

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

THIAGO SCHACTAE DE ALMEIDA

ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO ENTRE FILTROS ANAERÓBIOS
CONVENCIONAIS E MODIFICADOS PARA INTEGRAÇÃO EM CÉLULAS DE
COMBUSTÍVEL MICROBIANAS

PONTA GROSSA

2023

THIAGO SCHACTAE DE ALMEIDA

ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO ENTRE FILTROS ANAERÓBIOS
CONVENCIONAIS E MODIFICADOS PARA INTEGRAÇÃO EM CÉLULAS DE
COMBUSTÍVEL MICROBIANAS

Dissertação apresentada para obtenção do título
de mestre na Universidade Estadual de Ponta
Grossa no Programa de Pós-graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ana Cláudia Barana

Coorientador: Prof. Dr. Lucas Ricardo Cardoso
Marcon

PONTA GROSSA

2023

A447 Almeida, Thiago Schactae de
Análise comparativa de desempenho entre filtros anaeróbios convencionais e modificados para integração em células de combustível microbianas / Thiago Schactae de Almeida. Ponta Grossa, 2023.
92 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana.
Coorientador: Prof. Dr. Lucas Ricardo Cardoso Marcon.

1. Célula - combustível microbiana. 2. Filtro anaeróbio. 3. Energia renovável. 4. Efluentes - Tratamento. 5. Digestão anaeróbia. I. Barana, Ana Cláudia. II. Marcon, Lucas Ricardo Cardoso. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. IV.T.

CDD: 628.4



CERTIFICADO - 02/2023 - PPGESA



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL**
Certificado nº 02/2023 PPGESA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO - DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Título da Dissertação: **“ANÁLISE COMPARATIVA DE DESEMPENHO ENTRE FILTROS ANAERÓBIOS CONVENCIONAIS E MODIFICADOS PARA INTEGRAÇÃO EM CÉLULAS DE COMBUSTÍVEL MICROBIANAS”**

Nome: **THIAGO SCHACTAE DE ALMEIDA**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Profª. Dra. Ana Cláudia Barana – UEPG - Ponta Grossa (PR)
Prof. Dr. Eduardo Delosso Penteadó – UNIIFESP - São Paulo (SP)
Prof. Dr. Carlos Magno de Souza Vidal – UNICENTRO - Irati (PR)
(Assinatura eletrônica)

Ponta Grossa, 8 de dezembro de 2023.

Documento assinado digitalmente
gov.br EDUARDO DELOSSO PENTEADO
Data: 19/12/2023 19:18:38-03:00
Verifique em <https://validar.it.gov.br>



Documento assinado eletronicamente por **CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL, Usuário Externo**, em 16/12/2023, às 18:38, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Ana Claudia Barana, Professor(a)**, em 19/12/2023, às 16:23, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **1771362** e o código CRC **EEBDAC3F**.

Dedico este trabalho à minha mãe, Andréa.

AGRADECIMENTOS

À minha família, em especial minha mãe que, dentre todos esteve presente e me orientou diante dos desafios enfrentados na realização deste trabalho eu dedico o mais expressivo agradecimento dentre todos.

Aos meus orientadores, Prof^a. Dr^a. Ana e Prof. Dr. Lucas, tenho-os uma profunda gratidão pela oportunidade que me proporcionaram para realizar este trabalho. Dentre todos os desafios enfrentados, agradeço profundamente à Prof^a. Ana pela paciência e compreensão. Perante a exploração de assuntos novos e a busca de novos conhecimentos, agradeço intensamente ao Prof. Lucas e ao meu amigo Vinícius, que proporcionaram um enorme subsídio intelectual para as tomadas de decisões técnicas.

Aos meus colegas de laboratório que, quando não estavam presentes, estavam sempre dispostos a ajudar. Em especial, aos meus colegas João e Tatiane que dividiram o *front* do laboratório comigo e cuja ajuda foi primordial para a realização deste experimento e a produção deste estudo.

Aos funcionários da marcenaria da Universidade Estadual de Ponta Grossa, localizada no campus de Uvaranas, meus mais sinceros agradecimentos por toda a ajuda na produção de peças e outras estruturas que permitiram a confecção dos reatores. Sempre muito solidários, eu os agradeço e dedico este trabalho, cuja ajuda também foi essencial para a realização deste experimento e estudo.

À CAPES, tenho um grande apreço pela confiança e financiamento dos estudos que produziram este trabalho.

A todos que, de alguma forma direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, obrigado!

Se pude ver longe, foi por estar sobre os ombros de gigantes.

(Sr. Isaac Newton)

RESUMO

Ressalta-se a necessidade crescente de produção de energia elétrica provenientes de fontes renováveis, em escala de demanda mundial. Este trabalho teve por objetivo trazer uma visão holística sobre a produção de energia e o tratamento de efluentes, pois demonstra-se como um problema presente em nossa sociedade o manejo dos resíduos produzidos e a demanda por energia. Para tanto, construiu-se um filtro anaeróbio em escala de bancada modificado estruturalmente para compor o ânodo de uma célula de combustível microbiana feito de metal galvanizado com um cátodo em forma de anel, feito de grafite e operado sem membrana e um filtro anaeróbio convencional com preenchimento feito de metal galvanizado. Os filtros foram operados com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 50 horas, com um volume útil de 500 mL e alimentados com um efluente sintético a base de leite em pó com uma demanda química de oxigênio (DQO) média de 1.500 mg.L^{-1} . Analisaram-se aspectos tais como: sólidos totais e voláteis, temperatura, concentração de metano, pH, alcalinidade e demanda química de oxigênio. Os testes estatísticos mostraram que a célula de combustível microbiana possui um desempenho semelhante ao filtro anaeróbio, alcançando maiores reduções de DQO de 35%, enquanto o filtro convencional apresentou redução de 24%. Nos demais parâmetros não houve diferenças estatísticas significativas entre os desempenhos dos reatores. O filtro anaeróbio modificado alcançou uma tensão média de 1,17 V e uma densidade de potência média de 286 mW.m^{-2} . Desta forma, dentro das condições empregadas, foi possível observar que a célula de combustível microbiana se mostrou mais eficiente que o filtro convencional na redução da DQO.

Palavras-chave: Célula à Combustível Microbiana, filtro anaeróbio, energia renovável, tratamento de efluentes, digestão anaeróbia.

ABSTRACT

We highlight the growing need to produce electrical energy from renewable sources, on a global demand scale. This work aimed to bring a holistic view of energy production and effluent treatment, as the management of waste produced and the demand for energy is a present problem in our society. To this end, a bench-scale anaerobic filter structurally modified to compose the anode of a microbial fuel cell made of galvanized metal with a ring-shaped cathode, made of graphite and operated without a membrane, and a conventional anaerobic filter with filling made of galvanized metal. The filters were operated with a hydraulic retention time (TDH) of 50 hours, with a useful volume of 500 mL and fed with a synthetic effluent based on powdered milk with an average chemical oxygen demand (COD) of 1,500 mg.L⁻¹. Aspects such as: total and volatile solids, temperature, methane concentration, pH, alkalinity and chemical oxygen demand were analyzed. Statistical tests showed that the microbial fuel cell has similar performance to the anaerobic filter, achieving greater COD reductions of 35%, while the conventional filter showed a reduction of 24%. In the other parameters there were no significant statistical differences between the reactors' performances. The modified anaerobic filter achieved an average voltage of 1.17 V and an average power density of 286 mW.m⁻². Thus, within the conditions used, it was possible to observe that the microbial fuel cell proved to be more efficient than the conventional filter in reducing COD.

Key-words: MFC, anaerobic filter, renewable energy, wastewater treatment, anaerobic digestion.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESQUEMA ILUSTRATIVO DA ASSOCIAÇÃO ENTRE FOSSAS SÉPTICAS COM FILTROS ANAERÓBIOS.....	21
FIGURA 2 – ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DOS FILTROS ANAERÓBIOS DE FLUXO ASCENDENTE E FLUXO DESCENDENTE	23
FIGURA 3 – MATRIZ DE BIOFILME FIXADA EM LEITO PARA CRESCIMENTO BACTERIANO ADERIDO	24
FIGURA 4 – FLUXOGRAMA DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	28
FIGURA 5 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DE UM CÉLULA MICROBIANA À COMBUSTÍVEL	32
FIGURA 6 – ESQUEMA FUNCIONAL DE UMA CCM EM ESTRUTURA DE PLACAS	34
FIGURA 7 – FLUXO HIDRÁULICO EM UMA CCM ESTRUTURADA EM PLACAS	35
FIGURA 8 – CCM COMPARTIMENTADA.....	36
FIGURA 9 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DO TRANSPORTE DE ELÉTRONS ENTRE AS BACTÉRIAS E O ÂNODO DA CCM.....	37
FIGURA 10 – CCM DE CÂMARA ÚNICA	42
FIGURA 11 – CCM DE CÂMARA DUPLA.....	43
FIGURA 12 – CCM DE FLUXO ASCENDENTE.....	44
FIGURA 13 – CCM SEQUENCIAL HORIZONTAL.....	45
FIGURA 14 – ESQUEMA DE MONTAGEM DAS ESTRUTURAS DOS REATORES COM OS DIFERENTES MATERIAIS E PEÇAS EMPREGADAS	49
FIGURA 15 – ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DO FILTRO ANAERÓBIO CONVENCIONAL.....	50
FIGURA 16 – FOTOS DAS ETAPAS DE PRODUÇÃO DAS BIOMÍDIAS, UTILIZANDO CHAPAS METÁLICAS GALVANIZADAS	51
FIGURA 17 – FOTOS DAS CHAPAS METÁLICAS CORTADAS E PERFURADAS PARA DAR SUPORTE E CONTATO ENTRE AS BIOMÍDIAS E CRIAR O FLUXO DE SAÍDA DE ELÉTRONS DO ÂNODO PARA O CÁTODO.....	52
FIGURA 18 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO FILTRO ANAERÓBIO MODIFICADO (CCM).....	53
FIGURA 19 – PEÇA PARA O ENCAIXE DO ANEL DE GRAFITE AO CORPO DA CCM	54
FIGURA 20 – REATORES DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL COM OS SENSORES E SISTEMA DE AQUECIMENTO INSTALADOS	55

FIGURA 21 – SENSORES TERMOPAR DO TIPO K MODIFICADOS PARA EVITAR INTERAÇÕES COM O INTERIOR DO REATOR.....	58
FIGURA 22 – LAYOUT DO ARRANJO ENTRE O ARDUINO E OS SENSORES	59
FIGURA 23 – ARDUINO CONECTADO AOS SENSORES EM A E PROTOBOARD EXTENSORA DE PORTAS EM B	60
FIGURA 24 – BOXPLOT DAS MÉDIAS DE TEMPERATURAS EM QUE OS REATORES OPERARAM DURANTE O EXPERIMENTO.....	64
FIGURA 25 – PERFIL DA VARIAÇÃO DA TEMPERATURA PARA O FA E PARA A CCM DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL	65
FIGURA 26 – PERFIL DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO DO EFLUENTE BRUTO E DO TRATADO PELO FA E PELA CCM.....	67
FIGURA 27 – PERFIL DA VARIAÇÃO DO pH ENTRE O EFLUENTE BRUTO E O TRATADO PELO FA E PELA CCM.....	68
FIGURA 28 – PERFIL DA CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE METANO (EM PPM) PARA O FA E PARA A CCM DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL	71
FIGURA 29 – PERFIL DA TENSÃO MÉDIA PRODUZIDA DIARIAMENTE PELA CCM DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL	72

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – COMPARAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA ENTRE OS VÁRIOS MODELOS ESTRUTURAIS DAS CCMS	45
TABELA 2 – DADOS ESTRUTURAIS DOS REATORES	50
TABELA 3 – RELAÇÃO DAS ÁREAS SUPERFICIAIS PARA O FA E PARA A CCM	51
TABELA 4 – MÉDIA DAS CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE BRUTO PARA OS PARÂMETROS ANALISADOS	56
TABELA 5 – VALORES NUTRICIONAIS PARA UMA SOLUÇÃO UTILIZANDO 20 G DE LEITE EM PÓ	56
TABELA 6 - RELAÇÃO ENTRE OS SENSORES E OS PARÂMETROS AVALIADOS.....	57
TABELA 7 – MÉDIAS COMPARATIVAS ENTRE OS RESULTADOS DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO PELOS DOIS REATORES	66
TABELA 8 – VALORES DE CORRELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS DQO, TESÃO E PRODUÇÃO DE METANO.....	75

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ADP – Adenosina-difosfato.

AM – Atividade metanogênica.

ATP – Adenosina-trifosfato.

CCM – Célula à Combustível Microbiana.

CEM – Células Eletrolíticas Microbianas.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

COT – Carbono Orgânico Total.

COV – Carga orgânica volumétrica.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO – Demanda Química de Oxigênio.

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos.

E% - Eficiência denotada em porcentagem.

FOS/TAC – Ácidos orgânicos voláteis / Carbono inorgânico total.

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*.

MFC – *Microbial Fuel Cell*.

MTP – Meio trocador de prótons.

PET – Polietileno de Tereftalto.

PVC – Policloreto de vinil.

PPM – Partes por Milhão.

PU – Poliuretano.

NBR – Norma Brasileira.

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl.

RCC – Resíduos de Construção Civil.

SV – Sólidos voláteis.

TCO – Taxa de carga orgânica.

TCOP – Taxa de carga orgânica em potencial.

TDH – Tempo de detenção hidráulica.

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*.

VAS – Velocidade ascensional.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Hipóteses	17
1.2 Objetivos.....	17
1.2.1 Objetivo Geral	17
1.2.2 Objetivos Específicos	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Aspectos do Metabolismo Bacteriano	18
2.2 Filtro Anaeróbio	21
2.2.1 Estrutura e Funcionamento de um Filtro Anaeróbio	22
2.2.2 Aplicações dos Filtros Anaeróbios	28
2.3 Célula à Combustível Microbiana (CCM)	30
2.3.1 Estrutura, Funcionamento e Operação de uma CCM.....	31
2.3.2 Ânodo da CCM.....	36
2.3.3 Cátodo da CCM.....	38
2.3.4 Meio Trocador de Prótons da CCM	39
2.3.5 Modelos Estruturais.....	41
2.3.6 Considerações Finais	47
3 MATERIAIS E MÉTODOS	49
3.1 Dimensionamento dos Filtros.....	49
3.2 Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Célula à Combustível Microbiana (CCM)52	
3.2.1 Ânodo	52
3.2.2 Cátodo.....	53
3.3 Operação dos Filtros.....	55
3.4 Efluente Sintético	56
3.5 Análise de Eficiência dos Tratamentos dos Filtros Anaeróbios	57

3.7 Análise do Funcionamento da CCM	60
3.8 Análises Estatísticas	61
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
4.1 Análise da Eficiência Entre os Reatores	63
4.1.1 Produção de Metano	70
4.1.2 Produção de Eletricidade	72
4.2 Análises de Correlações.....	75
5 CONCLUSÕES.....	78
REFERÊNCIAS	80
APÊNDICE A - CÓDIGOS UTILIZADOS	88

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas, preconizadas pelas emissões de gases provenientes da queima de combustíveis fósseis, têm deflagrado alterações significativas no modo como o ser humano está vivendo, provocando desde alterações em aspectos ambientais, tais como mudanças de temperatura, índices pluviométricos e a disponibilidade de água, até situações mais complexas envolvendo divisão de fronteiras entre países, prejuízo nas produções de alimentos e migração de povos, criando áreas de conflitos (FARIS, 2009).

Segundo o relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) (ROGELJ *et al.*, 2018), para limitar o aquecimento médio da superfície do planeta a 1,5°C será preciso, além da redução de 50% das emissões de gases de efeito estufa, utilizar tecnologias limpas para produção de energia. Dessa forma, células de biocombustíveis e microbianas podem possibilitar a produção de energia elétrica de forma sustentável, em detrimento dos combustíveis fósseis (SUKRI *et al.*, 2021).

É de conhecimento que os efluentes domésticos e industriais são uma grande fonte de poluição do meio ambiente. Sua constituição é basicamente excrementos humanos, água suja, lixos industriais e águas pluviais. A constituição do esgoto é de cerca de 99,9% de água e uma pequena fração de sólidos, que podem estar em suspensão ou dissolvidos. Após a remoção dos sólidos grosseiros e sedimentáveis, as estações de tratamento de esgoto (ETE) direcionam o efluente para remover os materiais orgânicos através de bactérias que convertem essa matéria orgânica em outros subprodutos, tais como: dióxido de carbono, nitratos, fosfatos, sulfatos, amônia, sulfito de hidrogênio e metano (TORTORA; FUNKE; CASE, 2010).

Estima-se que seja gerada 9,1 mil toneladas de $\text{DBO} \cdot \text{dia}^{-1}$ (Demanda Bioquímica de Oxigênio por dia) no Brasil. No entanto, apenas 39% desta carga é removida pelas ETES, enquanto cerca 3,5 mil toneladas $\text{DBO} \cdot \text{dia}^{-1}$ não são coletadas. Dessas, estima-se que 1,1 mil toneladas são encaminhadas para soluções individuais de tratamento, enquanto cerca de 2,4 mil toneladas são dispostas de maneira incorreta. Para sanar as demandas de saneamento até o ano de 2035 no país, estima-se um investimento de R\$ 150 bilhões (ANA, 2017).

A falta de alternativas para os tratamentos pode acarretar uma série de problemas de saúde pública, que por sua vez impactam não apenas a saúde, mas também diversos aspectos sociais e econômicos das comunidades afetadas. Torna-se, portanto, imperativo buscar soluções urgentes que possam mitigar ou eliminar as barreiras que dificultam o acesso ao saneamento.

Nos últimos anos, têm sido conduzidas pesquisas sobre várias opções que não só possibilitam o tratamento eficaz das águas residuais, mas também visam a geração de energia

elétrica como parte integrante do processo. Nesse contexto, as Células à Combustível Microbianas (CCMs) têm mostrado um ótimo potencial ao degradar uma ampla variedade de poluentes ambientais presentes em águas residuárias e, ao mesmo tempo, proporcionar a produção de energia elétrica proveniente da degradação dos compostos orgânicos presentes nesses efluentes (HE *et al.*, 2017). Outra vantagem é a ocorrência desse processo em um ambiente anaeróbio, reduzindo a produção de lodo e os seus custos relacionados ao tratamento e sua disposição (GUDE, 2016). Ainda é possível obter reduções significativas nos parâmetros de DBO₅, demanda química de oxigênio (DQO) ou na remoção do carbono orgânico total (COT) (LOGAN *et al.*, 2006).

A tecnologia das CCMs pode ser uma possível alternativa para ajudar a sanar questões relacionadas as demandas de energia em pequena escala e, ao mesmo tempo, ser utilizada como uma estrutura capaz de tratar resíduos líquidos com alta carga orgânica. Essa junção representa uma nova maneira de olhar para as atuais tecnologias de tratamento de efluente e propõe novos desafios tecnológicos e de engenharia.

Por meio das análises realizadas acerca da tecnologia das CCMs, o objetivo desta dissertação consistiu em adaptar tal estrutura e integrá-la ao formato de um filtro anaeróbio. Dessa maneira, foi possível realizar uma comparação da performance com um filtro anaeróbio convencional, ambos projetados em escala de bancada e operados em regime de alimentação contínua. Desse modo, além de avaliar as distintas produções de eletricidade previamente documentadas, procedeu-se à comparação da eficácia do tratamento viabilizado por este método.

Utilizou-se de um efluente sintético padronizado, simulando o efluente de uma indústria láctea como fonte de matéria orgânica para avaliar a eficiência dos filtros anaeróbios e a energia produzida pela CCM.

Os ensaios e análises foram feitos no Laboratório de Estudos de Meio Ambiente (LEMA), assim como a construção dos reatores, locado nas instalações do campus da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), na cidade de Ponta Grossa/PR.

Assim, as alterações incorporadas ao filtro anaeróbio, destinadas a formar o ânodo de uma CCM, não apenas viabilizam um tratamento eficaz para um efluente sintético, mas também demonstraram a capacidade de gerar eletricidade? Além das alterações integradas entre o FA e a CCM, este trabalho também aborda a aplicação da informática para aquisição de dados e monitoramento do comportamento dos reatores. De forma geral, este trabalho traz novas abordagens entre as tecnologias convencionais e outras atuais.

1.1 Hipóteses

Tal como observado por Vilas Boas *et al.* (2019), os parâmetros construtivos e operacionais das CCMs são de suma importância no seu desempenho. Este trabalho propõe que o aumento da área trocadora de elétrons aumente a produção de energia na CCM e, ainda, proporcione um tratamento adequado ao efluente.

O tempo de detenção hidráulica elevado permitirá uma melhor remoção da matéria orgânica presente no efluente sintético.

Ainda de acordo com o descrito, deseja-se que essa estrutura forneça dados para possibilitar um avanço na compreensão desta tecnologia e traga soluções para os problemas técnicos atualmente enfrentados em relação à aplicação das CCMs em escalas maiores.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Construir um filtro biológico anaeróbio modificado para que o seu material de preenchimento componha o ânodo de uma Célula à Combustível Microbiana (CCM) de câmara única e compará-lo em termos de desempenho com um filtro anaeróbio convencional confeccionado com os mesmos materiais.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar a eficiência entre um filtro biológico anaeróbio modificado para compor o ânodo de uma CCM e um filtro biológico convencional na remoção de DQO;
- b) Avaliar e comparar a produção de biogás entre os filtros biológicos convencional e modificado;
- c) Avaliar a produção de energia da CCM;
- d) Relacionar o consumo de matéria orgânica com a produção de energia da CCM.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo abordará aspectos técnico, metodológicos e históricos a respeito das tecnologias dos filtros anaeróbios e das células de combustível microbianas. Dentre os tópicos abordados, será descrito algumas das principais características microbianas que influenciam o tratamento de efluentes, assim como a produção de energia pela CCM. Outros pontos relacionados as estruturas destas tecnologias serão abordadas para evidenciar as diferentes montagens e suas aplicações.

2.1 Aspectos do Metabolismo Bacteriano

Os organismos responsáveis pela degradação do material orgânico no interior dos biorreatores são, em geral, bactérias, que podem ter suas vias metabólicas muito variadas, tais como aeróbias, anaeróbias e/ou anóxicas (UCHOA; JOSÉ CARNEIRO, 2012). Para conseguir energia, essas bactérias utilizam da matéria orgânica disponível no meio onde se encontram, e conseguem rompendo as ligações químicas de carboidratos e gorduras. Os processos pelas quais elas utilizam são as reações de síntese (anabólicas ou anabolismo) ou reações de decomposição (catabólicas ou catabolismo) (TORTORA; FUNKE; CASE, 2010).

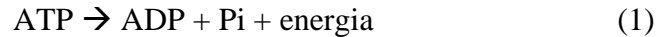
Entre outros fatores a temperatura está diretamente ligada com a cinética de reações (velocidade de reação) e, desta forma, influenciando a degradação da matéria orgânica. Os processos bioquímicos que ocorrem no interior das células dos microrganismos, tem sua velocidade de reação alterada conforme a temperatura (TORORA; FUNKE; CASE, 2010). A faixa de temperatura mais apropriada para a operação de um reator anaeróbio, está na faixa entre 25 e 38°C. No caso de esgotos complexos com matéria orgânica de difícil degradação, é sugerido temperaturas maiores que 25°C (CHERNICHARO, 2015). Baettker *et al.*, (2018) e Zhou e Xu (2019), observaram que a queda da temperatura interfere na eficiência de remoção de DQO em filtros anaeróbios de fluxo ascendente.

NAWAZ *et al.* (2022) observam que para as CCMs a temperatura ótima se encontra na faixa entre 30 e 45°C, permitindo uma alta atividade dos microrganismos e produz uma maior quantidade de eletricidade. Os organismos produtores de eletricidade nas CCMs prosperam na faixa mesofílica, embora haja organismos termofílicos e psicrófilos.

Os processos biológicos que ocorrem no interior do reator, são regulados por bactérias mesotérmicas ou mesófilas. Temperaturas abaixo dessa faixa, diminuem a atividade microbiana

e, temperaturas acima, causa a desnaturação proteica, levando à morte desses microrganismos (FORESTI *et al.*, 1999).

O composto adenosina-trifosfato (ATP) é produzido após a quebra das ligações químicas e é responsável pelo transporte de energia de todas as células. Ele armazena energia química produzida por determinadas reações e, também, a partir de sua decomposição ilustrada pela equação 1, fornece energia para que reações aconteçam:



Onde Pi é um fosfato inorgânico e ADP é a adenosina-difosfato. As células utilizam-se de dois principais mecanismos para obter essa energia: a glicólise anaeróbia ou fermentação, que ocorre no citosol da célula e a fosforilação oxidativa, que ocorre nas mitocôndrias (TORTORA; FUNKE; CASE, 2010; UCHOA; JOSÉ CARNEIRO, 2012).

Na glicólise anaeróbia, não é utilizado oxigênio. Cerca de 11 enzimas do citosol elaboram transformações em moléculas de glicose, gerando duas moléculas de piruvato e liberando a energia contida em duas moléculas de ATP. Esse ATP é formado pelo ADP em conjunto com dois fosfatos inorgânicos (Pi) e a energia da glicose segundo a equação (2):



A célula retém cerca de 20 kcal para cada mol de glicose oxidada. Esse processo não é muito eficiente, pois é liberado cerca de 690 kcal/mol da glicose, mas apenas 20 kcal são aproveitadas pela célula. Já na fosforilação oxidativa, para cada mol de glicose, são produzidos 36 mols de ATP (UCHOA; JOSÉ CARNEIRO, 2012).

