

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

LEONARDO DE AGUIAR

**CONVERSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA POR CÉLULA COMBUSTÍVEL
MICROBIANA (CCM) APLICADA EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

CURITIBA

2023

LEONARDO DE AGUIAR

**CONVERSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA POR CÉLULA COMBUSTÍVEL
MICROBIANA (CCM) APLICADA EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

**CONVERSION OF ELECTRIC ENERGY BY MICROBIAL FUEL CELL (MCC)
APPLIED IN AN ANAEROBIC-AEROBIC REACTOR TREATING SANITARY
SEWAGE**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig.

CURITIBA

2023



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.

LEONARDO DE AGUIAR

**CONVERSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA POR CÉLULA COMBUSTÍVEL
MICROBIANA (CCM) APLICADA EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Data de aprovação: 22/Junho/2023

Fernando Hermes Passig
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Luciana Coêlho Mendonça
Doutorado
Universidade Federal de Sergipe

André Nagalli
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

CURITIBA

2023



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba**



LEONARDO DE AGUIAR

CONVERSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA POR CÉLULA COMBUSTÍVEL MICROBIANA (CCM) APLICADA EM REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 22 de Junho de 2023

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Andre Nagalli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Luciana Coelho Mendonca, Doutorado - Universidade Federal de Sergipe (Ufs)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 22/06/2023.

Dedico este trabalho à minha família e amigos, pelos
momentos de ausência.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida, por sempre me levantar e manter motivado diante dos acontecimentos da vida, pelos momentos desfrutados ao longo de minha jornada e experiências vividas.

Agradeço aos meus pais, Tercio e Marlise, e a minha irmã, Tui, por serem a minha base, por me apoiarem em todos os momentos e sempre me estimularem a progredir cada vez mais.

Agradeço a minha namorada, Narumy, por todo suporte que me deu desde o dia em que nos conhecemos, por sempre estar disposta a me ouvir, conversar e me aconselhar, por todo amor e companheirismo.

Agradeço aos meus amigos, em especial ao José (Zé) e ao Lorenzo, pela amizade e por estarem comigo independentemente da situação.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Fernando Hermes Passig pela oportunidade de ingressar no mestrado, por me possibilitar amadurecimento profissional, pelos conselhos e orientações.

Agradeço a Prof. Dr. Karina Querne de Carvalho Passig e ao Prof. Dr. André Nagalli por integrarem a minha banca de qualificação e pelos apontamentos de correções e sugestões de melhora em minha pesquisa científica.

Agradeço a Prof. Dr. Jossy pela assistência nos ensaios físico-químicos, nos aparelhos do laboratório e pelas recomendações de aperfeiçoamento nos textos acadêmicos.

Agradeço aos meus amigos do Laboratório de Saneamento (LabSan), Adelanía (Lannynha), Álvaro, Beatriz (Bea), Dayane (Day), Janaína (Jana), Lucas, Mayra, Milton, Pedro, Paula e Regiane (Regi), pela ajuda nas análises laboratoriais, pelas risadas e momentos de descontração (obrigado pessoal, sem vocês, o brilho de estar vivenciando o mestrado não seria o mesmo).

Agradeço ao técnico Paulo pela ajuda na construção do reator e aos demais técnicos de laboratório pelo suporte nos equipamentos e materiais utilizados para confecção dessa pesquisa.

Agradeço ao corpo docente da UTFPR pelas aulas ministradas com excelência e pelos ensinamentos colhidos no decorrer das disciplinas efetuadas durante o período coberto pelo mestrado.

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (PPGEC) pelo espaço cedido para a realização da pesquisa, equipamentos e materiais de pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro – Código de Financiamento 001.

Agradeço a todas as pessoas que passaram por mim e que de certa forma me ajudaram, seja no projeto desenvolvido ou emocionalmente, obrigado.

“O que seria a vida se nós não tivéssemos a
coragem para tentar algo?”
(Vincent Van Gogh, 1997).

AGUIAR, L. **Conversão de energia elétrica por célula combustível microbiana (CCM) aplicada em reator anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2023.

