade operacional e aclimatação do reator (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

Tabela 1 – Eficiência de FAs de fluxo ascendente na remoção de MO em relação ao tipo de efluente utilizado no tratamento.

Tipo efluente	Remoção da MO	Fonte
Abatedouro de frangos	90% de remoção de DQO	Rodrigues <i>et al.</i> (2016)
Efluente de ETE	> 60% de DBO	Araújo <i>et al.</i> (2016)
Suinocultura	72% de remoção de DQO	Silva; Campos (2018)
Soro bovino	> 90% de remoção de DQO	Langone <i>et al.</i> (2019)
Biorrefinaria verde	80% de remoção de DQO	Feng <i>et al.</i> (2021)

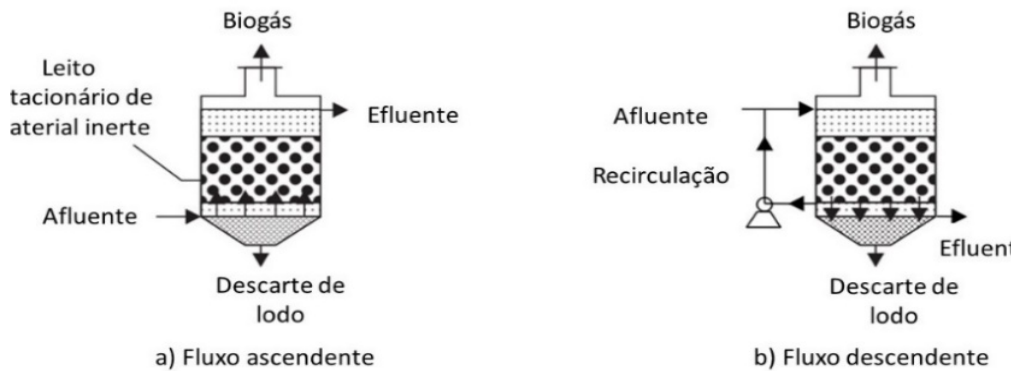


Figura 1 – Filtros anaeróbios ascendentes e descendentes.

Fonte: Adaptado de Foresti *et al.* (2009).

O biogás é composto por subprodutos do metabolismo bacteriano e é formado por vários elementos, entre eles estão o CH_4 , H_2S , CO_2 , NH_3 e H_2O . CH_4 é o componente do biogás que permite sua utilização como fonte de energia, sendo os outros elementos contaminantes que diminuem sua capacidade energética e ainda podem causar danos às instalações ou representar perigos à saúde. A produção de biogás pode ser avaliada a partir de valores conhecidos de biomassa, tais como sólidos voláteis, DQO ou carbono orgânico total (COT) do inóculo ou do substrato. As análises são realizadas em batelada, incubando o substrato junto de um inóculo anaeróbio sob condições controladas. O principal método é chamado de Atividade Metanogênica Específica (AME), que avalia a capacidade dos microrganismos em produzir metano (Kunz *et al.*, 2019).

Lemmer e Krümpel (2017) observaram que a produção de biogás está relacionada com a carga orgânica aplicada no FA, mas que não tem muita relação com a composição dos substratos. Cargas maiores produzem maiores volumes de biogás, no entanto, alterações no pH do FA, devido às mudanças na carga orgânica aplicada e mudanças na composição dos substratos, podem alterar a composição do biogás, diminuindo ou aumentando a concentração de CH_4 .

A partida do reator, para FAs, é muito simples quando se compara a outros reatores. No entanto, para facilitar a fixação de biomassa no material de suporte, pode ser utilizado um lodo proveniente de um tratamento anaeróbio. Sugere-se que esse lodo seja proveniente de um tratamento com um efluente semelhante ao que se deseja tratar. A utilização do lodo de semeadura reduz consideravelmente o tempo de aclimação do reator (Foresti *et al.*, 2009). Langone *et al.* (2019) usaram um lodo anaeróbio como semeadura por um período de nove dias. O reator foi considerado estável sempre que a DQO total removida ou sua produção de biogás alcançavam variações inferiores a 3%, por dois ou três dias.