No processo anaeróbio, os aceptores de elétrons inorgânicos (SO_4^{2-} ou CO_2) são utilizados na oxidação da matéria orgânica. É importante salientar que a formação do metano é inibida em condições aeróbias ou na presença de nitratos ou sulfatos, cujo atuarão como aceptores de elétrons (CHERNICHARO, 2015).

O processo de digestão anaeróbia envolve a participação de inúmeros microrganismos, que transformam a matéria orgânica em CO_2 e CH_4 . Esse processo ocorre em 4 fases (KUNZ *et al.*, 2019):

- a) Hidrólise: nesta etapa, os compostos de grande massa molecular são degradados (lipídios, polissacarídeos e proteínas) em monômeros solúveis e, desta forma, esses compostos podem penetrar pelas membranas das bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2015). Esse processo ocorre pela ação enzimáticas extracelulares de bactérias hidrolíticas.

- b) Acidogênese: os monômeros formados durante a hidrólise, aqui são utilizados por bactérias anaeróbias e facultativas de diferentes espécies (bactérias fermentativas), em ácidos orgânicos (com 1 a 5 carbonos), álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio e dióxido de carbono. Carboidratos são degradados em piruvatos. Ácidos graxos são degradados à acetados. Aminoácidos são degradados a acetado, amônia, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio, por bactérias *Clostridium Botulinum*.
- c) Acetogênese: nessa etapa, as bactérias acetogênicas formam uma relação de alimentação cruzada com as bactérias arqueas metanogênicas e homoacetogênicas. Os ácidos de cadeia longa são degradados em ácidos fórmicos e acéticos. Bactérias homoacetogênicas produzem acetado enquanto as arqueas metanogênicas consomem o hidrogênio gasoso, proveniente do processo. A equação (3) descreve o processo descrito:



- d) Metanogênese: esse processo é regido por bactérias arqueas metanogênicas estritamente anaeróbias. O carbono é convertido em dióxido de carbono e metano. Essas arqueas são ainda subdivididas em acetoclásticas (convertem o acetado em metano) e as hidrogênotróficas (convertem hidrogênio e dióxido de carbono em metano).

Kunz *et al.* (2019) ainda traz outros parâmetros que interferem no metabolismo dos organismos envolvidos no processo da digestão anaeróbia. Tais parâmetros são: temperatura, pH, relação C/N, concentração de matéria seca, potencial redox, relação de C:N:P:S necessária, relação entre ácidos orgânicos e a alcalinidade e elementos traços (essenciais apenas durante a fase metanogênese). Foresti *et al.* (1999) destacam que a fase metanogênica é a que tem maior influência na qualidade do tratamento de esgotos.

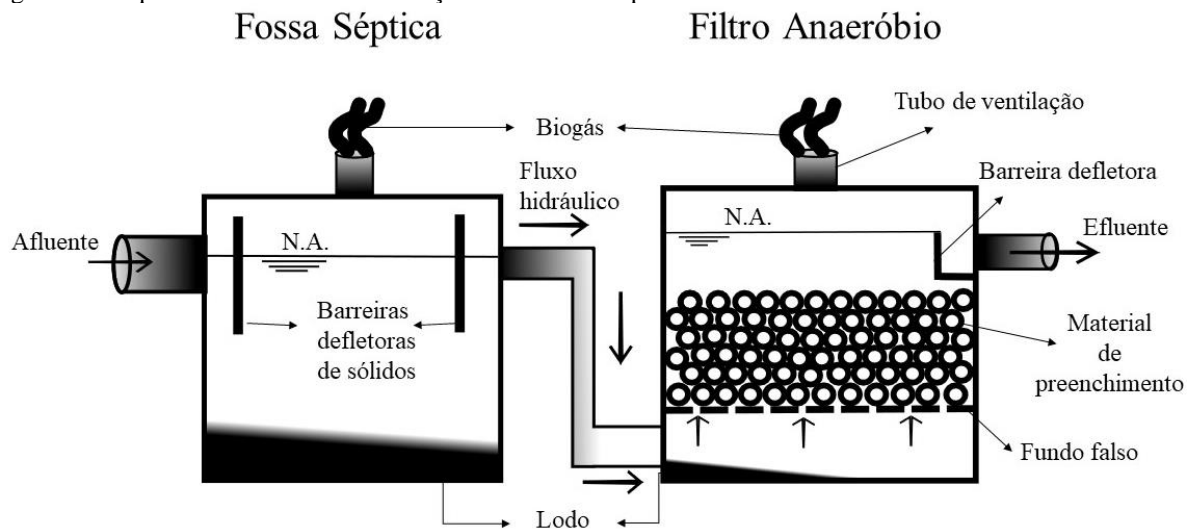
No caso das CCMs, existe a possibilidade de se operar com culturas puras e culturas mistas de microrganismos. Para as culturas puras, espécies como *Geobacter* e *Shewanella* são muito utilizadas em estudos. Culturas mistas podem ser obtidas através do lodo de estações de tratamento de efluentes (tanto por processos anaeróbios como por processos aeróbios). Bactérias como Archaeobacteria e Acidobacteria desenvolvem um importante papel na produção de eletricidade. *Pseudomonas* e *Clostridium* são gêneros de bactérias que também participam da produção de energia em CCMs (NAWAZ *et al.*, 2022).

Observa-se que as culturas mistas utilizadas nas CCMs possuem semelhanças com as culturas responsável pela digestão anaeróbia. Destacando as espécies Acidogênicas e Metanogênicas.

2.2 Filtro Anaeróbio

A norma regulamentadora para tanques sépticos da NBR 13.969 (ABNT, 1999) traz os parâmetros dimensionais e estruturais requisitados para a construção de um filtro anaeróbio, assim como também traz suporte aos dados considerados para a implementação dessa técnica de tratamento de efluentes. A associação entre tanques sépticos e filtros anaeróbios, exemplificado na figura 1, proporciona uma boa remoção de sólidos no pré-tratamento e uma alta remoção da fração dissolvida, pelo filtro anaeróbio. Ainda segundo a mesma norma, a definição de um filtro anaeróbio com leito fixo e de fluxo ascendente, é a composição de um reator biológico onde o esgoto é tratado por organismos anaeróbios, espalhados nos interstícios do reator, tal como também na superfície do leito filtrante, ilustrado na figura 1.

Figura 1 – Esquema ilustrativo da associação entre fossas sépticas com filtros anaeróbios



Fonte: O autor.

Para Foresti *et al.* (1999), os filtros anaeróbios podem ser utilizados como unidade principal para o tratamento de efluentes, sem necessidade de um pré-tratamento. Mas indica-se que o esgoto tenha uma carga de matéria orgânica predominantemente na sua forma dissolvida, para prevenir o entupimento dos espaços vazios entre o leito filtrante. Essa estrutura permite uma ampla variação de metodologias construtivas com várias configurações diferentes.

2.2.1 Estrutura e Funcionamento de um Filtro Anaeróbio

De acordo com Foresti *et al.* (1999) para a construção de um reator biológico, devem ser considerados vários aspectos que influenciam tanto no seu desempenho na remoção da matéria orgânica, quanto nos custos de implantação e operacionais. Alguns fatores que devem ser levados em conta são: disponibilidade de área, variações das vazões, operação e manutenção, custos, consumo de energia, uso de equipamentos, mão de obra disponível, impactos ambientais e nas vizinhanças. Outros fatores de suma importância, são: a taxa ou velocidade das reações (cinética), a mistura hidráulica (proporciona o contato entre os microrganismos e o alimento disponível no esgoto) e o tempo de retenção da biomassa no reator (tempo em que os microrganismos permanecem no reator).

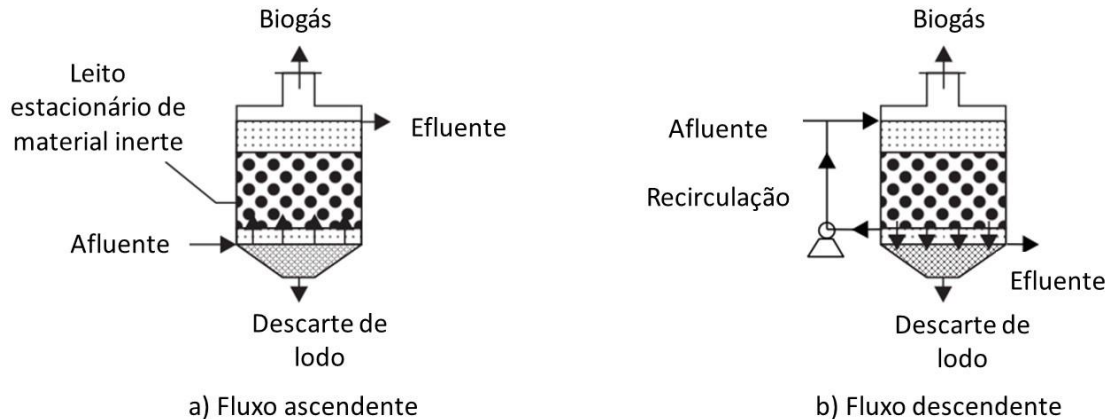
Filtros anaeróbios são constituídos por uma estrutura rígida, impermeabilizada e construídos com materiais resistentes à agressividade do afluente a ser tratado. Sua principal característica é: o emprego de um material inerte para agir como leito filtrante e como suporte para o crescimento de biomassa aderida. Porém, também há a possibilidade que uma fração da biomassa cresça não aderida, nos interstícios do leito filtrante. Essa biomassa não aderida também é responsável pela degradação da matéria orgânica e o tratamento do efluente (FORESTI *et al.*, 1999).

Por meio desta estrutura, os filtros anaeróbios podem reter os sólidos biológicos por longos períodos (acima de 20 dias podendo chegar à ordem de centenas de dias) (CHERNICHARO, 2015). Esse fato permite que o TDH do reator seja menor, uma vez que a biomassa se encontra imobilizada no interior do mesmo (FORESTI *et al.*, 1999). A fração diluída da matéria orgânica no afluente a ser tratado entra em contato com a biomassa aderida ou em flocos suspensos, no interior do reator, e é convertida em metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2015). É de consenso que o TDH e o tempo de retenção celular são os principais fatores influentes na qualidade do tratamento para filtros anaeróbios (FORESTI *et al.*, 1999).

Há três modelos de filtros anaeróbios: os filtros de fluxo ascendente (Figura 2a), que são os mais comuns, os filtros anaeróbios de fluxo descendente (Figura 2b) e horizontais, pouco utilizados. Todos os filtros possuem o mesmo princípio de tratamento: através de uma biomassa aderida em meio suporte inerte, ocorre o tratamento do esgoto afluente. O acúmulo dessa biomassa aderida aos meios suportes formará a estrutura do biofilme, onde ocorrerá o tratamento propriamente dito do esgoto. Com a diferença que, para os reatores de fluxo

descendente, o tratamento ocorre predominantemente no biofilme, por conta de seu fluxo hidráulico e velocidade com que o efluente passa pelo filtro serem influenciados pela gravidade. Já para os reatores de fluxo ascendente, o tratamento ocorre tanto no biofilme, como também nos interstícios do leito filtrante (FORESTI *et al.*, 1999).

Figura 2 – Esquema de funcionamento dos filtros anaeróbios de fluxo ascendente e fluxo descendente



Fonte: Foresti *et al.* (1999).

A diferença entre os tipos de filtros, além do seu fluxo, se dá pela distribuição do efluente. Filtros descendente, distribuem o afluente pela parte superior, enquanto os ascendentes, o distribuem pela base inferior. Os filtros de fluxo ascendente e horizontal, trabalham obrigatoriamente submersos, enquanto os de fluxo descendentes em regime facultativo. A recirculação de efluente pode ou não ser adotada aos 3 tipos, sendo mais comum nos de fluxo descendentes, para produzir um maior tempo de contato entre biomassa e esgoto. Como também pode ser utilizada na partida do reator para lhe permitir uma maior estabilidade operacional (FORESTI *et al.*, 1999; CHERNICHARO, 2015).

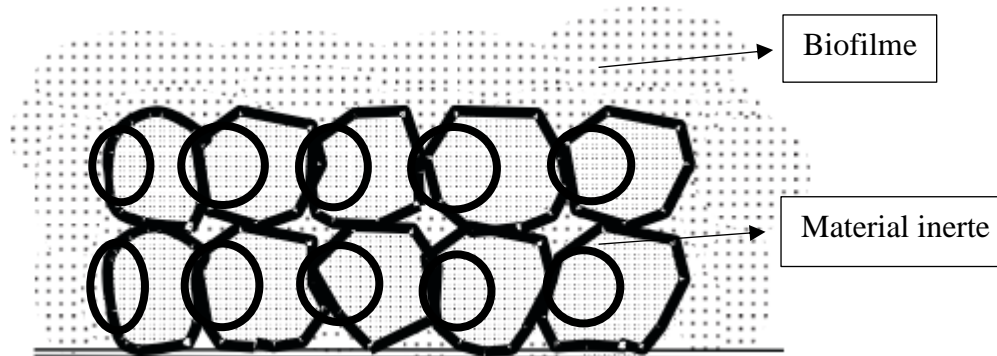
Para a configuração dos filtros ascendentes, o compartimento de distribuição do afluente, na base do filtro, pode ter sua altura aumentada. Essa modificação permite o acúmulo e maior formação de grânulos biológicos, fazendo com que o compartimento trabalhe como um reator de manta de lodo, permitindo que o filtro suporte maiores cargas de sólidos (FORESTI *et al.*, 1999; CHERNICHARO, 2015).

Biofilmes são compostos por uma matriz de polímeros, tais como proteínas e açúcares, metabólitos e excreções bacterianas que se formam em camada ao redor do meio suporte. Também podem ser observados como um sistema de micro canais, onde o efluente penetra, entra em contato com a biomassa onde ocorrem as reações de degradação da matéria orgânica e a liberação de subprodutos. Para sua formação é necessária uma superfície que proporcione boa adesão da biomassa e que haja nutrientes (N e P) (FORESTI *et al.*, 1999). ZHOU; XU

(2019) observaram que quando se tem uma redução na razão DQO/N, há uma redução na espessura do biofilme, porém, quanto se há uma redução na temperatura, há um aumento na sua espessura. Esse comportamento foi entendido como uma resposta ao estresse causado pelo ambiente. Em temperaturas baixas, o aumento da espessura do biofilme fornece uma maior proteção para os microrganismos que o compõe.

De forma geral, o tratamento ocorre em duas etapas: a primeira quando o esgoto entra em contato com as camadas mais externas do biofilme e a segunda quando o esgoto penetra pelos micros canais do biofilme e é tratado no seu interior. A Figura 3 exemplifica como ocorre a formação dos biofilmes na superfície do material que compõe o leito filtrante. Biofilmes muito espessos podem dificultar a entrada de esgoto até o seu interior (FORESTI *et al.*, 1999).

Figura 3 – Matriz de biofilme fixada em leito para crescimento bacteriano aderido



Fonte: Adaptado de Foresti *et al.* (1999).

Exemplos de biofilme são possíveis de se observar no lodo que cobre rochas em um lago ou na aparente película que cobre os dentes. Os biofilmes podem proteger membranas mucosas de outros microrganismos patogênicos, como também servirem de alimento para a biota aquática. Porém, podem ser nocivos também, pois são capazes de entupir encanamentos e provocar infecções quando crescem sobre implantes médicos. Bactérias que se desenvolvem no interior dos biofilmes desenvolvem uma maior resistência à antibióticos, uma vez que o biofilme atua como uma camada protetora contra a ação dos medicamentos (TORORA; FUNKE; CASE, 2010).

A importância do material inerte é tal que, para materiais que possuam uma cinética de degradação elevada, ocorrerá a deterioração dele, necessitando de uma reposição frequente, o que ocasionará um acréscimo nos custos operacionais do reator. Por outro lado, ao ser degradado esse material poderá gerar subprodutos tóxicos para a microbiota do reator. Dessa forma, ocorrerá a morte dos microrganismos responsáveis pelo tratamento e, como consequência, será gerado um efluente tratado de má qualidade (FORESTI *et al.*, 1999).

Normalmente são utilizadas pedra brita, mas outros materiais como anéis plásticos, cerâmicos, madeira, bambu, cilindros de plásticos perfurados, esferas perfuradas etc. Para decidir sobre qual o melhor material, deve-se considerar os custos de construção envolvidos no projeto e avaliar a eficiência na formação de biofilme para cada material (FORESTI *et al.*, 1999). Para Chernicharo (2015), a forma do material é mais importante que o tipo de material utilizado. Isso devido a necessidade de prevenir entupimentos e possibilitar a existência de biomassa suspensa nos seus interstícios.

Baettker *et al.* (2018), observaram a eficiência de três filtros anaeróbios preenchidos com três materiais diferente (grânulos de carvão ativado, cerâmica de argila e borracha de pneu) simultaneamente. Os TDHs utilizados foram de 8 e 4 horas para o tratamento de um efluente sintético. Essa experiência mostrou que suportes com elevado grau de porosidade e superfície irregular, tal como o carvão ativado, são mais eficientes na remoção da matéria orgânica, tanto para TDHs de 8 quanto de 4 horas. A cerâmica de argila foi o que obteve o pior desempenho, pois demonstrou uma maior dificuldade para adesão da biomassa. Já o TDH, também apresentou alterações na eficiência do tratamento, sendo o TDH 4 horas o menos eficiente, uma vez que quanto menor o TDH, maior é a velocidade ascensional do efluente. Esse fato interfere na retenção celular do reator, fazendo com que muito flocos biológicos sejam carregados pelo efluente.

A partida o reator (*start-up*) é um período de instabilidade operacional no sistema. O efluente precisa ser caracterizado física e quimicamente. Caso seja utilizado, o inóculo ou lodo de semeadura, também deverá ser analisado qualitativa e quantitativamente. Essas análises permitirão estabelecer a afinidade que o inóculo possui com o esgoto que será tratado (FORESTI *et al.*, 1999).

Para filtros anaeróbios, essa partida é simples, pois não há necessidade de inocular um lodo no reator, para aclimação dele. Outras maneiras de se realizar a partida do reator é através da utilização de inóculos adaptados às condições do esgoto a ser tratado. Quando o inóculo não está adaptado, é necessário um tempo de aclimação. Esse último possui uma partida lenta (entre 3 e 4 meses) e necessitam de um bom controle operacional. A utilização de 4% de volume do reator preenchido por um inóculo de lodo anaeróbio permite que esse tempo seja reduzido para 2 a 3 semanas, no caso de reatores de manta de lodo. Sua alimentação deve ser aumentada gradativamente até o ponto de estabilização do reator (FORESTI *et al.*, 1999).

Langone *et al.* (2019), aclimataram um filtro em 9 dias, utilizando um lodo anaeróbio para semeadura e tratar um efluente de soro do sangue bovino, sendo que nos 3 primeiros dias,

o lodo foi recirculado. Apenas depois desse período é que foi iniciada a alimentação do reator, com carga orgânica foi gradualmente aumentada até chegar em $2,5 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. O reator foi considerado estável a partir do momento em que a DQO removida tivesse variações menores que 3% por um período de 2 a 3 dias. Isso ocorreu para um TDH de 3 dias.

A carga orgânica aplicada no período de partida depende do tipo de inóculo que foi utilizado e seu tempo de aclimação ao esgoto que será tratado. Caso não seja possível a elaboração de análises relacionadas a atividade metanogênica específica do lodo, devem ser utilizadas cargas na faixa de 0,1 a $0,5 \text{ kgDQO.kgSVT}^{-1}$ e aumentar gradualmente sempre que a eficiência do reator atingir pelo menos 60% de remoção de DBO e/ou DQO. Outra técnica que podem ser utilizadas é promover a recirculação do efluente (para concentrações superiores a 5 kgDQO.L^{-1}) (FORESTI *et al.*, 1999).

Por conta de sua estrutura, os filtros anaeróbios possuem algumas limitações, tais como a sua velocidade ascensional e a concentração de sólidos do esgoto afluente, pois velocidades ascensionais muito elevadas, promovem a ocorrência de zonas mortas no interior do filtro. Tais zonas mortas são caracterizadas por áreas onde a biomassa, que deveria estar imobilizada no meio suporte, encontra-se móvel no interior do reator. Por consequência, o tratamento tem sua eficiência reduzida. Já as concentrações de sólidos elevadas promovem o entupimento dos espaços vazios no interior do reator, ocorrendo a colmatação do mesmo e, por conta disso, necessitando de limpeza e manutenção adequada com maiores frequências, ocasionando um inconveniente operacional (FORESTI *et al.*, 1999).

De maneira geral, o filtro trabalha de maneira que retenha as partículas muito finas e coloidais, através do contato com o leito filtrante coberto por biofilme e através da sedimentação desses sólidos nos espaços vazios entre os materiais de preenchimento do filtro. Dessa forma, os microrganismos formadores do biofilme e do lodo sedimentado nesses espaços vazios, promovem o tratamento do esgoto afluente (FORESTI *et al.*, 1999). A biomassa fica retida de três formas: fixada no biofilme, dispersa nos interstícios do leito filtrante e em flóculos ou grânulos biológicos retidos no compartimento de distribuição do efluente, na base do reator (CHERNICHARO, 2015).

O leito filtrante age como uma ferramenta para separar os sólidos dos gases. Ajuda na distribuição do fluxo hidráulico no interior do reator e, dessa forma, melhorando o contato entre os microrganismos e a matéria orgânica presente no esgoto. Ainda permite que a fixação da biomassa promova um aumento no tempo de retenção dos sólidos, prevenindo que esses acabem por sair no efluente tratado (CHERNICHARO, 2015).

Esses filtros podem ainda serem construídos de tal forma que sejam cobertos ou abertos. Porém, deve-se considerar o impacto de vizinhança causado pelo mesmo, pois há a liberação de maus odores provenientes do tratamento. Para casos de impactos desse tipo, deve-se construir uma cobertura, no entanto, há um aumento de custo considerável na construção do filtro biológico em questão.

Araújo *et al.* (2016) observaram que aspectos como comprimento, diâmetro do filtro, diâmetro do leito filtrante, porosidade do meio filtrante, vazão, tensão superficial e viscosidade, atuam diretamente na eficiência de remoção da matéria orgânica no filtro. Ainda de acordo com o autor, TDHs menores apresentam uma diminuição na eficiência do filtro, assim como vazões e viscosidade cinemáticas maiores, também diminuem sua eficiência.

As aplicações dos filtros vão desde o tratamento de efluentes industriais até o tratamento de esgotos sanitários. A viabilidade de sua utilização está ligada às características do efluente em questão, sendo desencorajado o tratamento de efluentes com grande carga de sólidos sedimentáveis. Ainda deve-se considerar a interação química entre o efluente e os materiais utilizados na construção do filtro. Uma atenção especial deve ser dada para a interação entre o efluente e o material de preenchimento do filtro biológico.

Deve-se ainda verificar a qualidade e constância do efluente, pois Pereira *et al.* (2014), monitoraram um filtro anaeróbio o qual recebia despejos de laboratórios físico-químicos e biológicos, junto com efluente sanitário. Seu fluxo operacional foi descontínuo, deixando o filtro sem alimentação, por vezes. Foi observado que o desempenho do filtro não foi satisfatório, obtendo valores de DQO final acima de 200 mg.L⁻¹. Fato esse que mostrou a sensibilidade da microbiota existente no filtro a grandes variações de cargas orgânicas e substâncias químicas no afluente.

O permeado dos filtros anaeróbios são efluentes com um aspecto mais claro e possuem baixa concentração de matéria orgânica, tanto em na forma de sólidos como na forma dissolvida. Ainda é possível encontrar uma grande quantidade de sais minerais no efluente do filtro (CHERNICHARO, 2015). Dessa forma, o efluente pode ser disposto no solo ou ainda ser utilizado como um fertilizante na forma líquida, mediante alguns cuidados, pois esse permeado ainda possui uma grande concentração de organismos patogênicos. Tratamentos posteriores ao filtro podem ser utilizados para refinar a qualidade do efluente, através da processos que removam nutrientes eutrofizantes e desinfecção do mesmo (FORESTI *et al.*, 1999).

Outras vantagens que os filtros possuem, além da baixa produção de lodo são sua maior independência em relação a fontes de energia, pois não há necessidade de gastos com

aeradores, capacidade de operarem mediante grande variação de vazão, produzem um efluente estável, tem baixa perda de biomassa e operação simples. Além disso podem ser iniciados sem o processo de aclimação, suportam concentrações elevadas ou com cargas orgânicas mais diluídas e, por fim, possibilitam maior liberdade de projeto em relação as possíveis configurações, adaptações e dimensões (FORESTI *et al.*, 1999).

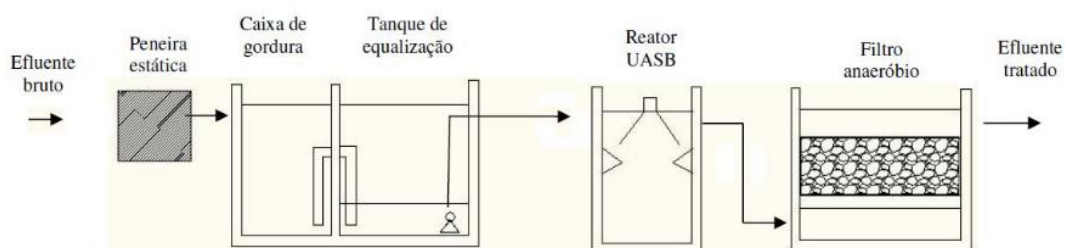
As principais desvantagens são o risco de colmatção do leito filtrante (mais comum de ocorrer nos filtros de fluxo ascendente), mas que, mediante modificações de projeto ou pré-tratamento do afluente, é minimizado. Estes filtros também ocupam um volume grande, por conta da utilização do material de preenchimento do filtro e, como consequência, devem ser operados com vazões pequenas ou médias. O seu custo também pode ser elevado, em função do material escolhido para compor o leito filtrante (CHERNICHARO, 2015).