RESUMO

A comunidade científica tem voltado seus esforços em busca de soluções sustentáveis para os problemas socioambientais ocasionados pela geração de energia elétrica, a partir da queima de combustíveis fósseis e seus derivados. A célula combustível microbiana (CCM) se apresenta como uma tecnologia promissora para contribuir com essa questão energética, pois consegue converter energia química em energia elétrica, mediante o metabolismo dos microrganismos. E, a partir desse conceito foi construído um reator anaeróbio-aeróbio contendo um volume efetivo de 17,18 litros, com a inserção de 20 eletrodos de barras de grafite, em seu interior, ligados por meio de um cabo rígido de cobre a um circuito externo. Dessa forma, a presente pesquisa visa avaliar a conversão da energia elétrica da CCM aplicada a um reator anaeróbio-aeróbio, tratando esgoto sanitário (sintético). Este estudo foi dividido em 4 etapas operacionais: Etapa I (TDH de 20h), Etapa II (TDH de 12h), Etapa III (TDH 10h) e Etapa IV (TDH 8h), a fim de investigar as melhores condições operacionais para obtenção das maiores conversões em energia elétrica. Na Etapa I, o sistema apresentou uma remoção de 85% de DQO, enquanto a Etapa II com um TDH de 12 horas, apresentou uma remoção de 89% de DQO. A Etapa III e IV obtiveram uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 88% e 89%, respectivamente. As tensões elétricas obtidas pelo sistema foram maiores na segunda Etapa operacional, se comparado com as demais, variando entre 141 mV e 661 mV. A densidade de potência também foi maior na segunda Etapa, totalizando 389,31 mW m⁻² gerados no sistema. A alteração do tempo de detenção hidráulica do reator combinado interferiu significativamente na conversão de energia elétrica da CCM, sendo que no TDH de 12 horas foi registrado o melhor desempenho na geração de eletricidade pelo sistema. Além disso, a variação da concentração de matéria orgânica carbonácea, em termos de DQO, também, mostrou influenciar o processo de conversão em energia elétrica.

Palavras-chave: Sistemas bioeletroquímicos; bioenergia; qualidade do efluente.

AGUIAR, L. **Conversão de energia elétrica por célula combustível microbiana (CCM) aplicada em reator anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2023.

ABSTRACT

The scientific community has focused its efforts on search of sustainable solutions for the socio-environmental problems caused by the generation of electric energy, from the burning of fossil fuels and their derivatives. The microbial fuel cell (MCC) is a promising technology to contribute to this energy issue, as it can convert chemical energy into electrical energy through the metabolism of microorganisms. And, from this concept, an anaerobic-aerobic reactor was built, containing an effective volume of 17,18 liters, with the insertion of 20 electrodes of graphite bars, in its interior, connected by means of a rigid copper cable to an external circuit. Thus, the present research aims to evaluate the conversion of electrical energy from the CCM applied to an anaerobic-aerobic reactor, treating sanitary sewage (synthetic). This study was divided into 4 operational stages: Stage I (20h TDH), Stage II (12h TDH), Stage III (10h TDH) and Stage IV (8h TDH), to investigate the best operational conditions to obtain the higher conversions into electrical energy. In Stage 1, the system presented a removal of 85% of COD, while Stage II with a TDH of 12 hours, presented a removal of 89% of COD. Step III and IV obtained an efficiency of organic matter removal of 88% and 89%, respectively. The electrical voltages obtained by the system were higher in the second operational stage, if compared to the others, varying between 141 mV and 661 mV. The power density was also higher in the second stage, totaling 389,31 mW m⁻² generated in the system. Changing the hydraulic detention time of the combined reactor significantly interfered with the conversion of electrical energy in the MCC, and the best performance in the generation of electricity by the system was recorded in the 12 hour TDH. Furthermore, the variation in the concentration of carbonaceous organic matter, in terms of COD, has also been shown to influence the process of conversion into electrical energy.