O efluente tratado apresenta uma aparência clara e com baixas concentrações de matéria orgânica (MO). Há grande quantidade de sais minerais e um pH próximo da neutralidade, uma vez que o carbono do meio atua como um agente tampão (Silva; Campos, 2018). No entanto, ainda se deve fazer um pós-tratamento para desinfecção, para usos mais nobres da água. Por fim, o efluente de FAs pode ser disposto em solos ou ainda ser utilizado como um fertilizante líquido. Seu lodo estabilizado também pode ser utilizado como biossólido (Baettker *et al.*, 2018; Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

4 CÉLULAS A COMBUSTÍVEL MICROBIANAS (CCMS)

As CCMS são dispositivos que podem utilizar o metabolismo anaeróbico de microrganismos para produzir energia elétrica na câmara anódica (Ramya; Kumar, 2022). Para He *et al.* (2017), a estrutura dessas células desempenha um papel mais importante que as comunidades específicas de bactérias, uma vez que culturas de microrganismos mistos podem degradar uma gama maior de substâncias e produzir energia elétrica com mais eficiência.

Mahadevan; Gunawardena; Fernando (2014) classificam as CCMS em sistemas que utilizam ou não organismos vivos. No primeiro caso, elas ainda podem ser divididas em *Microbial Fuel Cells* (MFC), que usam microrganismos como catalisadores na oxidação da matéria orgânica, e *Enzymatic Fuel Cells* (EFC), que podem utilizar microrganismos ou apenas enzimas como agentes catalisadores na reação de oxidação da MO.

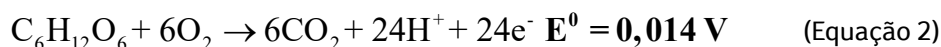
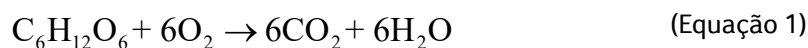
A estrutura de uma CCM é semelhante à de uma célula galvânica comum: com ânodo, cátodo e um eletrólito. Sua diferença está no fato de que nas CCMS a MO é oxidada, diferentemente das células galvânicas, que oxidam metais no ânodo e reduzem no cátodo. Através de fios conectores, os elétrons migram do ânodo para o cátodo e um meio trocador de cargas equilibra a estequiometria da reação (Drendel *et al.*, 2018; Ramya; Kumar, 2022; Russel, 1994).

As CCMS são normalmente operadas em dois tipos de fluxos: em batelada e contínuo. A batelada tem um desempenho inferior, uma vez que a concentração de substrato diminui com o tempo e assim diminui a sua atividade microbiológica. Por sua vez, o fluxo contínuo fornece uma re-

Na câmara anódica, organismos exoeletrogênicos utilizam o eletrodo como acceptor de elétrons ao fim de sua via metabólica. O cátodo, por sua vez, comporta-se como um doador de elétrons, permitindo a redução da MO e possibilitando a produção de biocombustíveis entre outras commodities químicas. Essa relação ânodo/cátodo nas CCMS possibilita a produção de pequenas quantidades de energia. Nesse processo, o biofilme desempenha um papel importante na eficiência da CCM (Drendel *et al.*, 2018). Utilizando-se o ânodo como um suporte para o crescimento bacteriano aderido, aumenta-se a produção de energia. No entanto, o aumento exagerado da espessura do biofilme pode causar o efeito contrário, tornando-se um fator de resistência na transferência de elétrons (Vilas Boas *et al.*, 2019).

Obileke *et al.* (2021) notam que a temperatura influencia na transferência de massa e na termodinâmica do reator, sendo a faixa mesofílica (entre 25°C e 30°C) que permite um melhor desempenho da CCM. Malekmohammadi; Mirbagheri, (2021) observaram que a queda contínua da temperatura provoca uma diminuição gradativa da atividade microbiana.

As reações de fermentação e produção de energia no interior das CCMS podem ser escritas de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente (Mahadevan; Gunawardena; Fernando, 2014):



sição de substrato continuamente, no entanto, TDHs inferiores a 8 horas produzem uma quantidade de energia inferior, assim como uma menor remoção de DQO (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021). Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que TDHs de 48 horas produzem os melhores resul-

tados em termos de remoção de DQO e produção de energia.