2.2.2 Aplicações dos Filtros Anaeróbios

Os filtros anaeróbios são uma opção, tanto para o tratamento de esgotos sanitários, já visto previamente, como também para o tratamento de efluentes industriais. Neste tópico serão abordados alguns casos de aplicações de filtros anaeróbios no tratamento de efluentes e esgotos.

Rodrigues *et al.* (2016) estudaram a eficiência de um sistema de tratamento para efluentes provenientes de um abatedouro de frangos no município de Belo Horizonte, localizado no Estado de Minas Gerais. Os estudos basearam-se em uma planta de tratamento em escala real, composta por peneira estática (tratamento preliminar), caixa de gordura (tratamento primário), UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (tratamento secundário) e um pós-tratamento com um filtro anaeróbio preenchidos com pedra brita nº 4 (Figura 4). Este arranjo possibilitou eficiência global de remoção de matéria orgânica superior à 90%, com destaque ao melhor desempenho do filtro anaeróbio ao remover maiores porcentagens de matéria orgânica, em comparação ao UASB.

Figura 4 – Fluxograma de uma estação de tratamento de efluentes



Fonte: Rodrigues *et al.* (2016)

Araújo *et al.* (2016), utilizaram um filtro anaeróbio como pós-tratamento para avaliar a remoção de algas em um sistema de tratamento de lagoas, na ETE de Ponta Negra em Natal (Rio Grande do Norte). No estudo foram alcançados índices de remoção suficientes para atender as demandas pela Resolução N° 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011), a qual dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, em complemento à Resolução 357 (CONAMA, 2005), e exige remoção mínima de 60% de DBO.

Langone *et al.* (2019), utilizaram um filtro para o tratamento de um efluente proveniente da linha de corte bovino, composto do soro do sangue bovino. O reator operou uma carga orgânica de cerca de $2,5 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e com TDHs entre 1 e 3 dias. O tratamento alcançou remoção de 92% da DQO solúvel e 90% da DQO total para o maior TDH.

Rodrigues *et al.* (2020) utilizaram um sistema de tratamento constituído por uma peneira rotativa com diâmetro de 1 mm, um reator anaeróbio compartimentado (RAC) com volume de 18 m^3 dividido em três compartimentos e, por fim, um filtro anaeróbio de 3 m^3 . Esse sistema foi utilizado para o tratamento de dejetos provenientes da suinocultura, com cerca de 350 animais contribuintes. O experimento foi realizado em Congonhas (Minas Gerais) durante um ano e meio. Seus resultados mostraram que o sistema permaneceu com o pH estável, próximo da neutralidade, a eficiência global do sistema alcançou uma remoção de DQO total variou entre 79,6 e 95,2% (com valores médios para o afluente de 35.416 mg.L^{-1} de DQO). A remoção de sólidos suspensos totais alcançou uma eficiência global de 80,5%, enquanto para sólidos suspensos voláteis foi de 67,5%. O sistema foi operado com TDH de 70,5 horas para o RAC e 17,8 horas para o filtro. O seu efluente final se apresentou com condições para reuso agrícola.

Feng *et al.* (2021) utilizaram um filtro anaeróbio para o tratamento de um efluente, proveniente de uma biorrefinaria verde que extrai proteínas do pasto e conseguiram reduções de 80% na DQO do afluente com TDHs de 5,5 dias.

Pukasievicv *et al.* (2017) elaboraram um experimento com um FA de fluxo ascendente com material de suporte no formato de anéis com 1 cm de diâmetro e 1 cm de comprimento à base de polipropileno. O efluente utilizado provém de um abatedouro e foi coletado após passar pelo tratamento de flotação por ar dissolvido. Uma amostra de lodo de um reator UASB foi utilizado como semente e seu TDH inicial foi de 240 horas e o reator foi operado em batelada numa temperatura ambiente (25°C). Os TDHs foram reduzidos progressivamente até o valor de 21 horas. Os melhores resultados foram obtidos com o TDH de 24 horas, mostrando que a acidificação do reator aumenta com a diminuição do TDH. Houve uma remoção de DQO de

83% em uma carga orgânica de 154 mg.L⁻¹. Também se observou que durante os períodos que o pH atingiu os maiores valores, houve a maior remoção de DQO, mostrando um maior consumo de ácidos orgânicos e atividade metanogênica.

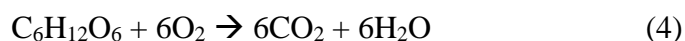
2.3 Célula à Combustível Microbiana (CCM)

Organismos heterotróficos obtêm sua energia vital através da oxidação da matéria orgânica. Essa energia pode ser denotada como a Energia Livre de Gibbs, no qual o ganho de energia é de acordo com o potencial redox entre acceptor e doador de elétrons. Há duas principais vias nas quais os organismos heterotróficos podem obter de energia: respiração e fermentação, onde o substrato será o doador de elétrons. No final de ambos os processos são necessários aceptores de elétrons para completar o ciclo metabólico. Os organismos aeróbios utilizam o oxigênio (O₂) como acceptor final de elétrons, enquanto os anaeróbios e anóxicos, organismo que prosperam na ausência de O₂, podem utilizar compostos orgânicos e inorgânicos como aceptores. Exemplos de aceptores de elétrons para organismos anóxicos são os nitratos (NO₃⁻). Organismos anaeróbios podem utilizar sulfatos (SO₄) e dióxido de carbono (CO₂) como aceptores de elétrons (SCHRÖDER, 2007).

É observado que o ganho de energia é diferente para os organismos em decorrência dos aceptores de elétrons utilizados por cada um. O O₂ é o acceptor que fornece maior quantidade de energia, pois possui um maior potencial redox. Enquanto em condições anóxicas e anaeróbias o ganho de energia é menor, em seus processos metabólicos. Nesses processos, uma parte do substrato orgânico é utilizado com acceptor de elétrons e se torna reduzido, enquanto a outra parte do substrato é oxidada. A fermentação do substrato, por exemplo a glicose, fornece entre 7 e 8% da energia contida na molécula ao organismo (SCHRÖDER, 2007).

Potter (1911) observou que durante a degradação de compostos orgânicos por microrganismos ocorre a liberação de energia elétrica. Utilizando-se da estrutura de uma célula galvânica com eletrodos de platina, foi possível coletar os elétrons provenientes do metabolismo microbiano e observar uma diferença de potencial entre os terminais da célula. Utilizando um galvanômetro balístico, foi observado uma ddp de 0,3 a 0,5 volts entre as câmaras anódicas e catódicas. Após sucessivos ensaios, Potter ainda notou que alterando a forma e os materiais dos eletrodos, altera-se a corrente elétrica gerada. Outras observações mostraram que a temperatura, a concentração de nutrientes e o número de organismos ativos também influenciaram na produção de energia.

As reações de fermentação e produção de energia no interior das CCMs, podem ser escritas de acordo com as equações (4 (MAHADEVAN; GUNAWARDENA; FERNANDO, 2014):



2.3.1 Estrutura, Funcionamento e Operação de uma CCM

Em geral, as CCMs podem ser classificadas de acordo com a utilização de organismos vivos ou não, no caso das CCMs que utilizam de organismos vivos, elas podem ser classificadas como Células à Combustível Microbianas (*Microbial Fuel Cells* - MFC) ou Células à Combustível Enzimáticas (*Enzymatic Fuel Cells* - EFC). Essas últimas utilizam de enzimas ou microrganismos como catalizadores, enquanto as primeiras utilizam de microrganismos para catalisar as reações de oxidação (MAHADEVAN; GUNAWARDENA; FERNANDO, 2014).

Vários estudos têm mostrado que a estrutura da CCM tem um papel fundamental na sua eficiência operacional, para assim produzir maiores densidades de correntes. Tal eficiência, ao contrário do que se pensava, tem pouca relação com comunidades bacterianas específicas, tal como as culturas puras, e maior relação com a estrutura da CCM. Uma vez que uma ampla comunidade microbiológica é capaz de degradar uma maior quantidade de compostos e produzir maiores densidades de correntes (HE *et al.*, 2017). Penteado *et al.* (2016) observaram que para maiores TDHs, há um aumento na diversidade de espécies microbianas que compõem a biomassa nas CCMs.

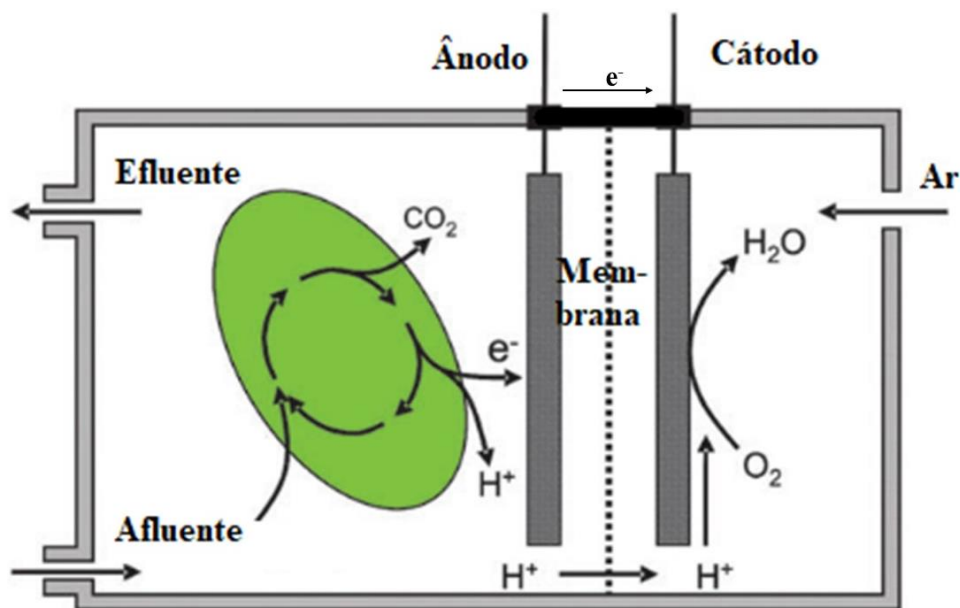
Outro fator que influencia na eficiência da CCM ao produzir energia é a constituição e concentração do substrato utilizado pelos microrganismos presentes na CCM. Ramya e Senthil Kumar (2022) relatam que maiores concentrações de substratos fornecem uma maior produção de energia, assim como sua composição também afeta a eficiência energética da CCM. Dentre as substâncias estudadas, os autores destacam o acetato e a glicose como substratos com bons rendimentos energéticos.

Obileke *et al.* (2021) notam que a temperatura ainda influencia na transferência de massa e na termodinâmica do reator sendo a faixa mesófila (entre 25 e 30°C) a que permite um melhor desempenho da CCM. Malekmohammadi; Ahmad Mirbagheri, (2021) observaram que a queda contínua da temperatura provoca uma diminuição gradativa da atividade microbiana. No entanto, Ramya e Senthil Kumar (2022), observam que, em comparação com os sistemas de tratamento de efluentes convencionais por processos anaeróbios, as CCMs despontam com uma maior eficiência na remoção de DQO em temperaturas mais baixas.

Na câmara anódica ocorre a oxidação da matéria orgânica e os organismos exoeletrogênicos utilizam o eletrodo como receptor de elétrons, dessa forma, produzindo pequenas quantidades de corrente elétrica. Enquanto no cátodo, o eletrodo é utilizado como doador de elétrons, podendo permitir a produção de biocombustíveis e *comodities* químicas (DRENDEL *et al.*, 2018; RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022). Em analogia, uma célula galvânica convencional produz energia proporcionalmente em relação aos metais utilizados na composição do cátodo e do ânodo. A combinação de diferentes metais, proporcionam diferentes quantidades de tensão elétrica, uma vez que essa combinação libera energia elétrica por meio de reações químicas. Tais reações são conhecidas como o processo de oxirredução espontâneo, onde os elétrons provenientes do polo negativo (ânodo) migram até o polo positivo (cátodo), ocorrendo, respectivamente, os processos de oxidação e redução (RUSSEL, 1994). A figura 5 demonstra os fenômenos da oxidação da matéria orgânica, o fluxo de elétrons do ânodo para o cátodo e a sua redução, em uma CCM com duas câmaras e alimentação pela base.

A interação entre biofilme e eletrodo são de suma importância, uma vez que isso altera a performance da CCM (DRENDEL *et al.*, 2018). Ao utilizar o ânodo como suporte de crescimento para o biofilme, aumenta-se a produção de energia. No entanto, a espessura do biofilme pode influenciar de maneira negativa a produção de corrente elétrica. Biofilmes mais espessos podem gerar um ambiente de resistência à passagem de elétrons (VILAS BOAS *et al.*, 2019). Os materiais utilizados para o crescimento aderido também influenciam na performance da CCM (RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022).

Figura 5 – Representação esquemática da estrutura e funcionamento de um Célula Microbiana à Combustível



Fonte: Adaptado de Schröder (2007).

O fluxo hidráulico desempenha um importante fator na produção de energia das CCMs, sendo os fluxos mais comuns em batelada e contínuo. A batelada não mostra um bom desempenho, pois a carga de substratos é reduzida ao decorrer do tempo, limita a alimentação dos microrganismos, causa a produção subprodutos metabólicos tóxicos e diminui a produção de energia. O fluxo contínuo proporciona um melhor equilíbrio no fornecimento de alimento para os microrganismos, permitindo maiores taxas de crescimento bacteriano, velocidades de reações e mais fácil operação. Porém, com TDHs inferiores a 8 horas há uma diminuição na remoção de DQO e, há ainda, uma menor produção de energia (MALEKMOHAMMADI; AHMAD MIRBAGHERI, 2021).

Penteado *et al.* (2018) observaram que o volume do compartimento do ânodo influencia na performance da CCM, pois notaram que ânodos com maiores relações de área superficial e volume útil, alcançam maior produção de eletricidade. No entanto, os autores observaram também que, com esse aumento, houve uma diminuição na remoção da DQO. Esse fato é explicado através da competição entre os microrganismos que é maior para os menores volumes de câmara anódica.

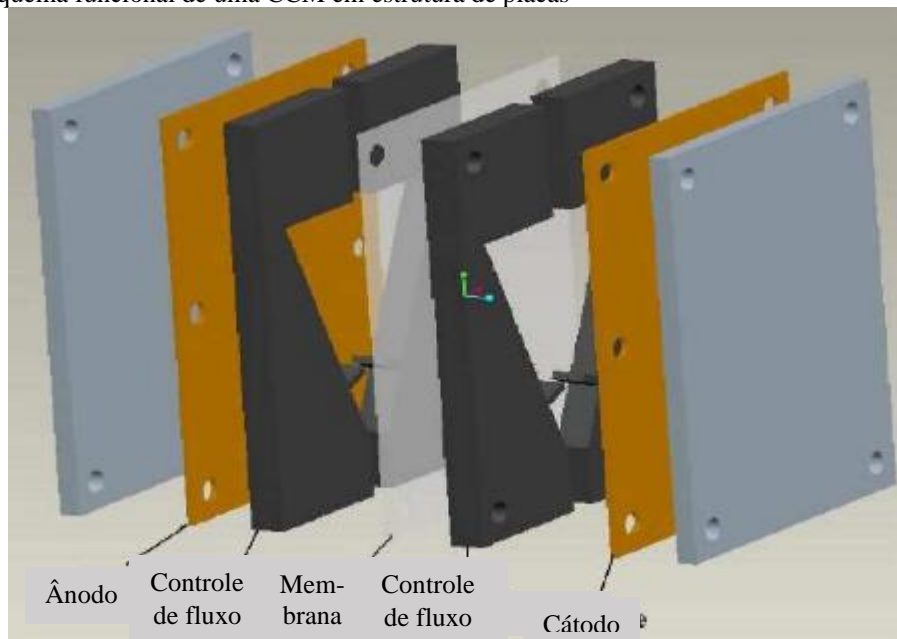
Vilas Boas *et al.* (2019) elaboraram experimentos em bateladas de 24, 48 e 72 horas em um CCM de câmara única e um efluente sintético simulando o efluente de uma indústria láctea. Assim, observaram que para o TDH de 24 horas fornece condições para um melhor desenvolvimento de biofilme e atividade microbiológica, indicando que o consumo de substrato ocorre principalmente nessa faixa de tempo. Os ciclos de 48 horas mostraram uma melhor produção de energia e uma remoção de DQO superior a batelada de 24 horas. Para o TDH de 72 horas ocorreu uma acentuada diminuição na DQO removida, pois para esse período, houve o acúmulo de produtos da fermentação no ânodo e ainda provocou a escassez de nutrientes, diminuindo a atividade microbiológica. Penteado *et al.* (2016) e Penteado *et al.* (2018) corroboram esta observação com seus estudos, alcançando maiores produções de eletricidade para TDHs menores, pois desta forma há a redução da competição por alimento e o favorecimento dos microrganismos eletrogênicos.

Para avaliar a eficiência da célula à combustível, são necessários determinar parâmetros de análises em relação às características da CCM. É possível relacionar a potência, calculada em watts, com a área trocadora de elétrons do ânodo, em metros quadrados. Esta relação permite estabelecer a densidade de corrente produzida pela CCM mensurada em $W.m^{-2}$. Outra forma de se avaliar a produção de energia elétrica da CCM é através da relação entre a

potência produzida com o volume de efluente tratado, mensurado em $\text{W}\cdot\text{m}^{-3}$ (SLATE *et al.*, 2019).

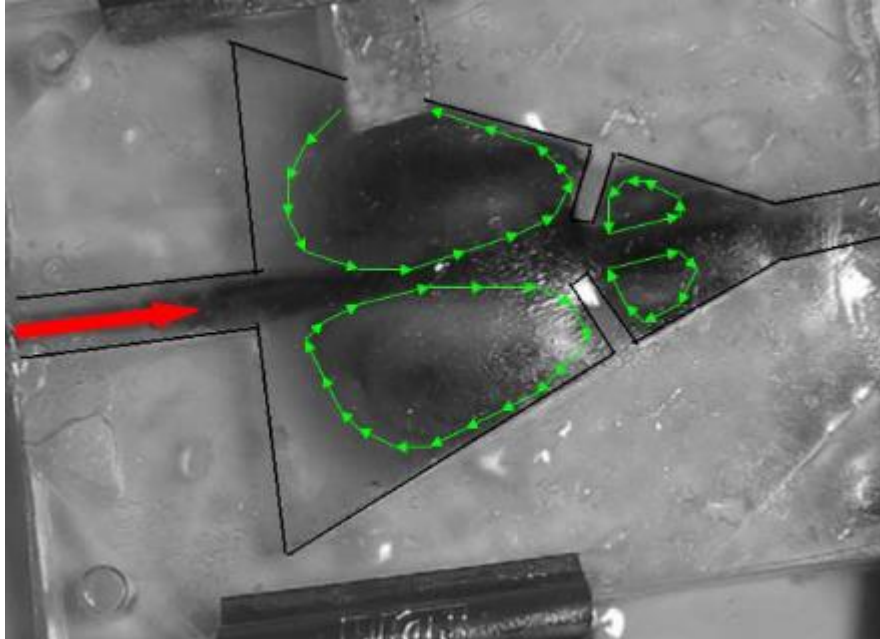
Wang (2014) observou que a transferência de massa está relacionada aos fluxos de substrato e a transferência de prótons no sistema da CCM. Fluxos hidráulicos com maior turbulência (segundo as definições de Reynolds), permitem uma mistura melhor, onde os microrganismos podem entrar em contato com o ânodo e facilitar a transferência de elétrons. Esse fato melhora a performance da produção de energia pela CCM, a figura 6 demonstra o esquema estrutural utilizado pelo autor. Em seu estudo, Wang (2014), operou com CCMs com uma estrutura de micro canais (exibida nas figuras 6 e 7) para a sustentação de um fluxo hidráulico propício ao desenvolvimento de um biofilme delgado e que permitisse um melhor contato entre microrganismos e o ânodo para ocorrer a transferência de elétrons. Além dessa estrutura de placas em Y, o autor utilizou de outras estruturas: misturador biométrico e CCM sem membrana trocadora de prótons. Alcançando densidades de energia de $1,79\cdot 10^{-5} \text{ mW}\cdot\text{m}^{-3}$ para a CCM de placas e $91,81 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-3}$ para a CCM de canais biométricos.

Figura 6 – Esquema funcional de uma CCM em estrutura de placas



Fonte: Adaptado de Wang (2014).

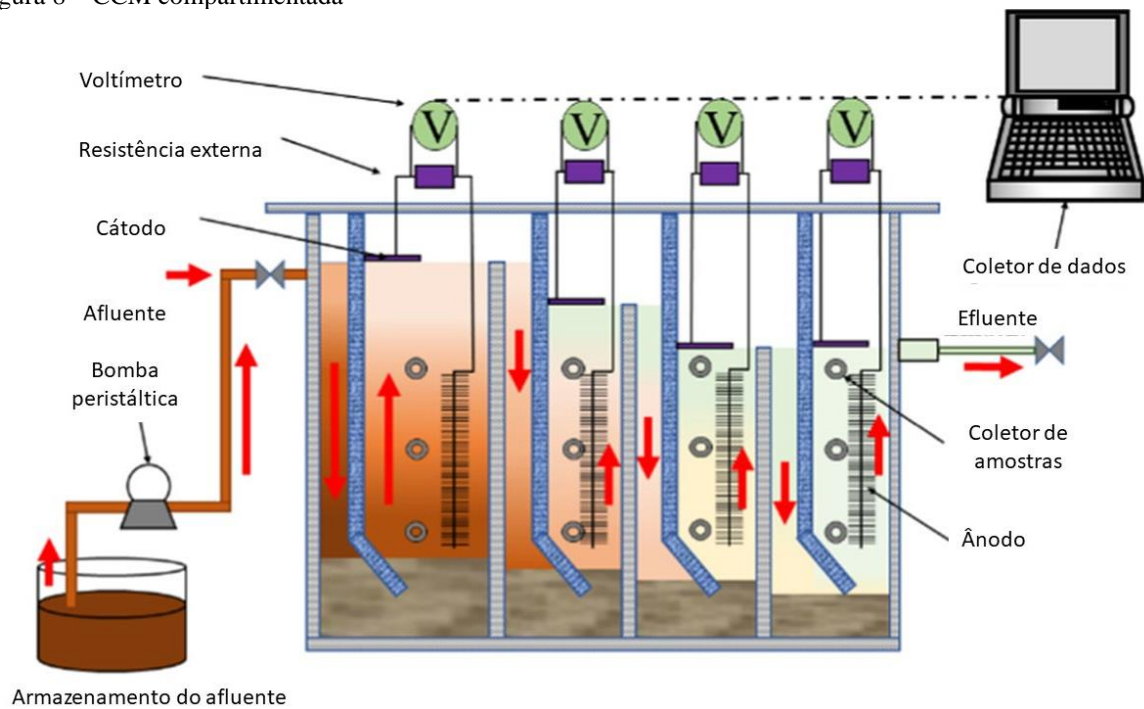
Figura 7 – Fluxo hidráulico em uma CCM estruturada em placas



Fonte: Wang (2014).

Liu *et al.* (2021) produziram um experimento através da comparação de uma fossa séptica compartimentada normal e outra adaptada para compor uma CCM sequencial (figura 8), ambas com quatro câmaras e operadas em um TDH de 48 horas. Eles observaram que para a CCM houve uma maior produção de metano em comparação com a fossa séptica compartimentada comum e ainda houve uma maior produção quando o pH dos sistemas era superior a 6,5.

Figura 8 – CCM compartimentada



Fonte: Adaptado de Liu *et al.* (2021).

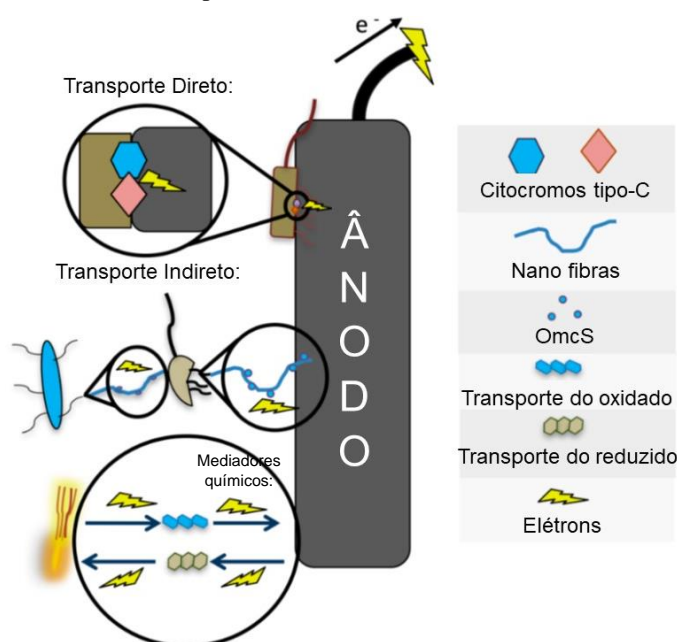
Yan *et al.* (2022) estudaram a produção metanogênica em uma *Microbial Electrolysis cells* (MECs), operada em regime de batelada e compararam com um sistema convencional. Seu experimento mostrou que a MEC teve uma produção 76,8% maior no volume do biogás e sua pureza, em relação ao metano, demonstrou alcançar cerca de 87%. Dessa forma, o sistema de MEC demonstra uma maior eficiência energética, no entanto, o autor sugere que um sistema de alimentação contínuo seria ainda mais eficiente. Ainda de acordo com o autor, foi registrado uma estabilização mais rápida do reator, em comparação com o sistema convencional, o que permite concluir que o *start-up* das células bioeletroquímicas em menos tempo.