Keywords: Bioelectrochemical systems; bioenergy; effluent quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - A sequência dos processos da digestão anaeróbia	24
Figura 2 - Resultado dos documentos encontrados na base de dados para a palavra-chave "célula combustível microbiana".....	34
Figura 3 - Modelo de Célula Combustível Microbiana	35
Figura 4 - Classificação dos tipos de Células Combustíveis Microbianas e suas características	37
Figura 5 - Modelo de CCM em reator anaeróbio-aeróbio	44
Figura 6 - Fluxograma do projeto de pesquisa	47
Figura 7 - Representação esquemática simplificada do sistema experimental	48
Figura 8 - Representação esquemática simplificada do reator anaeróbio-aeróbio....	49
Figura 9 - Registro fotográfico referente ao tratamento químico dos eletrodos.....	50
Figura 10 - Estrutura de sustentação de eletrodos e região intermediária	51
Figura 11 - Representação esquemática da CCM aplicada ao reator anaeróbio-aeróbio e registro fotográfico do sistema.....	52
Figura 12 - Anéis de eletrodutos de plástico utilizados na região intermediária do reator anaeróbio-aeróbio	53
Figura 13 - Ilustração esquemática do sistema de aquisição de dados	60
Figura 14 - Relação entre a variação da demanda química de oxigênio, em termos de DQO, das amostras de afluente e efluente e a tensão elétrica da etapa de adaptação.....	65
Figura 15 - Relação entre o potencial de oxirredução (POR) e a tensão elétrica na etapa de adaptação	66
Figura 16 - Relação da condutividade elétrica das regiões anaeróbia e aeróbia e a tensão elétrica da etapa de adaptação.....	67
Figura 17 - Temperatura ambiente e temperatura do líquido no decorrer das etapas II, III e IV	74
Figura 18 - Variação das concentrações de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II, III e IV	78
Figura 19 - Variação das concentrações de fósforo total nas amostras do afluente e efluente nas etapas I, II, III, IV	80
Figura 20 - Variação das concentrações de NTK das amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III e IV	82
Figura 21 - Variações da concentração de N-Amon nas amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III.....	84
Figura 22 - Variações das concentrações de Nitrito nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II III e IV	85
Figura 23 - Variações das concentrações de nitrato nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II III e IV	86
Figura 24 - Variação temporal da tensão elétrica ao longo das etapas de operação do sistema	89
Figura 25 - Relação da tensão elétrica com os principais parâmetros físico-químicos analisados nas etapas operacionais I, II, III e IV	91
Figura 26 - Potência gerada pelo sistema ao longo do tempo de operação.....	96
Figura 27 - Curvas de polarização das etapas I, II, III e IV	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do esgoto sanitário	22
Tabela 2 - Estudos que utilizam reatores anaeróbio-aeróbio de fluxo ascendente e suas principais características	30
Tabela 3 - Estudos relacionados a CCM em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário e sintético	39
Tabela 4 - Características construtivas de cada câmara do reator anaeróbio-aeróbio	49
Tabela 5 - Características dos eletrodos nas câmaras (ânodo e cátodo)	51
Tabela 6 - Características do esgoto sintético simulando esgoto sanitário	54
Tabela 7 - Características das etapas I, II, III e IV de operação do sistema	56
Tabela 8 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa de adaptação do sistema	64
Tabela 9 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa I do sistema	69
Tabela 10 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa II do sistema	70
Tabela 11 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa III do sistema	71
Tabela 12 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa IV do sistema	72
Tabela 13 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação do pH das amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III e IV	73
Tabela 14 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação do POR das regiões anaeróbia e aeróbia nas etapas I, II, III, IV	75
Tabela 15 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação da condutividade nas regiões anaeróbia e aeróbia nas etapas I, II, III, IV	76
Tabela 16 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação da turbidez nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II, III e IV	77
Tabela 17 - Média, desvio padrão, valores mínimo e máximos das tensões elétricas de cada par de eletrodos do sistema nas etapas I e II	88
Tabela 18 - Média, desvio padrão, valores mínimo e máximos das tensões elétricas de cada par de eletrodos do sistema nas etapas III e IV	88
Tabela 19 - Valores de Corrente e Potência nas etapas I, II, III e IV	95
Tabela 20 - Densidade de potência e Eficiência Coulômbica do sistema durante as etapas I, II, III e IV	97
Tabela 21 - Resultados referentes as análises físico-químicas, tensão elétrica e temperaturas líquida e ambiente do reator anaeróbio-aeróbio	102