Wang (2014) produziu experimentos que mostraram que o fluxo hidráulico das CCMs está diretamente ligado à eficiência do sistema em produzir energia: quanto maior a mistura do substrato, melhor a performance da CCM, pois proporciona um melhor contato entre os microrganismos e o ânodo. Em seu estudo, foram abordados fluxos turbulentos e laminares (de acordo com Reynolds). Yan *et al.* (2022) observaram que em células eletrolíticas microbianas (CEM) ocorre uma maior eficiência energética, tendo por base as análises metanogênicas dessas células em comparação com um sistema convencional. O estudo mostrou que as CEMs alcançam uma produção 76,8% maior e com uma pureza de metano de 87% sobre o biogás.

Os mecanismos de transferências de elétrons para o ânodo são demonstrados na Figura 2. Há dois mecanismos principais: a transferência direta através do contato físico entre microrganismos e eletrodo; e as transferências indiretas que podem ocorrer através de nano fibras bacterianas extracelulares e mediadores. Proteínas citocromos do tipo-C (OmcS e OmcZ) auxiliam nas transferências de elétrons (Drendel *et al.*, 2018; Nawaz *et al.*, 2022).

Mediadores químicos podem ser utilizados, porém encarecem a operação e podem produzir subprodutos tóxicos aos microrganismos (Obileke *et al.*, 2021). No entanto, podem ser utilizados mediadores naturais, tais como o uso de extrato de leveduras na câmara anódica, aumentando a produção de energia, mas diminuindo a eficiência do tratamento (Vilas Boas *et al.*, 2019).

Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que as dimensões do ânodo influenciam na produção de energia, e quanto maior a área do ânodo, maior é a quantidade de energia produzida. Isso ocorre porque uma área anódica menor permite uma menor formação de biofilme na superfície do ânodo e uma menor razão de transferências de

elétrons. Em termos de remoção de DQO, a área do ânodo não mostrou muita influência.

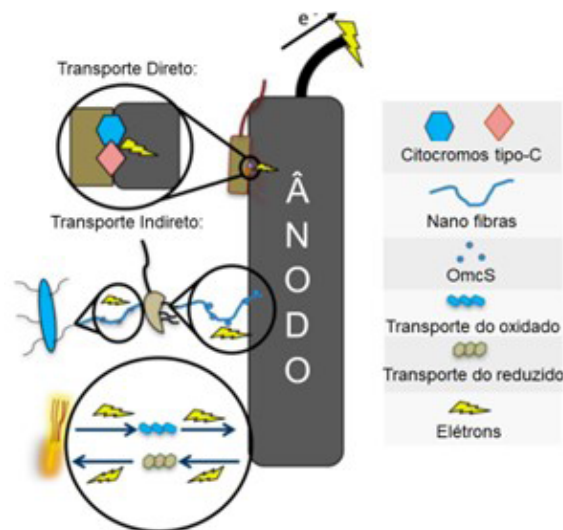


Figura 2 – Esquema da transferência de elétrons para o ânodo nas CCMs.

Fonte: Adaptado de Drendel *et al.* (2018).

Drendel *et al.* (2018) indicam que os melhores materiais para se construir o ânodo são materiais à base de carbono. Também deve-se considerar outros aspectos, tais como custo, facilidade em obtê-lo, alta condutividade, grande área superficial, baixa reatividade química, boa razão de transferência de elétrons e facilidade dos microrganismos se aderirem à sua superfície. Outros materiais que podem ser utilizados são o aço inoxidável, o ouro e o titânio.

No cátodo ocorrem fenômenos semelhantes para a redução da MO. Ele pode ser um meio abiótico ou biótico, em que o cátodo atuará como doador de elétrons. Pode-se utilizar substâncias químicas em seu meio para facilitar a redução, tal como H_2O_2 , Pt, MnO_2 . O O_2 atmosférico também pode atuar como agente oxidante, produzindo água como produto da redução, o que faz das CCMs uma fonte de energia limpa. No caso dos cátodos bióticos ou biocátodos, podem ser utilizados microrganismos como agentes oxidantes (He *et al.*, 2017; Ramya; Kumar, 2022).