2.3.2 Ânodo da CCM

Os mecanismos de transferência de elétrons entre os microrganismos e o eletrodo podem ser de dois tipos principais: os mecanismos diretos e indiretos (Figura 9). No mecanismo direto, ocorre a transferência de elétrons diretamente para o eletrodo. As bactérias expulsam elétrons através da proteína citocromo do tipo C e o eletrodo funciona como receptor final de elétrons. No caso da transferência direta, há o contato físico direto entre microrganismos e eletrodo. Nos mecanismos indiretos, ocorre a transferência de elétrons sem a necessidade de contato físico direto entre os microrganismos e o eletrodo. Porém, nesse caso, os elétrons podem ser transferidos através de nano fibras bacterianas extracelulares ou, ainda, através de

mediadores de transporte de elétrons presentes no meio. No caso do transporte por nano fibras, as proteínas citocromo OmcS e OmcZ desempenham um importante papel para facilitar a transferência de elétrons. Observa-se que essa estrutura microbiana filamentosa formada por nano fibras é a mesma responsável pela formação do biofilme. A transferência de elétrons pelas fibras, ocorre entre as próprias bactérias, independentemente das espécies. Os elétrons expulsos percorrem os filamentos bacterianos até chegarem ao eletrodo (DRENDEL *et al.*, 2018; NAWAZ *et al.*, 2022).

Figura 9 - Esquema representativo do transporte de elétrons entre as bactérias e o ânodo da CCM



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

A utilização de mediadores no transporte de elétrons é justificada pelo fato de que eles evitam que o O_2 , caso esteja difundido no meio, seja utilizado como aceptor de elétrons. Os mediadores atuam entrando nas células dos microrganismos e sequestram os elétrons antes que eles sejam liberados no meio e os transportam para o ânodo, onde são oxidados e podem produzir subprodutos tóxicos aos microrganismos. Mas também é possível não utilizar mediadores químicos, o que torna a operação da CCM menos onerosa. Nesse caso, os elétrons são transferidos através das nano fibras das bactérias (OBILEKE *et al.*, 2021).

Também podem ser utilizados mediadores naturais que não produzem efeitos tóxicos aos microrganismos, sendo ainda, mais baratos (OBILEKE *et al.*, 2021). Um exemplo desse tipo de mediador foi estudado por Vilas Boas *et al.* (2019) que utilizaram extratos de leveduras da cultura *L. pentosus* na câmara anódica com inóculos de 5 a 50 mg.L⁻¹. As maiores concentrações de leveduras possibilitaram um aumento na energia produzida pela CCM e de

crescimento de biofilme, porém, foi obtido um tratamento de efluente menos eficiente, pois as leveduras induziram ao acúmulo de subprodutos fermentativos não biodegradáveis, como ácidos orgânicos.

Vilas Boas *et al.*, (2019) observaram que as dimensões do ânodo influenciam na produção de energia, sendo que, quanto maior a área do ânodo, maior é a quantidade de energia produzida. Isso ocorre, pois, uma menor área anódica 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.

Drendel *et al.* (2018) observam que alguns materiais para compor o ânodo podem melhorar a performance da CCM, produzindo maiores quantidades de energia. Alguns aspectos que devem ser observados, é o custo do material, 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. O autor ainda aponta que eletrodos com sua composição baseados em carbono demonstram uma boa eficiência na produção de energia. Outros materiais que podem ser utilizados são o aço inoxidável, ouro e titânio.

Penteado *et al.* (2017) concluíram que, dentre os diferentes materiais baseados em carbono, o feltro de carbono possui um melhor desempenho na produção de eletricidade pois proporcionou uma maior adesão da biomassa ao eletrodo e maior remoção da matéria orgânica presente no efluente utilizado. A fibra de carbono também se mostrou um bom material para ser utilizado como ânodo enquanto o papel carbono se mostrou o material menos eficiente, por conta do *Teflon* presente em sua composição. O autor ainda observa que as características físicas dos eletrodos são muito importantes para uma boa adesão da biomassa.

2.3.3 Cátodo da CCM

As CCMs convencionais são, em geral, operadas de forma que apenas parte delas contém microrganismos, pois apenas o ânodo contém os organismos responsáveis pela produção de elétrons e degradação da matéria orgânica, enquanto o cátodo, geralmente, é um meio abiótico. Para proporcionar a redução da resistência eletroquímica, são utilizados, mais comumente, como aceptores de elétrons o oxigênio, cianeto férrico e peróxido de hidrogênio. O oxigênio, por ser encontrado na atmosfera abundantemente, é considerado como umceptor de elétrons sustentável para as CCMs de câmara única e cátodo exposto ao ar. No entanto, quando o cátodo é constituído por um meio abiótico, pesquisas demonstram que há uma menor

densidade de corrente, em comparação com as células à combustíveis que utilizam biocátodos. Na estrutura dos biocátodos, as bactérias são utilizadas como biocatalizadores no processo de redução. Embora ainda sejam necessários mais estudos sobre o tema (HE *et al.*, 2017). Ramya e Senthil Kumar (2022), observam que ambientes ricos em oxigênio (saturados) fornecem um melhor desempenho para as CCMs.

A associação de microrganismos no cátodo, utiliza o eletrodo como doador de elétrons, coletando os elétrons gerados no ânodo. Essas associações podem conter organismos aeróbios e anaeróbios ao mesmo tempo. Os mecanismos de transferência são análogos aos do ânodo, podendo ser diretos e indiretos. Utilizando as proteínas citocromos para receber os elétrons, no método direto. E também podem utilizar os filamentos microbianos, formadores do biofilme, junto com a transferência através do meio aquoso ou gasoso como transferência de elétrons indireta (DRENDEL *et al.*, 2018).

Drendel *et al.* (2018), também afirmam que os materiais utilizados para confeccionar o cátodo devem proporcionar um alto potencial redox, quando associado com o material do ânodo. Materiais à base de carbono produzem bons resultados tanto para o ânodo, quanto para o cátodo. Visando um melhor desempenho, podem ser utilizados catalisadores como platina ou óxido de chumbo para melhorar o desempenho da CCM, porém, nesse caso o eletrodo catódico não pode ser baseado em carbono.

2.3.4 Meio Trocador de Prótons da CCM

a) Ponte salina

Em um estudo comparativo, Min *et al.* (2005) observaram que entre uma CCM de câmara dupla com uma membrana trocadora de prótons e outra CCM com uma ponte salina, esta última mostrou possuir em torno de 15 vezes mais resistência ôhmica, diminuindo a densidade de energia produzida. Desta forma, alcançou-se cerca de $2,2 \text{ mW.m}^{-2}$ com a ponte salina e 38 mW.m^{-2} utilizando uma membrana, demonstrando a baixa eficiência da ponte salina como meio trocador de cargas em uma CCM. Ramya; Senthil Kumar (2022) observam ainda que CCMs de câmara dupla necessitam de um meio trocador de próton, porém, pontes salinas promovem a deposição de sal na câmara anódica.

b) Membrana

As CCMs podem possuir uma membrana separadora entre as câmaras dos eletrodos, enquanto as células eletrolíticas microbianas (CEM) possuem uma membrana isolante para separar o hidrogênio produzido no cátodo, ou ainda, pode ser utilizado um tecido separador. Sua importância é devido a influência sobre o pH no interior das câmaras das células microbianas e melhorar o desempenho dessas células. Para os tecidos separadores, são necessários materiais inertes e não biodegradáveis que facilitem o transporte de prótons e dificultem a difusão do oxigênio para a câmara anódica. Esses separadores aumentam a resistência ôhmica e diminuem a potência nas células microbianas, no entanto, diminuem a distância entre os eletrodos, e assim aumentando a densidade de energia produzida. Ao decorrer do tempo, o desempenho das células microbianas se altera devido ao crescimento de biofilme aderido no separador (LOGAN, 2010).

Min *et al.* (2005) observaram que a densidade de energia gerada por uma CCM de câmara dupla não é afetada pela cultura de microrganismos (seja ela cultura pura ou uma cultura mista). Entretanto, ressaltam também que a resistência interna é um fator decisivo sobre a densidade de energia. A eficiência Coulômbica, por sua vez, é diretamente afetada pela difusão de oxigênio no meio anódico, pois este acaba sendo utilizado como aceptor de elétrons no meio. No entanto, em culturas mistas, a difusão de oxigênio no meio anódico não foi tão significativa, pois dentro dessa variedade de bactérias que compõe o meio, há bactérias facultativas que podem utilizar o pouco oxigênio dissolvido no meio para seu metabolismo. Desta forma, o uso de culturas mistas de microrganismos pode minimizar os efeitos da difusão de oxigênio no meio.

Outro método utilizado por Min *et al.* (2005) que demonstrou ser eficiente, é a utilização de gás nitrogênio aspergido no ambiente anódico. Esse método mostrou não afetar a densidade de energia produzida, mas aumentou a eficiência ôhmica do sistema. Desta forma, a aspersão de gás nitrogênio no ânodo, proporciona um ambiente com um baixo teor de oxigênio dissolvido.

Além dos custos relacionados com sua aquisição, Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que membranas mais finas e com uma menor área ativa demonstram um melhor desempenho operacional na produção de energia e remoção de DQO. Sendo ela mais fina, há uma menor resistência ôhmica, aumentando a troca de prótons entre as câmaras anódicas e catódicas, e ainda, as membranas com uma menor área ativa atuam restringindo a difusão de oxigênio no ânodo. Membranas mais grossas e com maior área ativa proporcionam um acúmulo de prótons na câmara anódica, e desta forma, diminuindo o pH desse meio e afetando a atividade

microbiológica do ânodo, a qual necessita de um ambiente com pH próximo da neutralidade e com ausência de oxigênio. Para Malekmohammadi.; Ahmad Mirbagheri, (2021) a faixa ótima de pH está contida entre 7 e 8 para uma boa eficiência energética da CCM.

c) Sem Membrana:

Nos casos em que tanto as CCMs quanto as CEMs possuem uma estrutura de câmara única, não há necessidade de uma membrana separadora (LOGAN, 2010). Neste tipo de CCM pode haver inconvenientes menores do que as células com membranas, pois não há a necessidade de trocar as membranas quando se alcança um ponto de incrustação em sua superfície suficiente para reduzir a produção de energia da CCM, dessa forma diminuindo custos. No entanto, caso ocorra a formação de biofilme na superfície do cátodo, deve-se executar a limpeza do mesmo para redução da resistência no transporte de prótons (RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022).

As células de câmara única são construídas podendo ainda limitar a difusão de oxigênio no interior do ânodo, o que aumenta sua eficiência energética (RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022). Uma vez que a distância entre os eletrodos é reduzida, também é reduzida a resistência ôhmica do sistema, aumentando sua densidade de potência (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016).

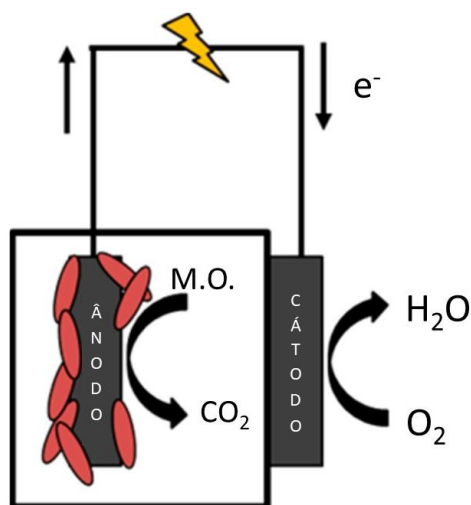
2.3.5 Modelos Estruturais

Há vários modelos estruturais de CCM com uma ampla aplicação, nessa seção, serão abordados esses diferentes modelos, no entanto, será dado mais enfoque no modelo estrutural de CCM de câmara única, sob o pretexto de representar mais fielmente o escopo deste trabalho, mas sem deixar de lado a extensão do assunto. Para Slate *et al.* (2019) e Vilas Boas *et al.* (2019), a estrutura é um fator que pode aumentar ou diminuir a produção de energia elétrica.

1) CCM de Câmara Única

Esse modelo, na figura 10, é o mais simples, pois não há necessidade de uma câmara especial para o cátodo, ele fica exposto diretamente à 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; AHMAD MIRBAGHERI, 2021; OBILEKE *et al.*, 2021).

Figura 10 – CCM de câmara única



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

Sukri *et al.* (2021) performaram uma CCM sem membrana, com volume de 500 mL, ânodo de zinco com 99% de pureza, 250 μm de espessura e uma área de 9 cm^2 , e um cátodo composto por um eletrodo comercial de mesma área e espessura que o ânodo e utilizaram um efluente agrícola baseado em um caldo de batatas. A CCM foi operada em regime de batelada por 44 dias, sob duas condições diferentes (com um meio abiótico e outro meio biótico para o cátodo) na presença de fungos, próximo de um pH neutro e resistência interna de cerca de 331 Ω . Os resultados demonstraram uma performance de 1,2 V e um máximo de densidade de corrente de 1,9 $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$ para as condições bióticas em que o cátodo estava imerso no eletrólito. Esses resultados foram obtidos nos primeiros dias de operação, com uma rápida redução na voltagem produzida para o meio abiótico e uma estabilidade de 0,67 V produzido pela condição biótica, até o 40º dia, sendo seguido de uma abrupta redução na voltagem. O meio biótico registou uma corrente de aproximadamente 1 $\text{A}\cdot\text{h}^{-1}$, fato esse justificado pela atuação enzimática dos fungos que garantiram a presença de oxidantes no meio, os quais atuaram como mediadores no transporte de elétrons. O cátodo exposto ao ar (meio abiótico) mostrou um desempenho pior, porém, sem necessitar de reposição de católito, uma vez que o próprio ar desempenhava esse papel.

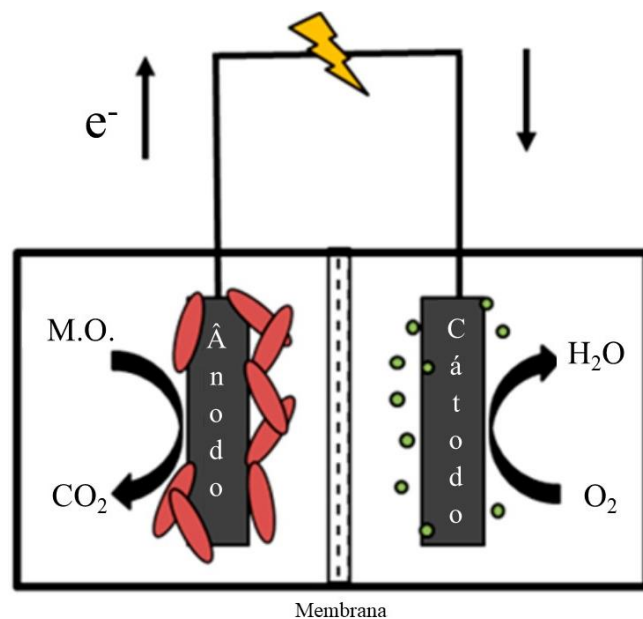
Vishnevskaya *et al.* (2019) utilizaram uma CCM sem membrana e sem o emprego de mediadores no transporte de elétrons e operada em regime de batelada para o tratamento de um efluente sanitário sintético, alcançando uma corrente de 0,2 mA, uma voltagem de 52,5 mV e potência de 10,5 mW. Com um ânodo de área 7,3 cm^2 , os autores chegaram a uma densidade de potência de aproximadamente 143,83 $\text{mW}\cdot\text{m}^{-2}$.

Vilas Boas *et al.* (2019) observaram em seus estudos com uma CCM com membrana, utilizando fungos como catalizadores e operada em regime de batelada, que as membranas mais finas e com menor área, possuem um melhor desempenho na remoção de DQO e na geração de energia. A densidade de potência máxima alcançada pelos autores foi de aproximadamente $5,04 \text{ mW.m}^{-2}$, com um ânodo de 61 cm^2 e um TDH de 48 horas.

2) CCM de Câmara Dupla

O modelo de câmara dupla possui dois compartimentos (um para o ânodo e o outro para o cátodo) exibidos na figura 11, que são separados por uma membrana trocadora de prótons. Essa estrutura produz menores quantidades de energia por sua complexidade e alta resistência interna (MALEKMOHAMMADI; AHMAD MIRBAGHERI, 2021; OBILEKE *et al.*, 2021).

Figura 11 – CCM de câmara dupla



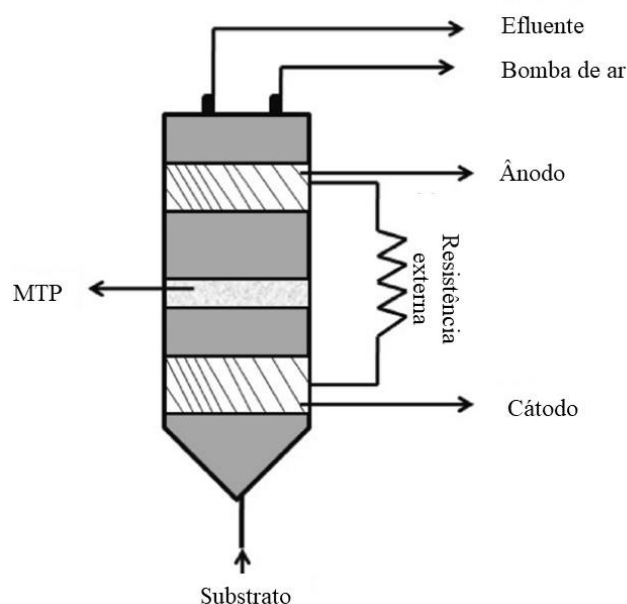
Fonte: Adaptado de Drendel *et al.* (2018).

3) CCM de Fluxo Ascendente ou Cilíndricas

São dispositivos que utilizam do fluxo ascendente, sendo alimentadas pelo substrato pela base, onde entra em contato com o cátodo e flui até o ânodo, onde se encontra a saída do efluente. Nessa estrutura de CCM, não há uma separação impermeabilizante entre o ânodo e o cátodo, a figura 12 mostra seu funcionamento. A biomassa se adere aos eletrodos, porém, há a

prevalência de um meio fluidificado e o seu circuito é estabelecido externamente (NAWAZ *et al.*, 2022; RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022).

Figura 12 – CCM de fluxo ascendente



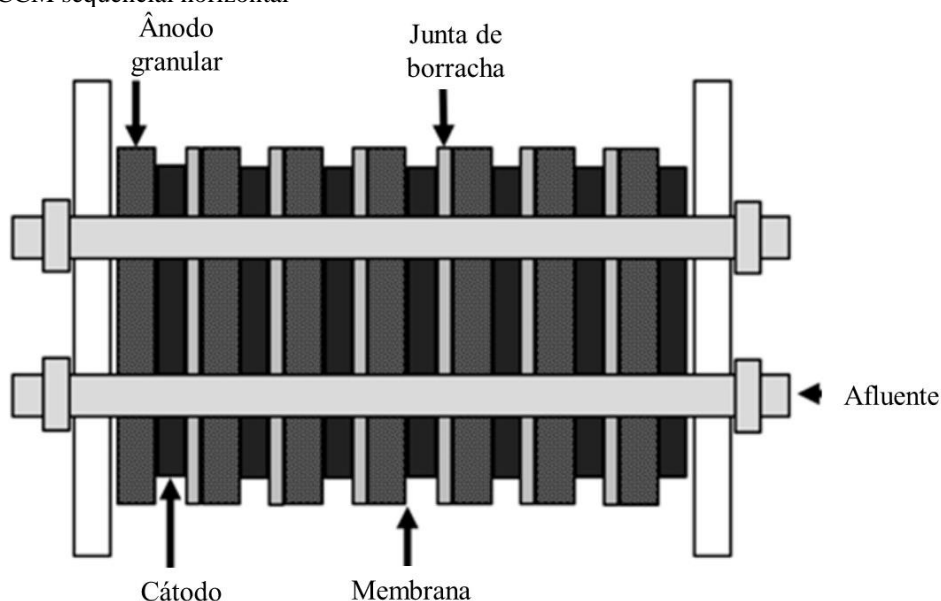
Fonte: Adaptado de Ramya; Senthil Kumar (2022).

Este modelo é comumente utilizado para o tratamento de efluentes e pode ser operada, além do modo contínuo, mas também em série. Uma bomba é necessária para fornecer alimentação de substrato à CCM. A operação em modo contínuo diminui seu TDH, no entanto, aumenta a produção de energia elétrica (NAWAZ *et al.*, 2022).

4) Sequencial

Neste modelo de CCM há a composição de várias câmaras, podendo ser descrito como várias CCMs organizadas horizontalmente (figura 13) com eletrodos em série ou em paralelo, e na vertical com eletrodos em paralelo. Nos modelos horizontais, são basicamente estruturas de CCMs de câmaras duplas em sequência, necessitando de uma bomba para a circulação do substrato. Já nos modelos verticais, as CCMs são dispostas de maneira empilhadas e não necessitam de bomba para circulação do efluente, pois utilizam da força da gravidade para o deslocamento do fluido, sendo assim, uma CCM autossustentável, porém, possui um desempenho inferior na produção de eletricidade, em comparação com o modelo horizontal (NAWAZ *et al.*, 2022).

Figura 13 – CCM sequencial horizontal



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

Wu *et al.*, (2016) observaram que a operação em batelada alcançou uma maior densidade de potência (aproximadamente $50,9 \text{ W.m}^{-3}$) em comparação com a operação com alimentação contínua (aproximadamente $42,1 \text{ W.m}^{-3}$).

A tabela 1 mostra uma breve comparação entre os desempenhos das respectivas estruturas de CCMs.

Tabela 1 – Comparação da produção de energia elétrica entre os vários modelos estruturais das CCMs (continua)

Estrutura da CCM	Produção	Eletrodo (Ânodo)	Volume	Meio trocador de prótons	Referência
1 câmara	0,08 V	Carbono	150 mL	Sem Membrana	Schievano <i>et al.</i> (2018)
1 câmara	$58,6 \text{ mA.m}^{-2}$	Carbono	60 mL	Sem Membrana	Vicari <i>et al.</i> (2018)
1 câmara	50 mV	Carbono	125 mL	Sem Membrana	Colombo <i>et al.</i> (2017)
1 câmara	0,23 mA	Carbono	130 mL	Sem Membrana	Santoro <i>et al.</i> (2013)
2 câmaras	1,57 V	Zinco	300 mL	Ponte Salina	Mirza <i>et al.</i> (2022)

Tabela 2 – Comparação da produção de energia elétrica entre os vários modelos estruturais das CCMs (conclusão)

Estrutura da CCM	Produção	Eletrodo (Ânodo)	Volume	Meio trocador de prótons	Referência
2 câmaras	0,886 V	Ferrita	5 L	Ponte Salina	Sivakumar (2020)
Sequencial (3 câmaras)	80 mW.m ⁻²	Grafite	11,2 L	Sem Membrana	Hiegemann <i>et al.</i> (2016)
Sequencial (3 câmaras)	300 mA.m ⁻²	Carbano	125 mL	Sem membrana	Franzetti <i>et al.</i> (2016)

Fonte: O Autor.

2.3.6 Aplicações das CCMs

1) Biosensores

As CCMs são uma alternativa para análises de consumo de matéria orgânica (MO) biodegradável, atualmente avaliada pela técnica da DBO₅, pois diferente desta técnica que costuma demorar 5 dias para ser finalizada, o sistema das CCMs permite uma leitura contínua do consumo de MO. Esse fato permite uma estimativa mais eficiente da degradação da MO pelos microrganismos em seu interior (RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022).

Também pode fornecer dados adicionais das relações entre a atividade dos microrganismos e demais fatores, como mudanças na concentração de MO e/ou composição do afluente, influência da temperatura e pH. Dessa forma, sensores baseados na tecnologia das CCMs possuem uma sensibilidade maior para avaliações nas variações das cinéticas de degradação que ocorrem no interior de um biorreator, assim como suas causas, o que, por sua vez, também pode ser uma desvantagem (RAMYA; SENTHIL KUMAR, 2022). Outra possibilidade é o monitoramento dos níveis de determinados poluentes presentes em efluentes ou ainda fazer remediação de águas subterrâneas contaminadas, solos contaminados e alimentar sensores em auto mar (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016; DRENDEL *et al.*, 2018).

2) Produção de Hidrogênio

Através do equilíbrio químico estabelecido pela troca de prótons entre ânodo e cátodo, pode ser obtido a produção de hidrogênio (H₂) na câmara catódica, assim como de hidroxilas

(OH⁻) e água limpa como resultado da redução do substrato (NAWAZ *et al.*, 2022). Há também a possibilidade de produção de metabólitos na câmara anódica, em decorrência da utilização do ânodo como receptor de elétrons. Desta forma, a MO é reduzida à metano ou hidrogênio (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016).

3) Tratamento de Esgoto

Este sistema de produção de energia elétrica é considerado renovável, uma vez que a biomassa no seu interior, responsável pela produção de eletricidade, é alimentada por substratos provenientes de resíduos humanos, animais ou do processamento de alimentos e se renova continuamente (NAWAZ *et al.*, 2022). Efluentes industriais, sanitários e de outras fontes podem ser tratados, no entanto, substâncias com alto grau de complexidade ou efluentes provenientes de diversas fontes, podem originar problemas na geração de energia, devida a toxicidade do efluente (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016).

4) Produção de Bioeletricidade

A utilização de substratos ricos em carbono orgânico proveniente de efluentes industriais, agricultura e efluentes sanitários na produção de bioeletricidade. A estrutura das CCMs permite a conversão destes substratos diretamente em energia elétrica. Outra possibilidade, é a utilização das CCMs como uma biobateria, a qual permite o carregamento de aparelho e sensores que demandem de pequenas voltagens (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016).