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Parâmetros físico-químicos, seus métodos e referências	58
Quadro 2 - Módulos eletrônicos utilizados na automação do sistema.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CCM – Célula Combustível Microbiana

CE – Condutividade Elétrica

COV – Carga orgânica volumétrica

CV – Coeficiente de variação

DP – Desvio padrão

DQO – Demanda química de oxigênio

EC – Eficiência Coulômbica

EF - Efluente

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

Méd – Média aritmética

Máx – Máximo

Mín – Mínimo

N-Amon – Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})

NASA – National Aeronautics and Space Administration

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L^{-1})

OD – Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})

pH – Potencial hidrogeniônico

POR – Potencial de oxirredução

ST – Sólidos totais

STF – Sólidos totais fixos

STV – Sólidos totais voláteis

T – Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

TDH – Tempo de detenção hidráulico (h)

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UNT – Unidade Nefelométrica de turbidez

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

A – Ampère

mA – Miliampère

V – Volts

mV – Milivolts

Ω – Ohm

W – Watts

U – Tensão

m² – Metro quadrado

mW – Miliwatts

i – Corrente elétrica

M – Massa molecular

F – Constante de Faraday

Q – Vazão (L dia⁻¹)

Δ – variação

b – Número de elétrons receptados por mol de O₂.

°C – Graus celsius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivos específicos.....	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário	21
3.2 Tratamento Anaeróbio	23
3.3 Tratamento Aeróbio	26
3.4 Tratamento Anaeróbio-Aeróbio.....	27
3.5 Célula Combustível Microbiana	32
3.5.1 Histórico da Célula Combustível Microbiana.....	32
3.5.2 Funcionamento da Célula Combustível Microbiana.....	35
3.5.3 Modelos de Célula Combustível Microbiana.....	37
3.5.4 Aplicações da Célula Combustível Microbiana	38
3.6 Aplicações da Célula Combustível Microbiana em Reator Anaeróbio-Aeróbio	43
4 MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1 Localização do Experimento	47
4.2 Sistema Experimental	48
4.2.1 Material Suporte.....	53
4.2.2 Alimentação do Sistema	54
<u>4.2.2.1 Substrato Utilizado</u>	<u>54</u>
4.2.3 Inoculação do Sistema.....	54
4.2.4 Inicialização do Sistema.....	55
4.3 Procedimento Experimental	55
4.4 Monitoramento do Sistema	57
4.4.1 Monitoramento do Tratamento do Esgoto.....	57
4.4.2 Monitoramento da Geração de Energia Elétrica	58
4.5 Procedimentos de Cálculo	60
4.5.1 Eficiência de Remoção	60
4.5.2 Densidade de Potência.....	61
4.5.3 Eficiência Coulômbica.....	61
4.6 Análise Estatística.....	62

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	63
5.1 Avaliação do Período de Adaptação.....	63
5.2 Avaliação do Sistema.....	67
5.2.1 Análise do desempenho do reator	68
<u>5.2.1.1 Demanda Química de Oxigênio</u>	<u>77</u>
<u>5.2.1.2 Fósforo total</u>	<u>79</u>
<u>5.2.1.3 Série nitrogenada</u>	<u>81</u>
5.2.1.3.1 Nitrogênio Total Kjeldahl	81
5.2.1.3.2 Nitrogênio Amoniacal	83
5.2.1.3.3 Nitrito e nitrato.....	85
5.2.2 Análise da CCM	87
<u>5.2.2.1 Geração de energia elétrica</u>	<u>87</u>
<u>5.2.2.2 Densidade de potência e Eficiência Coulômbica.....</u>	<u>97</u>
5.3 Desligamento do Sistema.....	102
6 CONCLUSÕES.....	104
REFERÊNCIAS.....	105
APÊNDICE A - Algoritmo.....	112

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e urbano tem aumentado a utilização da água e, conseqüentemente, a geração de águas residuais nos municípios. Estes resíduos carregam substâncias tóxicas capazes de agredir o meio ambiente e a saúde dos seres humanos, por isso é fundamental que o esgoto seja tratado, a fim de trazer menos riscos à humanidade.