Materiais baseados em carbono também demonstram um bom desempenho para a construção do cátodo. Deve-se escolher materiais que, em associação com os materiais do ânodo, produzam um alto potencial redox. Ainda podem ser utilizados catalisadores na câmara catódica para aumentar o desempenho da CCM (Drendel *et al.*, 2018).

Assim como nas células galvânicas, as CCMs podem necessitar de um meio trocador de cargas para manter o equilíbrio químico e seu funcionamento (Ramya; Kumar, 2022). Esse meio pode ser através da tradicional ponte salina, porém Min; Cheng; Logan (2005) e Ramya; Kumar (2022) observaram que seu emprego, em comparação com uma membrana trocadora de prótons (MTP), gera cerca de 15 vezes mais resistência durante a troca de cargas e produz uma deposição de sal no interior da câmara anódica. Logan (2009) aponta que para CCMs de câmara única não é necessária a utilização de uma MTP, porém, nas CCMs de câmara dupla (Ramya; Kumar, 2022), as MTPs devem estar presentes. No caso de estarem presentes, as MTPs devem ser feitas de materiais inertes, que facilitem a troca de cargas e dificultem a difusão de oxigênio no interior da câmara anódica. O crescimento de biofilme na superfície da membrana diminui sua eficiência. Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que membranas com áreas e espessuras menores são mais eficientes na produção de energia e remoção de

DQO, pois diminuem a difusão do oxigênio e têm menor resistência na troca de cargas. O acúmulo de prótons pode ocasionar a queda do pH, prejudicando as bactérias do meio que precisam estar em uma faixa próxima da neutralidade (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021).

4.1 Modelos de CCMs

Há vários modelos estruturais de CCM com ampla aplicação, mas serão abordados apenas três. Para Slate *et al.* (2019) e Vilas Boas *et al.* (2019), a estrutura é um fator importante que pode aumentar ou diminuir a produção de eletricidade. Muitas estruturas de CCM são estudadas atualmente visando a produção de biocombustíveis ou remediações de áreas contaminadas. Outras estruturas são construídas com câmaras anódicas e catódicas em série, como também podem se utilizar da associação com algas para aumentar seu desempenho, ou ainda podem utilizar da atividade microbológica de sedimentos e da camada bentônica de corpos hídricos (Drendel *et al.*, 2018).

O modelo de CCM de câmara única (Figura 3a) é o mais simples, pois não há necessidade de uma câmara especial para o cátodo, ele fica exposto diretamente na atmosfera. É um modelo de baixo custo, porém o oxigênio pode se difundir para o interior do ânodo com maior facilidade, através do MTP (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021; Obileke *et al.*, 2021).

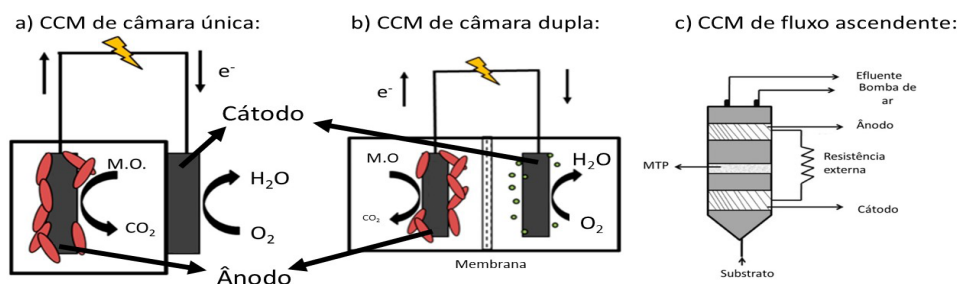


Figura 3 – CCM de câmara única (a), CCM de câmara dupla (b) e CCM de fluxo ascendente (c).

Fonte: Adaptado de Drendel *et al.* (2018) e Ramya; Kumar (2022).

O modelo de câmara dupla, representado na Figura 3b, conta com dois compartimentos (um para o ânodo e o outro para o cátodo), que são separados por uma membrana trocadora de prótons. Essa estrutura produz menores quantidades de energia por sua complexidade e alta resistência interna (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021; Obileke *et al.*, 2021).