Através da fixação de biomassa na superfície do material anódico, promovido por proteínas citocromos, os microrganismos envolvidos neste processo oxidam a MO presente no efluente, resultando na redução da MO. Como resultado, há a produção de eletricidade que, em associação com um cátodo, pode ser produzida uma corrente elétrica (NAWAZ *et al.*, 2022).

2.3.6 Considerações Finais

Com a revisão literária acima, nota-se que os FA e as CCMs possuem características em comum, sendo as principais: ambos precisam de uma ampla área superficial para a fixação da biomassa e operam em ambientes anaeróbios. Desta forma, podemos integrar as estruturas para que o FA opere como um filtro convencional para o tratamento do efluente e, ao mesmo tempo, produza energia elétrica através da estrutura anódica da CCM. Para que se possa ser

feita esta integração, deve-se utilizar o material de preenchimento do FA como o ânodo da CCM e adaptar a estrutura para que se possa utilizar um cátodo e permitir o processo de oxirredução entre os eletrodos.

Neste trabalho conseguimos esta integração entre as estruturas do FA e da CCM para avaliar seus desempenhos e a produção de energia elétrica. Para tanto, utilizou-se materiais específicos que possibilitassem a redução de custo dos materiais necessários para a construção da CCM.

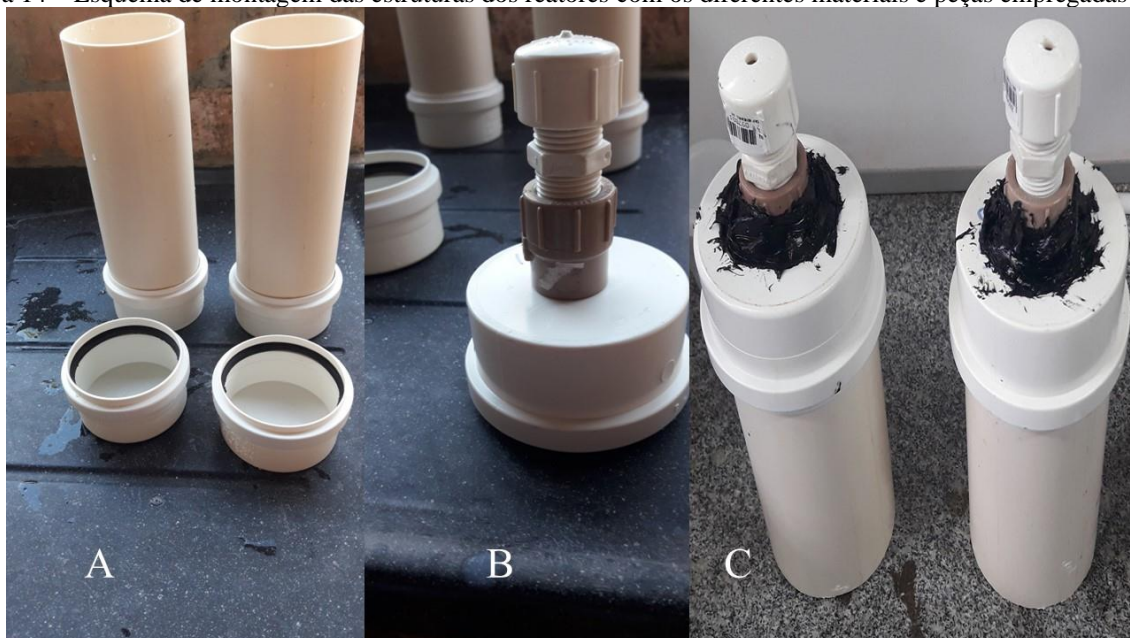
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção, serão abordadas as fases experimentais, visando oferecer uma análise detalhada das configurações dos reatores empregados, juntamente com os parâmetros de avaliação e as estratégias implementadas para avaliar a operação efetiva dos reatores.

3.1 Dimensionamento dos Filtros

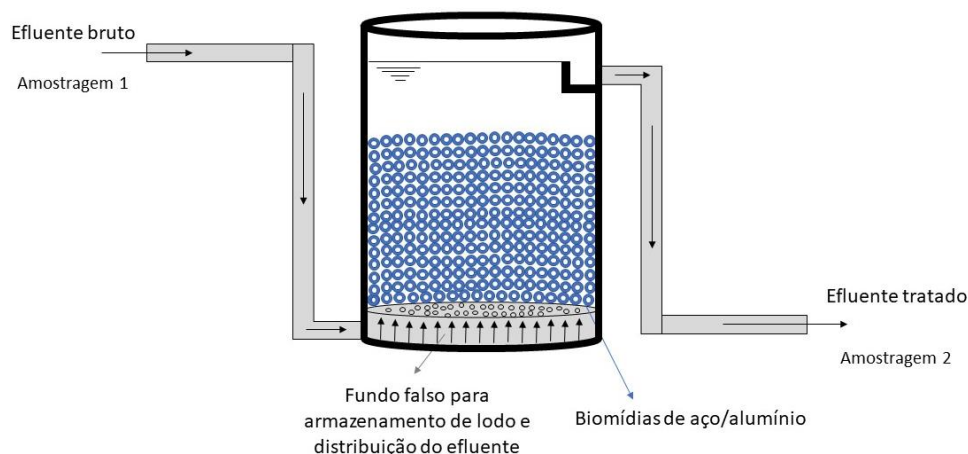
Ambos os filtros, foram construídos em tubo de Policloreto de vinil (PVC) com 76 mm de diâmetro externo e 2 mm de espessura, resultando em diâmetro interno de 72 mm. A figura 14 mostra a estrutura de base para a construção dos reatores e a figura 15 esboça o funcionamento e as estruturas internas do FA.

Figura 14 – Esquema de montagem das estruturas dos reatores com os diferentes materiais e peças empregadas



Fonte: O autor.

Figura 15 – Esquema de funcionamento do filtro anaeróbio convencional



Fonte: O autor.

As dimensões dos reatores estão apresentadas na tabela 2:

Tabela 3 – Dados estruturais dos reatores

Parâmetro	Valor	Unidade
Diâmetro interno (D)	7,2	cm
Altura do cátodo	0,8	cm
Altura útil	6	cm
Altura total (H)	12	cm

Fonte: O Autor.

Desta forma, o volume total do FA foi de 633,7 mL e o volume da CCM foi de 634,5 mL. Subtraindo-se o volume do material suporte, ambos os reatores obtiveram um volume útil de 500 mL.

3.2 Biomédias

Para a confecção das biomédias, utilizaram-se chapas metálicas galvanizadas reaproveitadas de Resíduos de Construção Civil (RCC). As chapas foram aplainadas e então riscadas com o auxílio de uma esmerilhadeira e um disco de corte para metais para proporcionar uma superfície rugosa e facilitar a adesão da biomassa em sua superfície e então cortadas em retângulos com dimensões de 1 cm x 2 cm, formando tiras metálicas com uma área superficial total de 2 cm². Para finalizar o processo de confecção das biomédias, as tiras metálicas foram moldadas com a utilização de um alicate, para formar uma estrutura em espiral. A figura 16 demonstra as etapas deste processo.

Na tabela 4 está especificada a quantidade de biomédias no interior do filtro anaeróbio (FA) e da célula de combustível microbiana (CCM), assim como a área superficial total para

aderência de microrganismos. Observa-se que a quantidade de biomédias é diferente para cada reator, uma vez que a CCM possui uma área superficial estruturada não apenas com biomédias.

Tabela 4 – Relação das áreas superficiais para o FA e para a CCM (continua)

Reator	Nº total de biomédias	Área superficial das biomédias (cm ²)	Área dos suportes* (cm ²)	Área total (cm ²)
FA	228	456	20,64	476,64
CCM	164	328	149,04	477,04

*Aos suportes para a CCM somam-se o fundo falso e as placas verticais, enquanto para o FA, o suporte é constituído apenas pelo fundo falso. Todos confeccionados com o mesmo material.

Fonte: O Autor.

Figura 16 – Fotos das etapas de produção das biomédias, utilizando chapas metálicas galvanizadas



Fonte: O autor.

O fundo falso e as placas verticais garantem o contato das biomédias com a saída para o circuito elétrico elaboradas com os mesmos metais. No entanto, houve diferenças nos cortes como se pode observar na figura 17.

Figura 17 – Fotos das chapas metálicas cortadas e perfuradas para dar suporte e contato entre as biomédias e criar o fluxo de saída de elétrons do ânodo para o cátodo



Fonte: O Autor.

Depois de pronto os reatores foram submetidos a testes de vazamento com água de torneira. Estes ensaios proporcionaram a correção de vazamentos e adaptações necessárias para garantir a efetiva vedação do sistema hidráulico do FA e da CCM.

Após, as peças metálicas apresentaram pontos de oxidação. Então foi necessária a limpeza das peças com um removedor de ferrugem da marca Remox e, posteriormente, um processo de galvanização a frio com um produto em *spray* da marca CRZ (fabricado por Quimatic), para garantir a proteção das peças e a sua condutividade.

3.2 Filtro Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Célula à Combustível Microbiana (CCM)

3.2.1 Ânodo

O filtro anaeróbico foi composto por uma câmara única para onde o efluente era destinado. Utilizou-se um leito filtrante idêntico ao leito do filtro convencional, alternando a composição do leito com chapas metálicas perfuradas para evitar pontos de preferência na dinâmica hidráulica do reator, separando o filtro em camadas, que foram interligadas por fios condutores. Essa estrutura formou o ânodo da CCM.

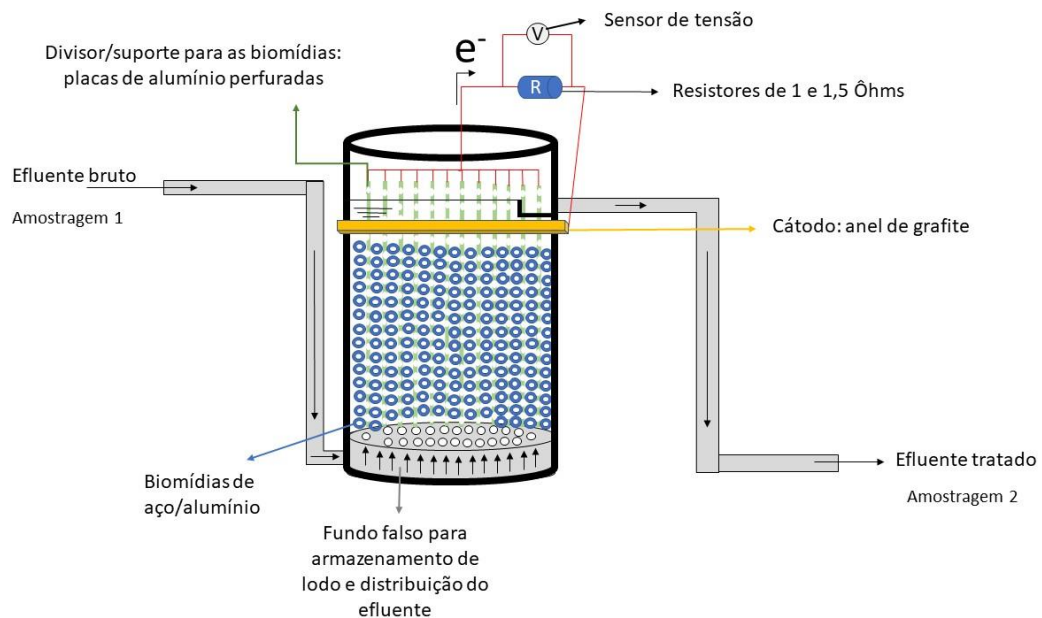
Um cabo principal interligou todas as camadas. Os cabos de cada camada convergiram para um condutor principal pelo qual os elétrons gerados pelos microrganismos foram

conduzidos ao cátodo, passando por uma resistência de 1 Ôhms. A figura 18 representa de forma esquemática como é a estrutura do reator.

3.2.2 Cátodo

O cátodo é composto por um anel de grafite com 99% de pureza e dimensões de 80 mm de diâmetro interno, 88 mm de diâmetro externo e 8 mm de espessura, alcançando uma área superficial total de aproximadamente 14,78 cm² e um volume de 8,44 cm³. O volume acrescentado ao reator devida à estrutura do cátodo foi de aproximadamente 44 mL. O oxigênio atmosférico foi utilizado como aceptor de elétrons de acordo com o representado na figura 18.

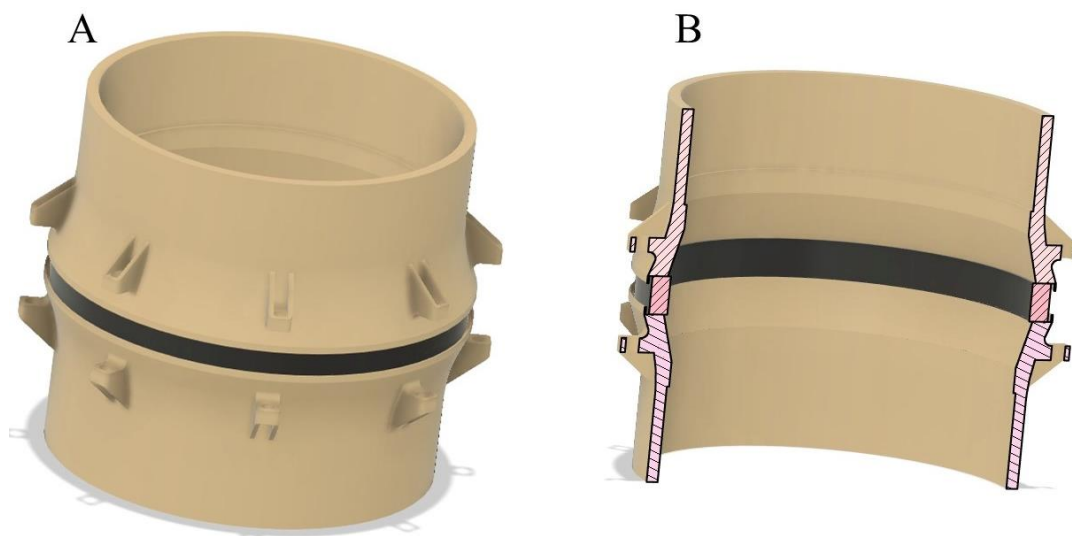
Figura 18 – Representação esquemática do filtro anaeróbico modificado (CCM)



Fonte: O autor.

O reator não possui membrana, em seu lugar, houve o contato direto entre o cátodo e o interior molhado do reator. Para prevenção de curto-circuito (YAN *et al.*, 2022), o cátodo foi posicionado na parte superior do reator, abaixo da calha coletora e acima das biomédias e suportes, de modo a não haver contato físico entre o ânodo e o cátodo. Para fixar o anel de grafite ao corpo do reator e permitir o seu contato com a área molhada no interior do filtro, foi confeccionada uma peça de encaixe (figura 19), projetada através do programa *Autodesk Fusion 360* e impressa por uma impressora 3D modelo *Anycubic Mono X*, baseada nas dimensões do anel de grafite. Essa adaptação foi necessária pois o diâmetro do tubo de PVC e do anel de grafite diferiram de modo a necessitar de uma peça de encaixe.

Figura 19 – Peça para o encaixe do anel de grafite ao corpo da CCM



Autor: Vinícius Mariani Lenart¹

A figura 22 mostra a foto do filtro anaeróbico (FA) e célula microbiana à combustível (MFC). Para garantir o mesmo volume dos reatores, foram estabelecidos ensaios com água onde foram aferidos os volumes de água utilizadas até o ponto em que o fluido enchia os manômetros. Então a altura da mangueira de saída dos reatores foi regulada até se aferir o mesmo volume para ambos os reatores.

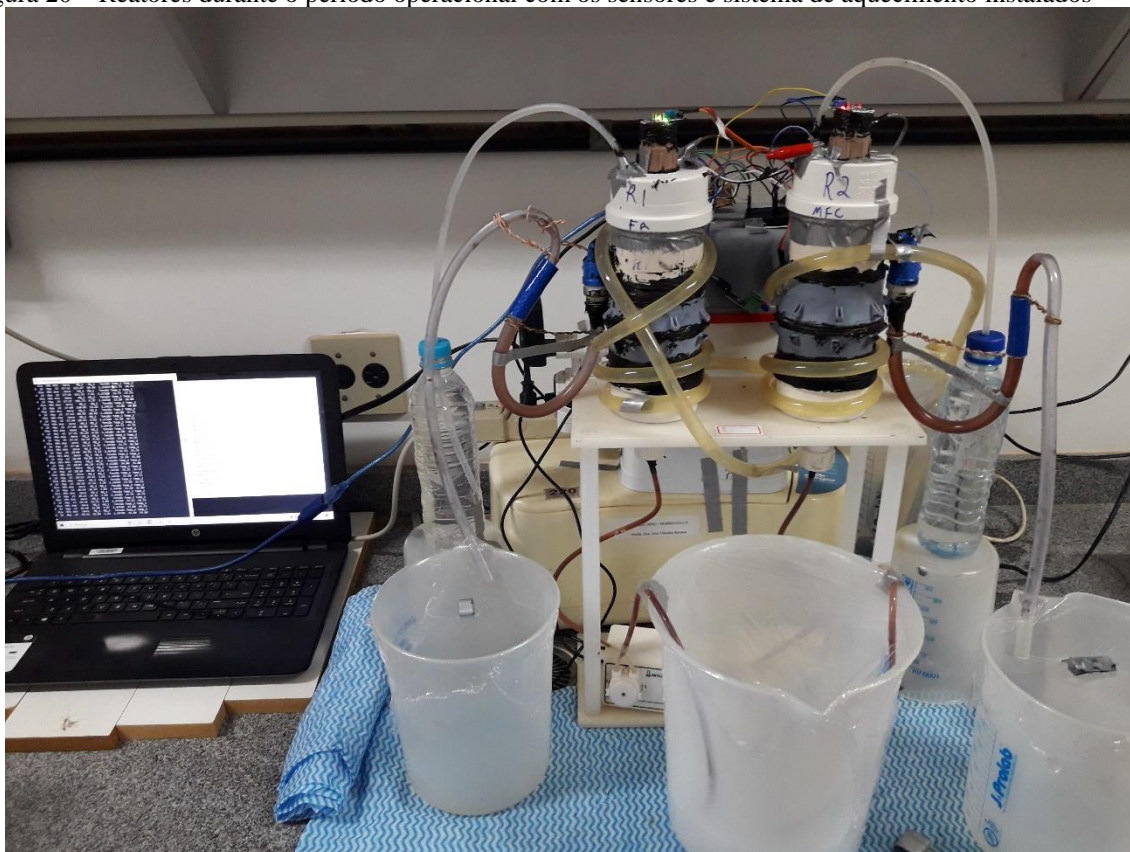
A figura 20 mostra a estrutura dos reatores sob regime operacional, com os sensores instalados, reservatórios de afluente e efluentes tratados e uma mangueira enrolado no entorno dos reatores. A mangueira foi utilizada para bombear água aquecida para uma temperatura média de 35°C de uma fonte quente e, por meio da transferência de calor, manter os reatores aquecidos. A fonte quente foi construída utilizando um recipiente para armazenamento de água e imersão de um termostato analógico de aquário marca *Heater* 150 W.

As garrafas de águas nas laterais dos reatores foram utilizadas para permitir a fuga dos gases do interior dos reatores e evitar riscos de acidentes com a pressurização destes gases.

Os sensores instalados no FA e na CCM coletavam os dados em intervalos de 3 minutos e os enviavam para armazenamento em um computador pessoal. Neste computador, era possível fazer o acompanhamento dos dados em tempo real, assim como reprogramações nos sensores e produções de gráficos com os dados, até então, armazenados.

¹Professor Pós-Doutor em Física Experimental lecionando atualmente na Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA).

Figura 20 – Reatores durante o período operacional com os sensores e sistema de aquecimento instalados



Fonte: o Autor.

Os reatores foram envoltos com manta de isolamento para a manutenção e estabilização da temperatura interna deles. Essa metodologia foi utilizada para diminuir as amplitudes térmicas e manter o reator na faixa mesotérmica (próximo dos 35°C).

3.3 Operação dos Filtros

Para a aclimação dos reatores foi utilizado um lodo de semeadura proveniente de um reator UASB que opera em uma estação de tratamento de esgotos sanitários e alimentado com um efluente sintético de leiteria, deixado com alimentação (vazão = 264 mL.dia⁻¹) mínima para o crescimento e adesão de bactérias às biomídias durante 1 mês. Durante este mês, foi acompanhado as leituras dos sensores e foram realizadas análises de DQO e pH para avaliação da aclimação. Esta vazão de 264 mL.dia⁻¹ foi obtida com a utilização de um *Timer* analógico, onde as bombas peristálticas eram ligadas e era acionado 1 vez ao dia, durante 15 minutos. As bombas utilizadas possuíam uma capacidade de vazão de 100 mL.min⁻¹ da marca INTLLAB, modelo DP-385.

Os reatores foram mantidos sob fluxo ascendente de alimentação contínua, com biomassa aderida e temperatura estável, próximo de 35°C. Para a investigação da influência do tempo de detenção hidráulica (TDH), inicialmente foram propostos TDHs diferentes: 50 e 25 horas, no entanto, devido a problemas operacionais e na aclimatação lenta, foi optado pela utilização de apenas um TDH de 50 horas.

3.4 Efluente Sintético

Utilizou-se um efluente sintético com uma composição semelhante a efluentes provenientes de indústrias lácteas. Assim, utilizou-se de uma solução preparada com 2 g de leite em pó desnatado para 1 litro de água destilada, em temperatura ambiente, esta concentração foi utilizada para se obter um efluente com cerca de 1.590 mg.L⁻¹ de DQO. Após a homogeneização, a solução era disposta em um recipiente armazenador na eminência do acionamento da bomba de alimentação. A tabela 5 mostra as características entre os parâmetros do efluente de entrada dos reatores enquanto a tabela 6 mostra os valores nutricionais (para uma solução utilizando 20 g) do leite em pó utilizado para produzir o efluente.

Tabela 5 – Média das características do efluente bruto para os parâmetros analisados

Parâmetro	Média	Unidade
pH	8,0	-
DQO	1.590,00	mg.L ⁻¹
FOS/TAC	0,34	mg.L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	8,2	mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹
NTK	43,1	mg.L ⁻¹

Fonte: O Autor.

Tabela 6 – Valores nutricionais para uma solução utilizando 20 g de leite em pó (continua)

Item	Valor
Ácido Pantotênico	0,95 mg
Açúcares	10 g
Biotina	5,7 mcg
Cálcio	500 mg
Carboidratos	10 g
Ferro	2,7 mg

Tabela 5 – Valores nutricionais para uma solução utilizando 20 g de leite em pó (conclusão)

Item	Valor
Magnésio	49 mg
Niacina	3 mg
Proteínas	6,5 g
Sódio	102 mg
Valor energético	68 kcal
Vitamina B1	0,23 mg
Vitamina B12	0,46 mcg
Vitamina B6	0,25 mg
Vitamina C	8,6 mg
Vitamina D	1,5 mcg

Fonte: Nestlé.

3.5 Análise de Eficiência dos Tratamentos dos Filtros Anaeróbios

As análises foram realizadas de acordo com os métodos dispostos pelo *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2017). Os parâmetros físicos e químicos foram escolhidos para mensurar a capacidade de remoção da matéria orgânica pelo filtro anaeróbio, tal como também para correlacionar com as densidades de correntes obtidas pela CCM. São estes:

- a) Parâmetros físicos: temperatura e diferença de potencial (DDP).
- b) Parâmetros químicos: pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), alcalinidade intermediária e total, concentração de metano e nitrogênio amoniacal.

3.6 Sensores Utilizados

As análises de temperatura, DDP e concentração de metano no interior dos reatores foram automatizadas através de sensores eletrônicos acoplados nos reatores. A seguir, a tabela 7 apresenta a relação entre sensores e os parâmetros avaliados, respectivamente.

Tabela 7 - Relação entre os sensores e os parâmetros avaliados (continua)

Sensor	Parâmetro
Termopar tipo K	Temperatura (°C)
Sensor de tensão DC de 0 – 25 V	Diferença de potencial (V)

Tabela 6 - Relação entre os sensores e os parâmetros avaliados (conclusão)

Sensor	Parâmetro
MQ-4	Concentração de metano (ppm)

Fonte: O Autor.

O sensor de temperatura Termopar foi envolto por fita isolante e sua ponta foi coberta com espuma para evitar o contato entre o sensor e o metal no interior dos reatores. A figura 21 mostra a aparência dos sensores após tais modificações.

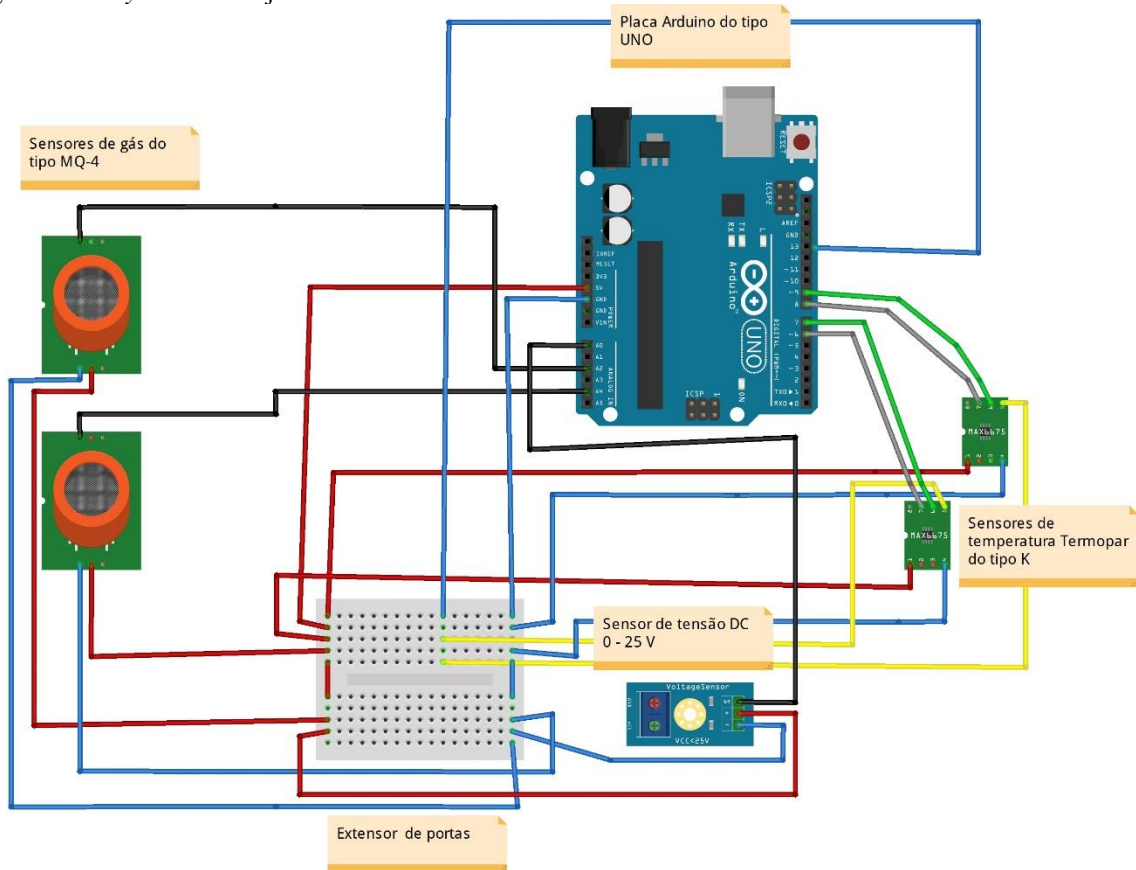
Figura 21 – Sensores Termopar do tipo k modificados para evitar interações com o interior do reator



Fonte: O autor.

Para armazenamento dos dados foi utilizado um computador conectado ao Arduino e o *software* de programação *Python 3.0* foi utilizado para ler, interpretar, manipular e salvar os dados em formato `'csv'`. Todos estes equipamentos foram programados através de um microprocessador Arduino do tipo UNO, utilizando-se seu *software* Arduino IDE para enviar e gravar os códigos na placa Arduino por meio da linguagem de programação C++. Ainda se utilizou de uma mini *proto board* para extensão das portas do Arduino e cabos *Jumpers* dos tipos macho-macho, macho-fêmea e fêmea-fêmea. A figura 22, produzida através do *software Fritzing*, demonstra o *layout* de conexões entre os sensores com a placa Arduino e a *proto board*.

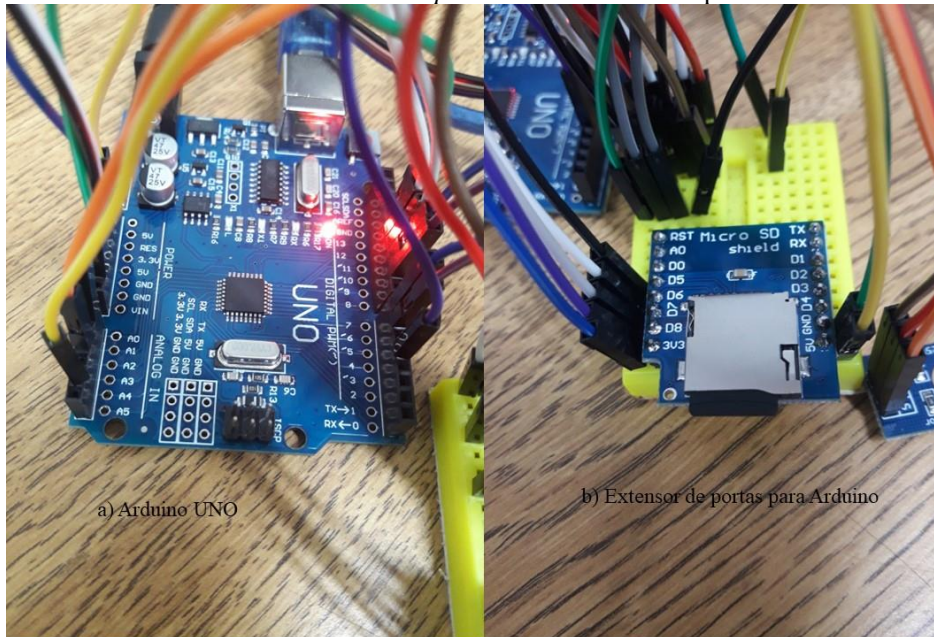
Figura 22 – *Layout* do arranjo entre o Arduino e os sensores



Fonte: O Autor.

A figura 23 mostra as conexões no Arduino e a placa extensora de portas, o que possibilita utilizar a mesma porta mais de uma vez. Esse arranjo foi necessário, uma vez que se utilizou várias vezes as portas do Arduino de voltagem (5V) e neutra (GND), assim como a porta digital 13.

Figura 23 – Arduino conectado aos sensores em A e *protoboard* extensora de portas em B



a) Arduino UNO

b) Extensor de portas para Arduino

Fonte: O Autor.

Na seção Apêndice é possível observar os códigos utilizados para ler, armazenar e representar os dados coletados. Foi utilizada uma metodologia para prevenir leituras erradas dos sensores, coletando-se 20 amostras em um período de 1 hora, para então ser obtida a média aritmética dos valores coletados para cada hora.

3.7 Análise do Funcionamento da CCM

Para mensurar a densidade de potência ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$) produzida pela CCM, foi acoplado um sensor de tensão DC em paralelo entre os terminais anódicos e catódicos. Através dele foi feita a leitura e obtenção de dados a respeito da energia elétrica produzida pelos microrganismos por meio da diferença de potenciais entre os terminais e relacionado com a área de suporte para o crescimento aderido dos microrganismos e o consumo da matéria orgânica. Para mensurar a densidade de potência, foi utilizada a mesma metodologia utilizada por Vilas Boas *et al.* (2019), através da equação (5):

$$P = \frac{U * I}{A} \quad (5)$$

Onde P é a densidade de potência, mensurada em $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$, U é a voltagem mensurada em V (volts), I é a corrente elétrica, mensurada em amperes (A), e A é a área total do eletrodo anódico, mensurado em m^2 .

Os dados foram coletados continuamente e, posteriormente, analisados junto com os parâmetros de qualidade das águas. Para medir a corrente elétrica, foi ligado ao sistema uma resistência elétrica (1 ôhms) em paralelo ao sistema. Esse circuito foi disposto de tal modo que se possa selecionar a resistência desejada para que a corrente passe. Então foi feita as alterações nas posições do circuito e foi medido a queda da tensão do sistema. Com base nessa queda de tensão, pode-se obter a corrente elétrica produzida através da equação (6 da 1ª Lei de Ohm:

$$U = R * i \quad (6)$$

Onde U é a tensão (Volts), R é a resistência (Ôhms) e i é a corrente elétrica (Ampére). Isolando-se a corrente na equação (6, obtêm-se indiretamente o valor da corrente elétrica em Ampére (A), mostrada pela equação (7 (WALKER; HALLIDAY; RESNICK, 2009):

$$i = \frac{U}{R} \quad (7)$$

3.8 Análises Estatísticas

Para comparações e análises dos dados obtidos, foram produzidos gráficos demonstrativos em relação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados. Um teste z para comparação de médias foi feito entre os parâmetros analisados do afluente e do efluente para validar a eficiência do tratamento, a um nível de significância de 95%. Também foram realizadas análises de desvio padrão e variância.

Para a verificação das eficiências entre os tratamentos dos reatores e os TDHs diferentes, foi elaborado um Delineamento Inteiramente Casualizado para as concentrações de sólidos totais e voláteis, temperatura, concentração de metano, pH e DQO, com nível de significância de 95%. Foram utilizados os testes de Tukey para a comparação entre as médias com amostras inferiores a 30 pontos e o Teste T para amostragens superiores a 30 pontos amostrais, o teste de Bartlett para o teste de homogeneidade de variâncias e o teste de Shapiro-Wilk para o teste de normalidade de resíduos. Para os dados com distribuição não normal, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparação dos resultados. O teste de correlação foi feito com o teste não paramétrico de Spearman.

Foram utilizados os *softwares Microsoft Excel e RStudio* para o armazenamento e tratamento dos dados, para as análises estatísticas e para a elaboração dos gráficos.

Para analisar os dados em relação à CCM, foram feitos gráficos de linhas e de dispersões para esboçar a produção de energia elétrica durante o período de operação do reator e esses dados foram correlacionados com os parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Uma correlação entre a matéria orgânica consumida e a energia elétrica produzida pela CCM foi feita.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão expostos os resultados obtidos durante a operação do FA e da CCM por um período de 49 dias. Neste período, os dados foram coletados pelos sensores continuamente, em intervalos de 3 minutos entre cada leitura, enquanto os dados referentes às demais análises foram obtidos com ensaios pontuais, totalizando 22 análises neste período. Após este período, ocorreu um rompimento da vedação entre o anel de grafite e o corpo do reator, produzindo um grande vazamento. Neste ponto do experimento, decidiu-se por encerrar as operações com os reatores e trabalhar com os dados coletados, até o momento.

Por fim, serão exibidas as comparações entre a remoção da matéria orgânica (MO) e a energia elétrica produzida pela CCM. Esta abordagem traz a luz a eficiência que a CCM possui no tratamento de efluentes e na conversão da MO em energia elétrica.

4.1 Análise da Eficiência Entre os Reatores

A avaliação dos resultados foi baseada em 22 amostragens para os parâmetros de DQO, ST, alcalinidade e pH. Para as amostragens dos dados envolvendo as temperaturas, as concentrações de metano e a tensão, houve um monitoramento contínuo durante 49 dias. A seguir são apresentados os resultados obtidos.

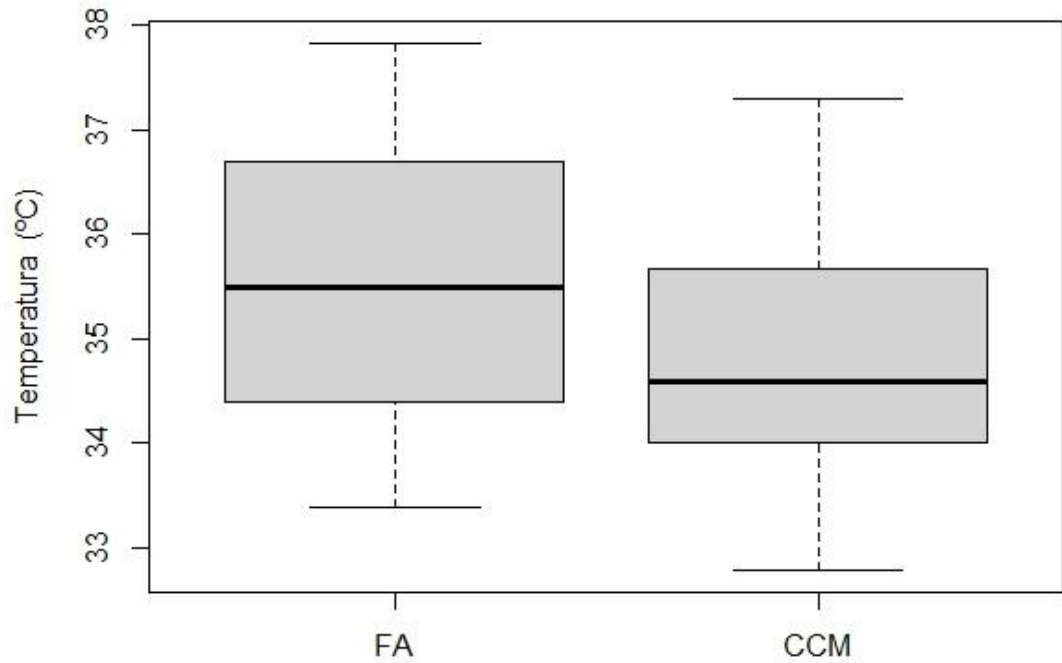
4.1.1 Temperatura, DQO, Sólidos, Alcalinidade e Nitrogênio

As médias das temperaturas foram avaliadas estatisticamente pelo Teste T, o qual mostrou que as temperaturas possuem médias diferentes, com um p-valor de 0,008. As médias mostraram que o FA operou com uma temperatura média de 35,5°C, enquanto a CCM operou em uma temperatura média de 34,8°C. A figura 24 mostra uma comparação entre as médias de temperaturas entre o FA e a CCM com *boxplots* enquanto a figura 25 mostra como foi a variação de temperatura no período de monitoramento do FA e da CCM, destacando uma amplitude de 5°C entre a temperatura mínima e a temperatura máxima.

Apesar da diferença entre as temperaturas, o fato desta diferença ser pouca, optou-se por considerá-las como iguais. No entanto, os reatores foram operados entre os meses de maio, junho e julho, um período em que se predominam as baixas temperaturas. Mesmo com um sistema de aquecimento para manter a temperatura estável, foi possível observar uma amplitude térmica e diferenças entre as temperaturas dos reatores. Também se deve destacar que o sistema

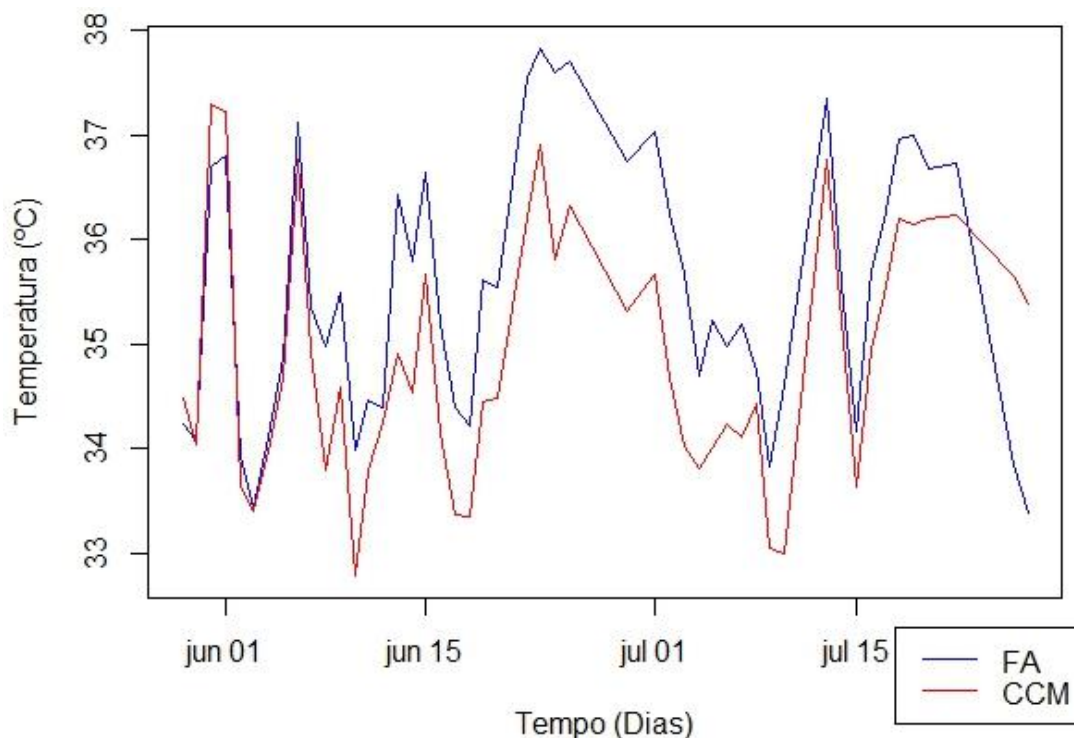
de aquecimento formava um fluxo contínuo de água aquecida com uma mesma mangueira envolta aos reatores e de volta a fonte quente. Este sistema permitia que houvesse trocas de calores entre a água e o reator, assim sendo, a água chegava ao segundo reator com uma temperatura menor que ao primeiro.

Figura 24 – *Boxplot* das médias de temperaturas em que os reatores operaram durante o experimento



Fonte: O autor.

Figura 25 – Perfil da variação da temperatura para o FA e para a CCM durante o período operacional



Fonte: O autor.

Chernicharo (2015) afirma que temperaturas na faixa entre 25 à 38°C é uma faixa onde os microrganismos são capazes de degradar substâncias orgânicas mais complexas e recalcitrantes. Zhou e Xu (2019), em seus estudos, correlacionaram a queda da temperatura com a diminuição na eficiência da remoção da DQO em filtros anaeróbios de fluxo ascendentes.

No caso das CCMs, Nawaz *et al.* (2022), observaram que temperaturas mais elevadas, entre 30 e 45°C, proporcionam maior eficiência na produção de energia elétrica. Os mesmos autores afirmam que os microrganismos responsáveis pela produção de eletricidade, desenvolvem-se melhor nesta faixa de temperatura, promovendo assim, uma produção líquida de energia elétrica superior do que em outras faixas. Esta observação está de acordo com os estudos de Foresti *et al.* (1999), onde o autor elabora que as bactérias responsáveis pela degradação da MO, tem suas cinéticas de reações influenciadas pela temperatura, a qual deve estar em uma faixa mesofílica, pois temperatura mais elevadas provocam a morte celular destas bactérias, enquanto temperaturas mais baixas diminuem a sua velocidade de reação, tornando a degradação da MO menos eficiente.

Embora a CCM tenha operado em uma temperatura média satisfatória para o seu bom rendimento, Ramya e Senthil Kumar (2022), observam em seus estudos que, em comparação com os processos convencionais, as CCMs são capazes de reduzir DQO com uma melhor

eficiência em temperaturas abaixo dos 25°C. Obileke *et al.* (2021) afirmam que, para a CCM, a melhor faixa de temperatura para ser operada é entre 25 e 30°C.

Para os resultados de DQO, foi necessária a transformação numérica dos resultados para normalização dos resíduos. A equação 8 foi utilizada para a normalização dos dados de DQO:

$$x = \ln(DQO) \quad (8)$$

Onde: DQO é a concentração de DQO obtida pelas análises no espectrofotômetro em mg.L⁻¹, ln é o logaritmo neperiano e x é o novo valor de DQO.

O valor médio da DQO de entrada nos reatores foi de 1.590 mg.L⁻¹. Enquanto o valor médio de saída para o FA foi de 1.208 mg.L⁻¹, uma redução da MO estimada em 24,02%. Para a CCM, o valor médio de saída foi de 1.028 mg.L⁻¹, uma redução estimada de 35,37% da MO. Após a transformação dos dados, observou-se um coeficiente de variação de 0,92% entre os dados, normalidade de resíduos se mostrou normal, com um p-valor de 0,08. A homogeneidade entre as variâncias foi considerada homogênea, com um p-valor de 0,39. O teste de média resultou em 3 médias diferente observado na tabela 8:

Tabela 8 – Médias comparativas entre os resultados do efluente bruto e tratado pelos dois reatores

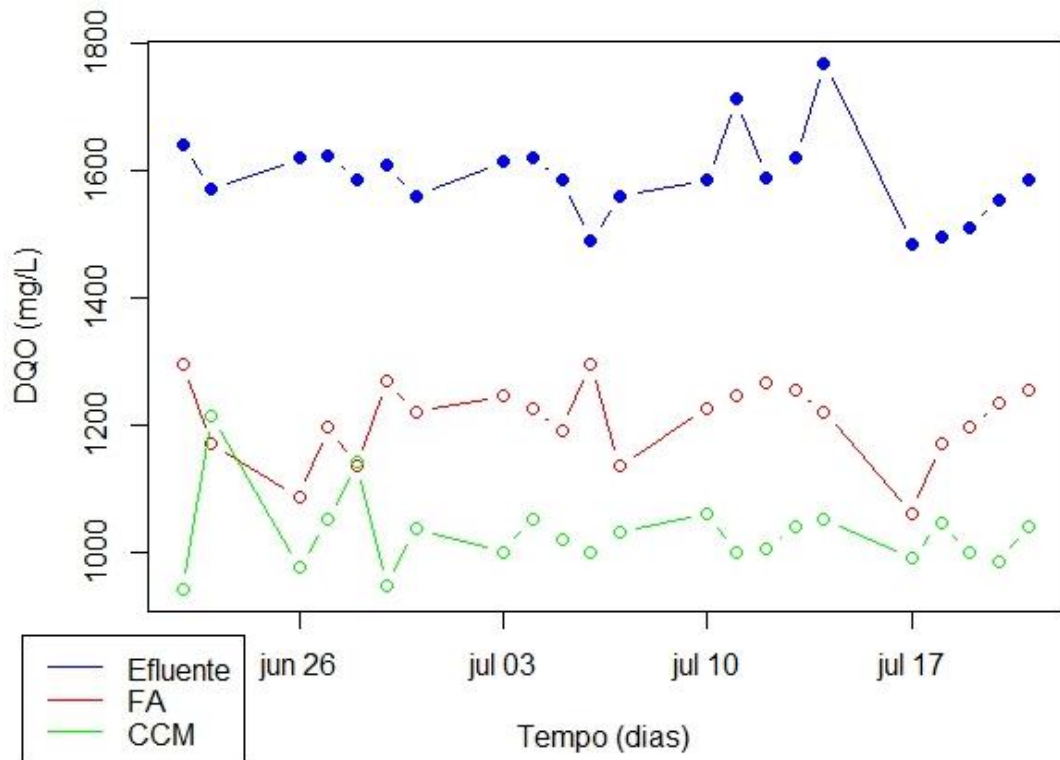
Parâmetro	Efluente Bruto	Tratado FA	Tratado CCM
DQO (mg.L ⁻¹)	1.590,00 ± 67 ^a	1.208,00 ± 62 ^b	1.028,00 ± 59 ^c
pH	8,02 ± 0,12 ^a	6,88 ± 0,34 ^b	6,82 ± 0,27 ^b
FOS/TAC (mg.L ⁻¹)	0,34 ± 0,115 ^a	1,26 ± 0,512 ^b	1,04 ± 0,624 ^b
Nitrogênio Amoniacal (N – NH ₄ ⁺ mg.L ⁻¹)	1,21 ± 1,02 ^c	6,12 ± 1,089 ^b	8,2 ± 0,993 ^a

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente entre si (p<0,05).

Fonte: O Autor.

Estes resultados mostram que a CCM apresentou maior eficiência na remoção de matéria orgânica (expressa em DQO) entre os reatores. A figura 26 mostra a comparação entre o perfil da DQO para o efluente bruto, para o FA e para a CCM. Pode-se observar uma significativa redução da concentração da DQO para o FA e a CCM, observando-se ainda, que a CCM apresentou uma maior eficiência na redução da DQO inicial.

Figura 26 – Perfil das concentrações de DQO do efluente bruto e do tratado pelo FA e pela CCM



Fonte: O Autor.

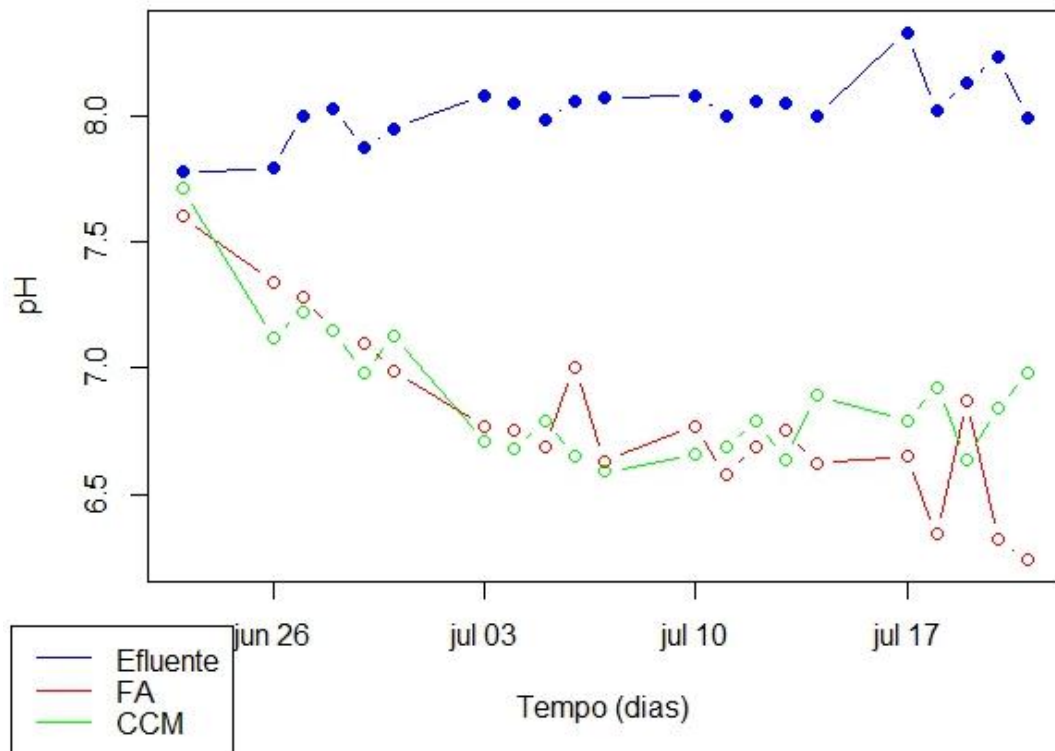
Foresti *et al.* (1999) argumenta que os filtros anaeróbios, embora possuam a capacidade de operar como tratamento principal, deveriam ser utilizados em associação com outras tecnologias. Mais comumente, os FA são utilizados como pós-tratamento de fossas sépticas e reatores UASB para aumento da eficiência do tratamento. Rodrigues *et al.* (2016) corroboram este argumento com seu estudo, o qual utilizou um sistema de tratamento principal composto por um reator UASB e um FA como pós-tratamento, alcançando uma remoção da MO de 90%. Beal e Raman (2000) observaram ao comparar um filtro anaeróbio de fluxo descendente com um reator UASB, que o FA alcançou uma remoção de DQO de apenas 50%, enquanto o UASB chegou a 98% de remoção de DQO.