Outro modelo importante é o que utiliza um fluxo ascendente, no qual o substrato alimenta a CCM pela parte inferior, e o fluxo passa primeiro pelo cátodo, depois pela MTP e, por fim, no ânodo. Não há uma separação impermeabilizante entre os polos, havendo mistura entre o fluido anódico e catódico, como mostra a Figura 3c. Essa estrutura permite o crescimento aderido aos eletrodos, no entanto, o meio se encontra em um estado predominantemente fluidificado (Nawaz *et al.*, 2022; Ramya; Kumar, 2022).

5 CONCLUSÕES

São notáveis as características semelhantes entre os FAs e as CCMs, como também é possível notar algumas divergências entre essas tecnologias. Além da semelhança básica entre eles, em que ambos operam sob condições anaeróbias, também se observou que:

- O fluxo hidráulico desempenha um importante papel na qualidade do tratamento de efluente para os FAs e para a produção de eletricidade nas CCMs. As duas tecnologias têm um melhor desempenho com fluxos contínuos e TDHs superiores a 8 horas.
- Ambos os sistemas utilizam de biomassa aderida em sua operação, e é importante obter um suporte com a maior área específica possível. No entanto, não há limitações quanto aos materiais que podem ser utilizados como meio suporte nos FAs.
- As duas tecnologias necessitam ser operadas em uma faixa de pH próxima à neutralidade.

- O ciclo metabólico da comunidade bacteriana fermentativa permite que o acetato produzido durante a acetogênese atue como um bom substrato para as bactérias exoeletrogênicas, produzindo um mutualismo entre elas.
- Ambos os reatores operaram com maior eficiência na mesma faixa de temperatura (entre 25°C e 30°C).
- Os modelos de CCM de fluxo ascendentes se assemelham muito à operação de um FA de fluxo ascendente.
- Os sistemas de células microbianas proporcionam maior produção de metano.

Dados os aspectos operacionais e estruturais semelhantes entre essas tecnologias, é possível que ambos os sistemas possam trabalhar de forma integrada, compondo um reator anaeróbio de leito fixo com a produção de energia direta e indireta. Essa junção de tecnologias pode representar um novo avanço no caminho da sustentabilidade em nossa sociedade.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Almeida TS; **Metodologia:** Almeida TS, Barana AC, Marcon LRC; **Redação – primeira versão:** Almeida TS; **Redação – revisão e edição:** Almeida TS; **Supervisão:** Barana AC, Marcon LRC.

7 AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Profa. Dra. Ana C. Barana e dr. Lucas R. C. Marcon, pela orientação no desenvolvimento deste trabalho, bem como suas colaborações, sem as quais não teria sucesso nesta pesquisa.

Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pelo financiamento através do seu programa de bolsas de pós-graduação.