Outro fator pertinente com a eficiência do tratamento na remoção de DQO, é o TDH, Langone *et al.* (2019) utilizaram TDHs de 3 dias e alcançaram uma remoção de DQO total de 90%. Este estudo adotou um TDH de 50 horas, destacando o baixo tempo de contato entre o substrato e a biomassa em comparação com o estudo do autor supracitado. Rodrigues *et al.* (2020) corrobora com esta observação, em seu estudo, utilizou um FA como pós-tratamento de um RAC e ainda usou um TDH de total de 88 horas, alcançando assim uma remoção de 95%

da DQO total. Feng *et al.* (2021) utilizaram um TDH de 5,5 dias para alcançar uma redução de 80% da DQO afluente.

A figura 27 mostra a variação de pH entre o efluente, o FA e a CCM, destacando a queda no pH dos reatores, evidenciando um acúmulo de ácidos orgânicos em seus respectivos interiores.

Figura 27 – Perfil da variação do pH entre o efluente bruto e o tratado pelo FA e pela CCM



Fonte: O Autor.

O equilíbrio entre as comunidades bacterianas acetogênicas e arqueas metanogênicas é essencial para o reator permanecer em equilíbrio. Em condições desfavoráveis às bactérias acetogênicas há menos consumo dos ácidos intermediários produzidos provenientes dos processos fermentativos anteriores. Este desequilíbrio provoca o consumo da alcalinidade e ocasiona a queda do pH, uma vez que os ácidos orgânicos não são neutralizados na mesma taxa em que são produzidos. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 ocasionam a inibição das bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 2015).

A relação entre FOS/TAC foi analisada segundo os testes estatísticos supracitados e apresentaram uma distribuição não normal e não apresentou homogeneidade de variância. Desta forma, utilizando-se do teste de Kruskal-Wallis, foi possível avaliar que não há diferenças estatísticas entre os tratamentos do FA e da CCM. A tabela 8 mostra os resultados médios obtidos para cada tratamento. É possível notar que há uma grande diferença entre as médias

obtidas entre os reatores. Percebe-se que houve um grande acúmulo de ácidos orgânicos no FA e na CCM, fazendo com que os reatores operassem em condições não favoráveis.

Os processos de tratamento anaeróbios necessitam de um equilíbrio entre o CO₂ dissolvido e a síntese de ácidos orgânicos, estes últimos, em excesso, pode provocar a ineficiência do processo (KUNZ *et al.*, 2019) Para Chernicharo (2015) os valores da relação FOS/TAC para operação de reatores anaeróbios em condições ideais, são valores entre 0,3 a 0,5 e fora deste intervalo os reatores sofrem queda em sua eficiência uma vez que estão operando com acúmulo de ácidos orgânicos (para os valores superiores) ou com acúmulo de carbono (para os valores inferiores).

Ponzelli *et al.* (2023), observaram que quanto menor é a relação da carga orgânica aplicada com a concentração de microrganismos presentes no reator, menor serão os valores de pH em seu interior, devido ao aumento da concentração dos ácidos orgânicos voláteis. Os mesmos autores ainda observam que ao adicionar óxidos de carbono ao substrato, há uma maior eficiência da conversão dos ácidos orgânicos voláteis em outros subprodutos, aumentando a cinética de degradação entre os microrganismos. Logo, pHs muito baixos possuem o potencial de diminuir a eficiência dos tratamentos, como até mesmo inibir o processo de degradação da MO pelos microrganismos. Dębowski *et al.* (2023) notaram que ao aumentar a carga orgânica aplicada em 1 g DQO.L⁻¹.d⁻¹ foi o suficiente para aumentar a relação FOS/TAC de 0,40 para 0,48.

O nitrogênio amoniacal foi monitorado semanalmente entre o efluente bruto e os efluentes tratados pelos reatores, totalizando sete análises. As médias de concentração do NH₄⁺ mostraram que o tratado pela CCM obteve a maior média com 8,2 mg.L⁻¹, enquanto o FA obteve uma concentração média de 6,12 mg.L⁻¹. A comparação de média entre os valores foi significativa de acordo com o Teste de Tukey, apontando diferenças entre os três tratamentos.

A degradação da matéria orgânica por processos biológicos promove o aumento da concentração de nutrientes no digestato nas formas de nitrogênio amoniacal e ortofosfato (COSTANZO *et al.*, 2021). Ponzelli *et al.* (2023) afirmam que as concentrações elevadas de amônia no interior de reatores anaeróbios, em longos períodos, pode provocar a inibição dos microrganismos presentes em seus interiores. No entanto, Chernicharo (2015) estima que concentrações de amônia abaixo de 150 mg.L⁻¹ não são consideradas tóxicas aos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia.

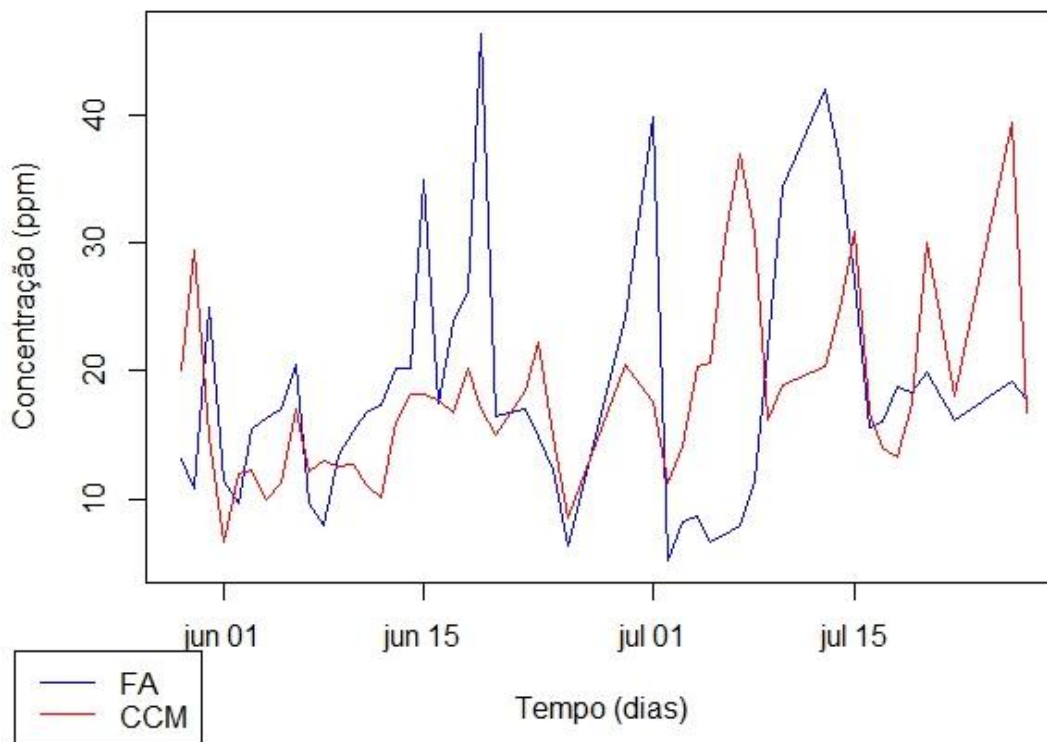
É possível notar uma oscilação considerável entre as concentrações de nitrogênio amoniacal entre os respectivos tratamentos, destacando os dias 30/06/2023 e 07/07/2023, onde

o efluente bruto alcançou concentrações de 3,08 e 2,24 mg.L⁻¹ de NH₄⁺. Ainda é possível observar que o mesmo comportamento se refletiu nos reatores, alcançando 9,52 mg.L⁻¹ em ambas as datas para a CCM e para o FA, alcançou 7,00 e 7,28 mg.L⁻¹ nas respectivas datas.

4.1.1 Produção de Metano

Os dados avaliados após o tratamento de agrupamento de dados em dados médios diárias, mostraram que os dados não possuem uma distribuição normal, sendo necessária então a transformação numérica. Para tanto, foi utilizada a equação (8). O teste de médias apresentou um p-valor de 0,62, mostrando que há diferença estatística entre as produções de metano entre o FA e a CCM. A média global de produção de metano foi de 2,78 ppm para o FA e 2,83 ppm para a CCM, uma produção de metano de cerca de 1,77% acima para a CCM em comparação com o FA. A figura 28 mostra que a produção de metano média diária foi muito semelhante para os dois reatores. Nota-se ainda que, embora muito semelhantes tenham sido as produções de metano, o FA atingiu picos de máximas concentrações com valores superiores aos da CCM, assim como também atingiu valores mínimos inferiores aos resultados da CCM, mostrando assim que a CCM desempenhou um comportamento mais constante na produção de metano quando comparada com o FA.

Figura 28 – Perfil da concentração média de metano (em ppm) para o FA e para a CCM durante o período operacional



Fonte: O Autor.

Nota-se que não houve uma grande diferença entre as concentrações médias de metano entre o FA e a CCM, no entanto, a CCM se mostra um pouco mais eficiente na conversão do substrato para o metano. Yan *et al.* (2022) compararam uma célula bioeletroquímica com um sistema convencional de tratamento de efluentes e observaram uma produção 76,8% maior para a MEC e com uma pureza de metano de 87%.

Por outro lado, Dębowski *et al.* (2023) observaram que o incremento da carga orgânica aplicada e o aumento da relação FOS/TAC, diminuem a produção de metano em reatores anaeróbios. Garci e Angenent (2009) concluíram que o aumento da concentração de amônia diminui a produção de metano, em temperatura de 25°C, e ainda que o aumento da temperatura aumenta a toxicidade da amônia para os microrganismos. A redução da concentração da amônia no reator aumenta a produção de metano e a remoção de DQO (LAUTERBÖCK *et al.*, 2014).

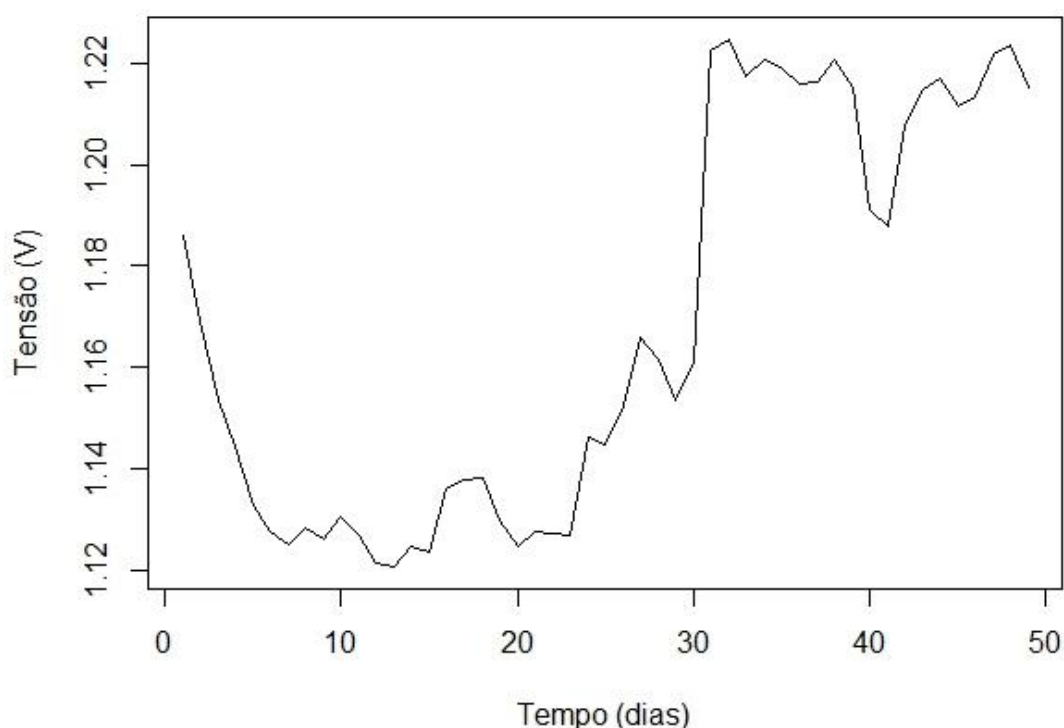
Ye *et al.* (2022) utilizaram um efluente proveniente de indústria láctea e avaliaram que ao fazer a diluição desse efluente, a concentração de amônia no reator diminuía e com isso, a produção de metano aumentava. Chernicharo (2015) observa que condições como a relação FOS/TAC acima de 0,3 promove o acúmulo de ácidos orgânicos no reator e isto promove a

queda de pH do efluente. Esse fato cria um desequilíbrio entre os microrganismos que fazem a digestão anaeróbia, reduzindo a produção de metano.

4.1.2 Produção de Eletricidade

Foi observado uma produção de energia oscilante, com uma tensão média máxima de 1,223 volts após 31 dias de operação e uma tensão média mínima de 1,121 volts, nos primeiros dias, com uma média geral de cerca de 1,17 volts em todo o período monitorado. A figura 29 mostra a tensão média produzida diariamente durante o monitoramento da CCM.

Figura 29 – Perfil da tensão média produzida diariamente pela CCM durante o período operacional



Fonte: O Autor.

É possível notar uma queda na tensão durante os primeiros dias de monitoramento e se mantendo até o 20º dia. Após este período, pode-se observar um crescimento acentuado na tensão medida, atingindo a tensão máxima após 1 mês. A tensão apresentou uma estabilidade nos últimos 18 dias de operação dos reatores.

Schievano *et al.* (2018), alcançaram uma tensão de 0,08 V em uma CCM de câmara única, sem membrana e volume de 150 mL. Neste estudo, foi alcançado uma tensão média de 1,12 V, ou seja, muito superior ao alcançado pelo autor supracitado. Por outro lado, Mirza *et al.* (2022), alcançaram um resultado superior, com uma tensão de 1,57 V em uma CCM de 2 câmaras, ânodo de zinco, com uma ponte salina e volume de 300 mL. Vilas Boas *et al.* (2019)

afirma que a utilização do ânodo como meio suporte para o crescimento bacteriano e o tamanho da sua área superficial maior, aumentam a produção de eletricidade. Assim, a CCM utilizou de uma ampla área de suporte para o crescimento bacteriano ao associar sua estrutura com a estrutura de um FA.

Ramya e Senthil Kumar (2022) observaram que substratos como acetato e glicose, promovem uma maior produção de eletricidade pelas bactérias, desta forma, pode-se observar que os resultados das análises de FOS, mostram uma grande concentração de ácidos no interior da CCM. Obileke *et al.* (2021) corrobora com este fato pois, utilizando um substrato rico em acetato, alcançou uma densidade de potência de 800 W.m^{-3} com uma CCM de câmara única.

Utilizando-se de uma resistência conhecida de 1 ohms no circuito, foi possível obter a corrente elétrica produzida pela CCM. A produção média de corrente elétrica foi cerca de $1,17 \text{ A}$, enquanto os dados apontam uma produção máxima de $1,22 \text{ A}$ e uma produção mínima de $1,12 \text{ A}$ de corrente elétrica.

Vishnevskaya *et al.* (2019) e Liu *et al.* (2021), alcançaram densidades de correntes de 4 e $1,23 \text{ A.m}^{-3}$, respectivamente. Desta forma, considerando a corrente média produzida por este experimento e o volume útil da CCM, este estudo, por sua vez, alcançou uma densidade de corrente média de $2,34 \text{ A.m}^{-3}$, uma densidade de corrente máxima de $2,44$ e mínima de $2,24 \text{ A.m}^{-3}$. Em comparação com os estudos de Liu *et al.* (2021) que operaram sem membrana, assim como neste estudo, este experimento mostrou uma produção líquida de eletricidade muito superior aos dos autores.

Santoro *et al.* (2018), com uma CCM de câmara única, ânodo de carbono e um volume de 130 mL , alcançou a corrente máxima de $0,23 \text{ mA}$ e Vishnevskaya *et al.* (2019), alcançaram uma corrente de $0,2 \text{ mA}$ com um ânodo de $7,3 \text{ cm}^2$. Resultados com uma corrente muito inferior da encontrada por este estudo, que chegou à uma corrente média de $1,17 \text{ A}$. Drendel *et al.* (2018) observaram que materiais influenciam na produção de eletricidade da CCM, com ânodos de materiais baseados em carbono são obtidos os melhores resultados. Neste estudo, por sua vez, foi utilizado metal galvanizado com zinco. Enquanto em relação ao cátodo, Drendel *et al.* (2018) afirmam que o material deve mostrar um alto potencial redox, quando associado com o material do ânodo. Materiais a base de carbono possuem um bom desempenho como cátodo. Neste trabalho, foi utilizado um cátodo de carbono, o qual, baseado nas comparações com os resultados obtidos por outros autores, mostrou-se uma boa escolha.

Embora os resultados relacionados a produção de corrente elétrica tenham sido satisfatórios e corroborarem com as premissas deste estudo, He *et al.* (2017) observaram que

os biocátodos são mais eficientes na produção de eletricidade. Neste estudo foi utilizado um cátodo abiótico sendo o oxigênio o acceptor de elétrons, o que torna a CCM um dispositivo mais sustentável, uma vez que o oxigênio é uma substância abundante na atmosfera terrestre.

Sukri *et al.* (2021) utilizaram um ânodo de zinco com 9 cm² e um cátodo feito de um eletrodo comercial em sua CCM, operando em batelada. Os autores alcançaram uma tensão de 1,2 V e uma densidade de potência de 1,9 W.m⁻². Os resultados deste trabalho se mostram superiores aos do autor citado, uma vez que, além de utilizar um ânodo com uma área com cerca de 477 cm² (muito superior ao do autor), utilizou de um fluxo hidráulico contínuo. Vilas Boas *et al.* (2019) também operaram com um fluxo hidráulico em batelada e com um ânodo de 61 cm², alcançando uma potência máxima de 5,04 mW.m⁻² em um TDH de 48 horas. Resultados estes, muito inferiores aos encontrados por este estudo.

Os fluxos hidráulicos desempenham um importante papel na eficiência da CCM para a produção de eletricidade, sendo os fluxos contínuos os mais eficientes, uma vez que fornecem alimento constantemente aos microrganismos e assim permitindo um maior crescimento da comunidade microbiana (MALEKMOHAMMADI; AHMAD MIRBAGHERI, 2021). Neste estudo foi utilizado o fluxo contínuo de alimentação com o objetivo de atingir melhores resultados os quais são evidenciados nas comparações de produção de eletricidade acima.

A potência produzida foi calculada em relação a área superficial total de contato entre a biomassa e a estrutura interna da CCM. A área superficial total na CCM foi estimada em 477,04 cm², isso permitiu um alcance de 1,36 W de potência, uma densidade potência máxima de 314 mW.m⁻² e uma densidade de potência mínima de 262 mW.m⁻², representando uma densidade de potência média de 286 mW.m⁻² ou ainda 2,73 kW.m⁻³. Destaca-se que este resultado fora superior ao de vários autores e foi obtido com materiais menos nobres, tais como sucata metálica reaproveitada da construção civil. Apesar deste resultado, outros autores encontraram potências superiores, mostrando que ainda há muitas abordagens para serem investigadas em relação às CCMs.

Neste estudo, foram utilizados materiais e estratégias visando o aumento da eficiência no tratamento e na produção de eletricidade pela CCM. Outro fator que foi optado para melhorar o desempenho da CCM é a não utilização de membrana trocadora de prótons. Min *et al.* (2005) avaliaram uma CCM de câmara dupla utilizando uma ponte salina como meio trocador de prótons e alcançaram uma densidade de potência de 2,2 mW.m⁻² e 38 mW.m⁻² quando utilizou uma membrana trocadora de prótons. A ponte salina exerce uma grande resistência ôhmica, desta forma o resultado obtido pelo autor supracitado é muito inferior quando comparada com

este estudo, tanto em comparação com os resultados obtidos referentes a ponte salina quanto os resultados obtidos com a membrana, que obteve uma densidade de potência média de $31,4 \text{ W.m}^{-2}$. A ausência de um meio trocador de prótons reduz a distância e a resistência ôhmica entre ânodo e cátodo, aumentando a sua densidade de potência (THARALI; SAIN; OSBORNE, 2016).

Outro fator importante é a difusão de oxigênio no interior da CCM. Ramya; Senthil Kumar (2022) observaram que CCMs de câmara única são mais eficientes em evitar a difusão do oxigênio em seu interior, aumentando assim o seu rendimento.

Outra visão a qual se pode ter sobre os resultados de produção de energia elétrica é a interação entre os materiais utilizados como preenchimento para o crescimento aderido e os subprodutos da digestão anaeróbia. A oxidação dos metais pela ação dos ácidos orgânicos cria, naturalmente, uma diferença de potencial entre os eletrodos. Desta forma, pode-se presumir que a diminuição do pH proporcional uma ação mais agressiva dos ácidos sobre o metal.

4.2 Análises de Correlações

Como os dados de tensão mostraram forte resistência às transformações numéricas, optou-se pelo teste de correlação não paramétrico chamado Spearman. Os dados de tensão e metano foram redimensionados para coincidir com o campo amostral da DQO. A tabela 9 mostra os resultados das iterações entre os parâmetros DQO, tensão e concentração de metano e suas respectivas correlações.

Tabela 9 – Valores de correlações entre os parâmetros DQO, tensão e produção de metano

	DQO	Tensão	Metano
DQO		-0,284	-0,042
Tensão			0,239
Metano			

Fonte: O Autor.

Para a avaliação entre os dados de produção de energia e consumo de matéria orgânica, foram utilizados os dados da tensão produzida e da DQO de saída da CCM. Para a comparação, utilizou-se os dados de DQO de saída da CCM sem a transformação numérica.

A comparação entre a tensão produzida pela CCM e sua DQO efluente, mostrou uma correlação negativa de -0,284 ou -28,4% e um p-valor de aproximadamente 0,2 apontando que há correlação inversamente proporcional entre estas variáveis. Esta comparação mostra uma

correlação fraca, porém, aponta para a conclusão de que: quanto menor é a DQO de saída da CCM, maior será a sua produção de energia.

A comparação entre os dados observados entre a tensão produzida pela CCM e a sua concentração de metano, mostraram um p-valor de 0,28 desta forma, pode-se afirmar que há correlação de 0,239 ou cerca de 24% de correlação fraca positiva, mostrando que quanto maior é a concentração de metano no interior da CCM, maior é a produção de energia.

A avaliação de correlação entre as concentrações de metano e DQO amostrados na CCM, mostram um p-valor de 0,17 logo, há correlação entre estas variáveis. O teste de Spearman mostrou uma correlação negativa de -0,303 ou cerca de -30,3% de resposta entre as variáveis metano e DQO. Esta observação mostra uma correlação fraca, porém, permite concluir que a concentração de DQO na saída da CCM diminui quando a concentração de metano aumenta, conforme o esperado. Os dados entre a produção de metano do FA e sua concentração de saída de DQO, também mostram um p-valor significativo de 0,85 mostrando haver correlação entre estas variáveis. O teste de Spearman permite observar também haver uma fraca correlação negativa entre as variáveis com cerca de -0,042 ou -4,2% de resposta.

Debowski *et al.* (2023) notaram que a eficiência da remoção dos compostos orgânicos está ligada diretamente com a produção de metano, de modo geral, quanto maior a remoção de DQO presente no afluente, há uma maior conversão de compostos orgânicos em biogás e seus componentes. No entanto, as observações deste mesmo autor mostram que nas condições operadas neste trabalho, há um declínio na eficiência de reatores anaeróbios ao serem operados em condições de carga orgânica aplicada e relação FOS/TAC elevadas.

O pH também é outro fator importante, uma vez que os organismos exoeletrogênicos, responsáveis pela produção de energia, tem seu crescimento ótimo na faixa entre 8 e 11. Limitar a difusão de oxigênio também aumenta a eficiência da produção de eletricidade nas CCMs (MUNOZ-CUPA *et al.*, 2021). A produção de metano também é influenciada pelo pH, valores abaixo de 6,6 manifestam uma queda na produção de eletricidade e metano (MARTIN *et al.*, 2010).

A remoção da DQO está diretamente relacionada com a área do ânodo, pois é onde ocorre a formação de biofilme. Para a remoção de DQO a um nível de 69% de um efluente sanitário com contribuição de 5.000 pessoas, é necessário um CCM com capacidade de 705 m³ e operar por um TDH de 0,94 dias. Efluentes sintéticos proporcionam uma maior produção de eletricidade pois são mais estáveis em questões de composição e concentrações de seus componentes (BIRD *et al.*, 2022).

Para se obter uma grande quantidade de energia é preciso contar com uma grande quantidade de substratos, tais como ácido acético e glicose (MUNOZ-CUPA *et al.*, 2021). Substratos cuja sua composição se encontrar em maior parte como DQO solúvel são metabolizados mais rapidamente pelos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbios, provocando um aumento na energia elétrica produzida ao serem alimentados. Após este choque da alimentação, a produção de eletricidade declina. Desta forma, indica-se substratos mais estáveis para uma produção de energia com menos oscilações (LI *et al.*, 2021).

A DQO removida depende da atividade eletroquímica do biofilme no compartimento anódico (LI *et al.*, 2021). Martin *et al.* (2010) observam que há uma maior atividade metabólica para a faixa de DQO entre 150 e 400 mg.L⁻¹ e, desta forma, um maior consumo do substrato, maior produção de metano e eletricidade. Para Bird *et al.* (2022), concentrações de DQO elevadas reduzem a eficiência da conversão do substrato em eletricidade.

5 CONCLUSÕES

O experimento permitiu uma comparação entre duas tecnologias para o tratamento de águas residuárias (tanto domésticas quanto industriais): o FA convencional e a CCM integrada a estrutura do FA. Pode-se observar que os reatores operaram em condições desfavoráveis no que diz respeito aos parâmetros alcalinidade e pH. Embora operados em condições adversas, deve-se ressaltar que houve sucesso na adaptação do FA para integrar uma CCM, a qual mostrou um desempenho melhor ao se comparar com os vários autores referenciados neste trabalho.

Também é importante ressaltar que a premissa de que o aumento da área superficial trocadora de elétrons favoreceria a produção de energia elétrica, foi satisfeita. Outro ponto importante é o fato que de ambas as tecnologias mostraram um desempenho semelhante, com uma pequena vantagem nos resultados obtidos pela CCM, demonstrando a possibilidade de aumentar a matriz energética proveniente de reatores anaeróbios.

Pode-se atribuir este resultado ao fato de que a CCM operou com uma concentração média de amônia de $8,2 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ enquanto o FA operou com uma média de $6,12 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ e desta forma, possuía mais nutrientes para os microrganismos. Também se observa que a relação FOS/TAC para a CCM ficou mais próxima da faixa ideal com um valor médio de 1,04 e o FA operou em um média de $1,13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O pH mostrou uma queda acentuada ao decorrer do experimento, sugerindo que o modo de operação dos reatores continha erros, tal ocorrência poderia levar o reator ao azedamento. Ambos os reatores operaram em uma média de pH de 6,8.

Os resultados relacionados a eficiência dos reatores através da remoção da DQO foram insatisfatórios. No entanto, a CCM obteve o melhor desempenho com uma remoção média de DQO de 35%, enquanto o FA alcançou apenas 24% de remoção da DQO. Valores baixos, porém, mostram que a CCM possui um potencial de qualidade de tratamento superior ao FA. Muito embora tenha sido observado que as condições de operação da CCM foram melhores no que tange os parâmetros nitrogênio e alcalinidade, sem está uma possível influência para o seu desempenho superior.

Embora tenha havido grande diferença entre a remoção de DQO para os reatores, a produção de metano foi muito semelhante, com 2,78 ppm para o FA e 2,83 ppm para a CCM. As correlações mostraram que a produção de metano e remoção de DQO estão diretamente ligadas, assim como a produção de energia elétrica. Quando maior a remoção de DQO, maior a produção de metano e maior a corrente elétrica produzida.

A produção de energia elétrica alcançou uma DDP média de 1,17 V, com uma produção máxima de 1,22 durante os 31 dias de operação da CCM. Este resultado mostra um bom desempenho deste modelo de CCM, atingindo uma densidade de potência média de 286 mW.m⁻². Estes resultados mostram que a estrutura da CCM integrado ao FA proporciona uma maior área trocadora de elétrons, assim como um melhor aproveitamento do volume do reator para uma maior produção de corrente elétrica. Ainda foi possível observar um aumento na tensão produzida pela CCM, ao mesmo tempo que os valores de pH diminuíram. Porém, observa-se que a ação dos ácidos orgânicos nos metais pode ter influenciado estes resultados.

Este estudo mostrou ainda que a escolha de materiais é um fator primordial para o sucesso do experimento. Superfícies lisas dificultam a adesão dos microrganismos. A utilização de metais pode gerar transtornos por conta da sua oxidação ao serem expostos aos ácidos orgânicos resultantes do tratamento anaeróbio. Mas que utilizar sensores para a automação de coleta de dados permite um acompanhamento mais detalhado e proporciona a possibilidade de tomada de decisões rápidas para controle da operação dos reatores, além de produzirem resultados precisos.

Novos estudos utilizando outros materiais para o crescimento microbiano aderido com superfícies condutoras e que permitam a fixação das bactérias devem ser realizados. A utilização de materiais metálicos é desaconselhável para evitar a oxirredução do metal e a interferência deste fenômeno nos resultados. O contato frio entre os meios suportes não é o ideal para a transferência de elétrons, porém, neste estudo não foi um fator limitante, dado os resultados obtidos.

REFERÊNCIAS

ABNT NBR 13969. 5. Associação Brasileira De Normas Técnicas – 1997. **Nbr 13969**, p. 60, 1999.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, p. 92, 2017.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington, p. 2670, 2017.

ARAÚJO, G. M.; NETO, I. E. L.; ARAÚJO, A. L. C; SILVA, M. E. R. 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**, v. 21, n. 4, p. 687–696, 5 set. 2016.

BAETTKER, E. C.; CARVALHO, K. Q.; FREIRE, F. B.; PASSIG, F. H.; MORAIS, J. L. Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1091–1102, dez. 2018.

BEAL, L. J.; RAMAN, D. RAJ. Sequential Two-stage Anaerobic Treatment of Confectionery Wastewater. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 76, n. 2, p. 211–217, jun. 2000.

BIRD, H.; HEIDRICH, E. S.; LEICESTER, D. D.; THEODOSIOU, P. Pilot-scale Microbial Fuel Cells (MFCs): A meta-analysis study to inform full-scale design principles for optimum wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 346, p. 131227, abr. 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB/FINEP, Rio de Janeiro, p. 279-331, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic reactors**, v. 6, London; New York: Iwa Publishing, p. 188, 2015.

COLOMBO, A.; SCHIEVANO, A.; TRASATTI, S. P.; MORRONE, R.; D'ANTONA, N.; CRISTIANI, P. Signal trends of microbial fuel cells fed with different food-industry residues. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, n. 3, p. 1841–1852, jan. 2017.

COSTANZO, N.; CESARO, A.; CAPUA, F.; ESPOSITO, G. Exploiting the Nutrient Potential of Anaerobically Digested Sewage Sludge: A Review. **Energies**, v. 14, n. 23, p. 8149–8149, 5 dez. 2021.

DEBOWSKI, M.; KISIELEWSKA, M.; KAZIMIEROWICZ, J.; ZIELINSKI, M. Methane Production from Confectionery Wastewater Treated in the Anaerobic Labyrinth-Flow Bioreactor. **Energies**, v. 16, n. 1, p. 571–571, 3 jan. 2023.

DRENDEL, G.; MATHEWS, E. R.; SEMENEC, L.; FRANKS, A. E. Microbial fuel cells, related technologies, and their applications. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 8, n. 12, p. 1–18, 2018.

FARIS, S.; Mudança climática: as alterações do clima e as consequências diretas em questões morais, sociais e políticas. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009.

FENG, L.; WARD, A. J.; AMBYE-JANSEN, M.; MØLLER, H. B. 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**, v. 146, p. 886–892, fev. 2021.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. V.; ZAIAT, M. P. F. F. C. Fundamentos do Tratamento anaeróbio. p. 464, 1999.

FRANZETTI, A.; DAGHIO, M.; PARENTI, P.; TRUPPI, T.; BESTETTI, G.; TRASATTI, S. P.; CRISTIANI, P. Monod Kinetics Degradation of Low Concentration Residual Organics in Membraneless Microbial Fuel Cells. **Journal of The Electrochemical Society**, v. 164, n. 3, p. H3091–H3096, 30 dez. 2016.

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2373–2382, maio 2009.

GUDE, V. G. Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview. **Journal of Cleaner Production**, v. 122, p. 287–307, 2016.

HE, L.; DU, P.; CHEN, Y.; LU, H.; CHENG, X.; CHANG, B.; WANG, Z. Advances in microbial fuel cells for wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 71, n. December 2016, p. 388–403, 2017.

HIEGEMANN, H.; HERZER, D.; NETTMANN, E.; LÜBKEN, M.; SCHULTE, P.; SCHMELZ, K.; HORMANN, S.; WICHERN, M. An integrated 45 L pilot microbial fuel cell system at a full-scale wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 115–122, out. 2016.

KUNZ, A.; PIGOSSO, A.; AMARAL, A. C.; WUADEN, C. R.; BARROS, E. C.; ANTES, F. G.; BORTOLI, M.; SILVA, M. L. B.; PRÁ, M. C.; MEZZARI, M. P.; STEINMETZ, R. L. R.; NICOLOSO, R. S. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, p. 209, 2019.

LANGONE, M.; FERRENTINO, R.; FREDDI, F.; ANDREOTTOLA, G. Anaerobic digestion of blood serum water integrated in a valorization process of the bovine blood treatment. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 1–8, jan. 2019.

LAUTERBÖCK, B.; NIKOLAUSZ, M.; LV, Z.; BAUMGARTNER, M.; LIEBHARD, G.; FUCHS, W. Improvement of anaerobic digestion performance by continuous nitrogen removal with a membrane contactor treating a substrate rich in ammonia and sulfide. **Bioresource Technology**, v. 158, p. 209–216, 1 abr. 2014.

LI, D.; SHI, Y.; GAO, F.; YANG, L.; LI, S.; XIAO, L. Understanding the current plummeting phenomenon in microbial fuel cells (MFCs). **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 101984, abr. 2021.

LIU, N.; HU, L.; XIN, L.; HAN, M. ZHANG, P. Study on Start-Up Membraneless Anaerobic Baffled Reactor Coupled with Microbial Fuel Cell for Dye Wastewater Treatment. **ACS Omega**, v. 6, n. 36, p. 23515–23527, 2 set. 2021.

LOGAN, B. E.; HAMELERS, B.; ROZENDAL, R.; SCHRÖDER, U.; KELLER, J.; FREGUIA, S.; AELTERMAN, P.; VERSTRAETE, W.; RABAEY, K. Microbial fuel cells: Methodology and technology. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 17, p. 5181–5192, 2006.

LOGAN, B. E. Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 85, n. 6, p. 1665–1671, 2010.

MALEKMOHAMMADI, S.; AHMAD MIRBAGHERI, S. A review of the operating parameters on the microbial fuel cell for wastewater treatment and electricity generation. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 6, p. 1309–1323, 24 ago. 2021.

MAHADEVAN, A.; GUNAWARDENA, D. A.; FERNANDO, S. Biochemical and Electrochemical Perspectives of the Anode of a Microbial Fuel Cell. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**, 9 jul. 2014.

MIN, B.; CHENG, S.; LOGAN, B. E. Electricity generation using membrane and salt bridge microbial fuel cells. **Water Research**, v. 39, n. 9, p. 1675–1686, 2005.

MIRZA, S. S.; AL-ANSARI, M. M.; ALI, M.; ASLAM, S.; AKMAL, M.; AL-HUMAID, L.; HUSSAIN, A. Towards sustainable wastewater treatment: Influence of iron, zinc and aluminum as anode in combination with salt bridge on microbial fuel cell performance. **Environmental Research**, v. 209, p. 112781, jun. 2022.

MUNOZ-CUPA, C.; HU, Y.; CHARLES, C. X.; BASSI, A. An overview of microbial fuel cell usage in wastewater treatment, resource recovery and energy production. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 142429, fev. 2021.

NAWAZ, A.; UL HAQ, I.; QAISAR, K.; GUNES, B.; RAJA, S. I.; MOHYUDDIN, K.; AMIN, H. Microbial fuel cells: Insight into simultaneous wastewater treatment and bioelectricity generation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 161, p. 357–373, 1 maio 2022.

NESTLÉ. **Leite em Pó Molico Desnatado 280g**. Disponível em: <<https://www.molico.com.br/leite-em-po-molico-desnatado>> Acesso em: 03 de nov. 2023.

OBILEKE, K.; ONYEAKA, H.; MEYER, E. L.; NWOKOLO, N. Microbial fuel cells, a renewable energy technology for bio-electricity generation: A mini-review. **Electrochemistry Communications**, v. 125, p. 107003, abr. 2021.

PENTEADO, E. D.; MARCHANTE-FERNANDEZ, C. M.; ZAIAT, M.; GONZALEZ, E. R.; RODRIGO, M. A. Influence of carbon electrode material on energy recovery from winery wastewater using a dual-chamber microbial fuel cell. **Environmental Technology**, v. 38, n. 11, p. 1333–1341, 12 set. 2016.

PENTEADO, E. D.; MARCHANTE-FERNANDEZ, C. M.; ZAIAT, M.; CAÑIZARES, P.; GONZALEZ, E. R.; RODRIGO, M. A. Influence of sludge age on the performance of MFC treating winery wastewater. **Chemosphere**, v. 151, p. 163–170, 1 maio 2016.

PENTEADO, E. D.; MARCHANTE-FERNANDEZ, C. M.; ZAIAT, M.; GONZALEZ, E. R.; RODRIGO, M. A. Optimization of the performance of a microbial fuel cell using the ratio electrode-surface area / anode-compartment volume. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 1, p. 141–146, jan. 2018.

PEREIRA, K. L.; BORGES, R. E. S.; SANTOS, V. S.; ALVES, F. K. S.; BRITO, A. S. Otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de filtros anaeróbios. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, n. 3, p. 283-288, 2014.

PONZELLI, M.; NGUYEN, H.; DREWES, J. E.; KOCH, K. Improved Recovery of Overloaded Anaerobic Batch Reactors by Graphene Oxide. **Sustainability**, v. 15, n. 3, p. 2224–2224, 25 jan. 2023.

POTTER, M. Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character**, v. 84, n. 571, p. 260–276, 1911.

PUKASIEVICZ, S. R. M.; GOMES, S. D.; OLIVEIRA, J. G. B.; BARANA, A. C. Upflow Anaerobic Filter for Pet Food Wastewater Treatment. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 38, n. 1, p. 55, 4 out. 2017.

RAMYA, M.; SENTHIL KUMAR, P. A review on recent advancements in bioenergy production using microbial fuel cells. **Chemosphere**, v. 288, p. 132512, fev. 2022.

ROY, J., P. TSCHAKERT, H. WAISMAN, S. ABDUL HALIM, P. ANTWI-AGYEI, P. DASGUPTA, B. HAYWARD, M. KANNINEN, D. LIVERMAN, C. OKEREKE, P.F. PINHO, K. RIAHI, A.G. SUAREZ RODRIGUEZ. Sustainable Development, Poverty Eradication and Reducing Inequalities. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press 2018.

RODRIGUES, L. S.; LOPES, B. C.; LIMA, C. A.; RIBEIRO, M. C.; SANTOS, R. P.; SILVA, I. J. Tratamento de efluentes de abatedouro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, n. 1, p. 97–103, fev. 2016.

RODRIGUES, L. S.; TORRES, E. P.; RODRIGUES, L. A.; DUTRA, J. C. F.; SAMPAIO, R. R.; SILVA, I. J. Aplicabilidade de sistema reator anaeróbio compartimentado seguida de filtro anaeróbio no tratamento de efluentes de suinocultura de pequeno porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 451–456, jun. 2020.

RUSSEL, J. B. Química Geral. Vol 2. p. 685, 1994.

SANTORO, C.; IEROPOULOS, I.; GREENMAN, J.; CRISTIANI, P.; VADAS, T.; MACKAY, A.; LI, B. Current generation in membraneless single chamber microbial fuel cells (MFCs) treating urine. **Journal of Power Sources**, v. 238, p. 190–196, set. 2013

SCHIEVANO, A.; COLOMBO, A.; COSSETTINI, A.; GOGLIO, A.; D'ARDES, V.; TRASATTI, S.; CRISTIANI, P. Single-chamber microbial fuel cells as on-line shock-sensors for volatile fatty acids in anaerobic digesters. **Waste Management**, v. 71, p. 785–791, jan. 2018.

SCHRÖDER, U. Anodic electron transfer mechanisms in microbial fuel cells and their energy efficiency. **Physical Chemistry Chemical Physics**, v. 9, n. 21, p. 2619–2629, 2007.

SIVAKUMAR, D. Pollution reduction and electricity production from dairy industry wastewater with microbial fuel cell. **Global Journal of Environmental Science and Management**, v. 6, p. 145-164, 2020.

SLATE, A.; WHITEHEAD, K. A.; BROWNSON, D. A. C.; BANKS, C. E. Microbial fuel cells: An overview of current technology. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 60–81, 1 mar. 2019.

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

SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de esgotos. In: . **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Vol. 2, 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2018.

SUKRI, A.; OTHMAN, R.; ABD-WAHAB, F.; NOOR, N. M. Self-Sustaining Bioelectrochemical Cell from Fungal Degradation of Lignin-Rich Agrowaste. **Energies**, v. 14, n. 8, p. 2098, 9 abr. 2021.

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.

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

UCHOA, C.; JOSÉ CARNEIRO. **Biologia celular e molecular**. Rio De Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.

VICARI, F.; ALBAMONTE, M.; GALIA, A.; SCIALDONE, O. Effect of mode of operation, substrate and final electron acceptor on single-chamber membraneless microbial fuel cell operating with a mixed community. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 814, p. 104–110, abr. 2018.

VILAS BOAS, J.; OLIVEIRA, V. B.; MARCON, L. R. C.; SIMÕES, M.; PINTO, A. M. F. R. Optimization of a single chamber microbial fuel cell using *Lactobacillus pentosus*: Influence of design and operating parameters. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 263–270, 2019.

VISHNEVSKAYA, M.; GAZIZOVA, D.; VICTORENKO, A.; KONOVA, I. Membraneless microbial biofuel cell for municipal waste water treatment. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 337, n. 1, p. 012002, 1 nov. 2019.

WALKER, J.; HALLIDAY, D.; RESNICK, R. **Fundamentos de física volume 3: eletromagnetismo**. [s.l.] Rio De Janeiro Ltc, 2009.

WANG, C. T. Flow Control in Microbial Fuel Cells. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**, 9 jul. 2014.

WU, S.; LI, H.; ZHOU, X.; LIANG, P.; ZHANG, X.; JIANG, Y.; HUANG, X. A novel pilot-scale stacked microbial fuel cell for efficient electricity generation and wastewater treatment. **Water Research**, v. 98, p. 396–403, jul. 2016.

YAN, X.; WANG, B.; LIANG, H.; YANG, J.; NDAYISENGA, F.; ZHANG, H.; YU, H. Z.; QIAN, Z. Enhanced straw fermentation process based on microbial electrolysis cell coupled anaerobic digestion. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 44, p. 239–245, abr. 2022.

YE, M.; ZHU, A.; SUN, B.; QIN, Y.; LI, Y. Methanogenic treatment of dairy product wastewater by thermophilic anaerobic membrane bioreactor: Ammonia inhibition and microbial community. **Bioresource Technology**, v. 357, p. 127349–127349, 1 ago. 2022.

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**, v. 293, p. 122004, dez. 2019.

APÊNDICE A - CÓDIGOS UTILIZADOS

- Código utilizado no Arduino para coleta de dados dos sensores:

```
// DECLARAÇÃO SENSOR DE TEMPERATURA TERMOPAR TIPO K
#include <Thermocouple.h>
#include <MAX6675_Thermocouple.h>

/* Definições: GPIOs do Arduino utilizado na comunicação com o
   MAX6675 */
#define GPIO_SO_1 10
#define GPIO_CS_1 9
#define GPIO_CLK_1 13

#define GPIO_SO_2 7
#define GPIO_CS_2 6
#define GPIO_CLK_2 13

/* Criação de objeto para comunicação com termopar */
MAX6675_Thermocouple termopar_1(GPIO_CLK_1, GPIO_CS_1, GPIO_SO_1);
MAX6675_Thermocouple termopar_2(GPIO_CLK_2, GPIO_CS_2, GPIO_SO_2);

//Include the library
#include <MQUnifiedsensor.h>
/*****Hardware Related Macros*****/
#define Board ("Arduino UNO")
#define Pin_1 (A2) //Analog input 3 of your arduino
#define Pin_2 (A4)

/*****Software Related Macros*****/
#define Type ("MQ-4") //MQ4
#define Voltage_Resolution (5)
#define ADC_Bit_Resolution (10) // For arduino UNO/MEGA/NANO
#define RatioMQ4CleanAir (4.4) //RS / R0 = 60 ppm

/*****Globals*****/
MQUnifiedsensor MQ4_1(Board, Voltage_Resolution, ADC_Bit_Resolution, Pin_1, Type);
MQUnifiedsensor MQ4_2(Board, Voltage_Resolution, ADC_Bit_Resolution, Pin_2, Type);
/*****Voltage Sensor *****/
const int pino = A0;

void setup() {

  Serial.begin(115200); // Define a velocidade de troca de informações

  //Set math model to calculate the PPM concentration and the value of constants
  MQ4_1.setRegressionMethod(1); //_PPM = a*ratio^b
  MQ4_1.setA(1012.7);
  MQ4_1.setB(-2.786); // Configure the equation to to calculate LPG concentration
```

```

MQ4_2.setRegressionMethod(1);
MQ4_2.setA(1012.7);
MQ4_2.setB(-2.786);

// Iniciar
MQ4_1.init();
  MQ4_1.setRL(20);

MQ4_2.init();
  MQ4_2.setRL(20);

// Calibração MQ4_1
float calcR0 = 0;
for(int i = 1; i<=10; i++)
{
  MQ4_1.update(); // Update data, the arduino will read the voltage from the analog pin
  calcR0 += MQ4_1.calibrate(RatioMQ4CleanAir);
}
MQ4_1.setR0(calcR0/10);

// Calibração MQ4_2
float calcR0_2 = 0;
for(int i = 1; i<=10; i++)
{
  MQ4_2.update(); // Update data, the arduino will read the voltage from the analog pin
  calcR0_2 += MQ4_2.calibrate(RatioMQ4CleanAir);
}
MQ4_2.setR0(calcR0_2/10);

/***** MQ Calibration *****/
MQ4_1.serialDebug(true);
MQ4_2.serialDebug(true);
}
void loop() {

  //SENSOR DE GAS

  MQ4_1.update();
  MQ4_1.readSensor();
  MQ4_1.serialDebug2();
  Serial.print("");

  MQ4_2.update();
  MQ4_2.readSensor();
  MQ4_2.serialDebug2();
  Serial.print("");

  // SENSOR DE TENSÃO

```

```

Serial.print((analogRead(pino) * 25.0 / 1024.0), 5); //Define o padrão de leitura e limita a 5
casas decimais
Serial.print(";");
// SENSOR TEMOPAR
Serial.print(termopar_1.readCelsius());
Serial.print(";");
Serial.println((termopar_2.readCelsius()));

delay(180000);
}

```

- Código para integrar o Arduino com o *Python* para armazenamento dos dados:

```

from serial import Serial
import time
import pandas as pd

#Um arquivo .csv foi criado anteriormente para armazenar os dados e posteriormente, os
dados foram adicionados na ultima linha do arquivo continuamente

arquivo = "

arduino = Serial('COM3', 115200)
arduino.flushInput()

next(arduino)

while True:
    linha = str(arduino.readline())
    linha1 = linha[2:-5].strip()
    linha = [float(val) for val in linha1.split(';')]

    dados = time.strftime("%d"+";"+"%b"+";"+"%y"+";"+"%H:%M"+";"+"
        linha1)

    # Transformar string para df

    df = pd.DataFrame([x.split(';') for x in dados.split('\n')])

    # renomear colunas
    df.rename(columns={
        0:"Dia",
        1:"Mês",
        2:"Ano",
        3:"Hora",
        4:"MQ_1",
        5:"MQ_2",
        6:"Tensão",

```

```
7:"Temp_1",
8:"Temp_2"}, inplace = True)
```

```
print(df)
```

```
# 3 minutos de intervalo entre as leituras dos sensores = 20 coletas/hora
time.sleep(180)
```

```
arquivo = open("dados.csv", "a")
arquivo.write(dados + "\n")
arquivo.close()
```

```
arduino.close()
```

- Código *Python* para visualização gráfica dos dados, avaliações e tomadas de decisões sobre o comportamento do reator durante a fase operacional:

```
import pandas as pd
import matplotlib.pyplot as plt
```

```
df = pd.read_csv('dados.csv', sep = ';',
                encoding = 'latin-1')
```

```
##### Gráfico MQs #####
fig, (ax1, ax2) = plt.subplots(2,1)
```

```
x_data1 = range(len(df['MQ_1']))
y_data1 = df['MQ_1']
x_data2 = range(len(df['MQ_2']))
y_data2 = df['MQ_2']
```

```
ax1.set_xlabel('Pontos de amostragem')
ax1.set_ylabel('Concentração de Metado (%)')
```

```
ax2.set_xlabel('Pontos de amostragem')
ax2.set_ylabel('Concentração de Metado (%)')
```

```
ax1.set_title('MQ_1')
ax2.set_title('MQ_2')
```

```
ax1.plot(x_data1, y_data1)
ax2.plot(x_data2, y_data2)
```

```
##### Gráficos Temperatura #####
fig, (ax3 , ax4) = plt.subplots(2,1)
```

```
x_data3 = range(len(df['Temp_1']))
y_data3 = df['Temp_1']
x_data4 = range(len(df['Temp_2']))
```

```
y_data4 = df['Temp_2']

ax3.set_xlabel('Pontos de amostragem')
ax3.set_ylabel('Temperatura (°C)')

ax4.set_xlabel('Pontos de amostragem')
ax4.set_ylabel('Temperatura (°C)')

ax3.set_title('Temp_1')
ax4.set_title('Temp_2')

ax3.plot(x_data3, y_data3)
ax4.plot(x_data4, y_data4)

##### Gráficos Tensão #####
fig, ax5 = plt.subplots()

x_data5 = range(len(df['Tensão']))
y_data5 = df['Tensão']

ax5.set_xlabel('Pontos de amostragem')
ax5.set_ylabel('Voltagem')
ax5.set_title('Tensão Medida')

ax5.plot(x_data5, y_data5)

plt.show()
```