8 REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, G. M. *et al.* Avaliação experimental e modelagem matemática de filtros anaeróbios como alternativa de baixo custo para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 687-696, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016134641>
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969**: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.
- BAETTKER, E. C. *et al.* Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1091-1102, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018170758>
- CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. London: IWA, 2015. v. 6, 188 p.
- DRENDEL, G. *et al.* Microbial Fuel Cells, Related Technologies, and Their Applications. **Applied Sciences**, Basel, v. 8, n. 12, p. 1-18, 2018. <https://doi.org/10.3390/app8122384>
- FENG, L. *et al.* Pilot-Scale Anaerobic Digestion of By-Product Liquid (Brown Juice) from Grass Protein Extraction Using an Un-Heated Anaerobic Filter. **Process Safety and Environmental Protection**, Amsterdam, v. 146, p. 886-892, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.12.026>
- FORESTI, E. *et al.* **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- HE, L. *et al.* Advances in Microbial Fuel Cells for Wastewater Treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 71, p. 388-403, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.069>
- JUNQUEIRA, L. C. U.; SILVA FILHO, J. C. **Biologia celular e molecular**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.
- KUNZ, A. *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera; Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.
- LANGONE, M. *et al.* Anaerobic Digestion of Blood Serum Water Integrated in a Valorization Process of the Bovine Blood Treatment. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 120, p. 1-8, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.015>
- LEMMER, A.; KRÜMPPEL, J. Demand-Driven Biogas Production in Anaerobic Filters. **Applied Energy**, Amsterdam, v. 185, p. 885-894, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.10.073>
- LOGAN, B. E. Scaling Up Microbial Fuel Cells and Other Bioelectrochemical Systems. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 85, n. 6, p. 1665-1671, 2009. [10.1007/s00253-009-2378-9](https://doi.org/10.1007/s00253-009-2378-9)
- MAHADEVAN, A.; GUNAWARDENA, D. A.; FERNANDO, S. Biochemical and Electrochemical Perspectives of the Anode of a Microbial Fuel Cell. *In*: WANG, Chin-Tsan. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**. London: IntechOpen, 2014. p. 13-32.
- MALEKMOHAMMADI, S.; MIRBAGHERI, S. A. A Review of the Operating Parameters on the Microbial Fuel Cell for Wastewater Treatment and Electricity Generation. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 84, n. 6, p. 1309-1323, 2021.
- MIN, B.; CHENG, S.; LOGAN, B. E. Electricity Generation Using Membrane and Salt Bridge Microbial Fuel Cells. **Water Research**, Amsterdam, v. 39, n. 9, p. 1675-1686, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.02.002>
- NAWAZ, A. *et al.* Microbial Fuel Cells: Insight into Simultaneous Wastewater Treatment and Bioelectricity Generation. **Process Safety and Environmental Protection**, Amsterdam, v. 161, p. 357-373, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.039>
- OBILEKE, K. *et al.* Microbial Fuel Cells, a Renewable Energy Technology for Bio-Electricity Generation: A Mini-Review. **Electrochemistry Communications**, Amsterdam, v. 125, e107003, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107003>
- PEREIRA, K. L. *et al.* Otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de filtros anaeróbios. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 9, n. 3, p. 283-288, 2014.
- POTTER, M. C. Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B**, v. 84, n. 571, p. 260-276, 1911. <https://doi.org/10.1098/rspb.1911.0073>
- RAMYA, M.; KUMAR, P. S. A Review on Recent Advancements in Bioenergy Production Using Microbial Fuel Cells. **Chemosphere**, Oxford, v. 288, e132512, 2022.
- RODRIGUES, L. S. *et al.* Tratamento de efluentes de abate-douro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 68, n. 1, p. 97-103, 2016. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-7809>
- RUSSEL, J. B. **Química geral**. São Paulo: Makron Books, 1994. v. 2.
- SCHRÖDER, U. Anodic Electron Transfer Mechanisms in Microbial Fuel Cells and Their Energy Efficiency. **Physical Chemistry Chemical Physics**, Cambridge v. 9, n. 21, p. 2619-2629, 2007.
- SILVA, P. C.; CAMPOS, C. M. M. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura. **Ambiência**, Guarapuava, PR, v. 14, n. 3, 2018.
- SLATE, A. J. *et al.* Microbial Fuel Cells: An Overview of Current Technology. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**,

Amsterdam, v. 101, p. 60-81, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.044>

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017. v. 1.

TONETTI, A. L. *et al.* **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas**: referencial para a escolha de soluções. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2018. 153 p.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiology**: An Introduction. San Francisco: Pearson Benjamin Cummings, 2010.

VILAS BOAS, J. *et al.* Optimization of a Single Chamber Microbial Fuel Cell Using *Lactobacillus pentosus*: Influence of Design and Operating Parameters. **Science of the Total**

Environment, Amsterdam, v. 648, p. 263-270, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.061>

WANG, C. T. Flow Control in Microbial Fuel Cells. *In*: WANG, Chin-Tsan. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**. London: IntechOpen, 2014. 98 p.

YAN, X. *et al.* Enhanced Straw Fermentation Process Based on Microbial Electrolysis Cell Coupled Anaerobic Digestion. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 44, p. 239-245, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2021.05.020>

ZHOU, H.; XU, G. Integrated Effects of Temperature and COD/N on an Up-Flow Anaerobic Filter-Biological Aerated Filter: Performance, Biofilm Characteristics and Microbial Community. **Bioresource Technology**, Barking, v. 293, e122004, 2019.