No Brasil, cerca de 117,3 milhões de habitantes (55,8% da população total) receberam atendimento com rede de esgoto, de acordo com SNIS (2022), no ano de 2021. Além disso, apenas 51,2% de todo o esgoto sanitário gerado, em território nacional, foi devidamente tratado. Este cenário causa preocupação à população, já que esta encontra-se à mercê de possíveis doenças que podem ser contraídas por falta de saneamento básico.

O consumo de energia elétrica (um dos principais custos operacionais dos serviços de água e esgoto) pelos sistemas de esgotamento sanitário vem aumentando com o passar dos anos, segundo SNIS (2021). Em 2020, as despesas com energia elétrica atingiram R\$ 7,4 bilhões, com um consumo nacional total de 1,5 TWh, representando um crescimento de 4,1%, em comparação aos gastos com energia em 2019.

Os esgotos domésticos, industriais e pluviais apresentam potencial nos quesitos de reuso de água (como sendo um resultado do efluente tratado) e na geração de energia elétrica (oriunda dos subprodutos derivados do tratamento do esgoto, como, por exemplo, o biogás e biomassa). Dessa forma, pesquisadores e entusiastas do tema buscam criar e desenvolver tecnologias que conciliem o tratamento de águas residuais e a geração de energia elétrica, visando atribuir uma função aos resíduos que seriam descartados e, ao mesmo tempo, amenizar os problemas ambientais, relacionados à queima de combustíveis fósseis e ao acúmulo de águas residuais em rios e oceanos.

Outro ponto relevante discorre sobre um saneamento mais sustentável, o qual pode ser alcançado pela reutilização da energia convertida, pelos compostos sucedidos do tratamento do esgoto, nas estações de tratamento de efluente, com a finalidade de tentar tornar a ETE cada vez mais autossuficiente, em questão de energia, além de diminuir os seus gastos mensais. Este contexto apresenta afinidade com a Economia Circular (EC) por abordar um desenvolvimento sustentável sob os

seguintes aspectos, conforme Prieto-Sandoval e colaboradores (2018): Recirculação de recursos e energia, Minimização da demanda de recursos e Recuperação de valor dos resíduos.

Nesse sentido, as Células Combustíveis Microbianas (CCMs) vêm sendo cada vez mais pesquisadas, uma vez que conseguem converter a energia química, da degradação da matéria orgânica realizada pelas bactérias, em energia elétrica.

Assim, as CCMs se apresentam como uma tecnologia promissora para o tratamento de águas residuais e geração de energia limpa, simultaneamente, adequando-se ao conceito de economia circular e atendendo aos objetivos do desenvolvimento sustentável, 6 (água limpa e saneamento), 7 (energia acessível e limpa), 11 (cidades e comunidades sustentáveis) e 13 (combate as alterações climáticas) da agenda 2030 da ONU (Organização da Nações Unidas) para o tratamento sustentável.

Contudo, essa tecnologia apresenta alguns entraves referentes à melhor configuração construtiva para gerar maiores produções de energia limpa e, principalmente, o seu alto custo de implantação, em larga escala. Dessa maneira, torna-se necessário o desenvolvimento da pesquisa da CCM, a fim de viabilizar economicamente a tecnologia e sanar os problemas ambientais e humanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a geração de energia elétrica, a partir do uso da Célula Combustível Microbiana (CCM) aplicada em um reator combinado anaeróbio-aeróbio no tratamento de esgoto sintético.

2.2 Objetivos específicos

Visando atingir o objetivo geral do projeto, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) do reator na geração de energia elétrica do sistema;
- Avaliar a eficiência no tratamento de esgoto sintético e a geração de energia elétrica no sistema.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção, toda a pesquisa bibliográfica relevante para o presente trabalho, será apresentada em capítulos, ordenados de forma crescente, abordando os principais conceitos, características e resultados encontrados pelos autores sobre o tema, em questão.

3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário

A NBR 9648 (ABNT, 1986) define o esgoto sanitário como o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”.

Quando não há resíduos industriais, o esgoto é um líquido com aproximadamente 99,87% de sua composição formada por água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não sedimentáveis e o restante (0,07%) de substâncias dissolvidas (NUVOLARI, 2011). E, dentre a parte sólida do esgoto, pode haver a proliferação de microrganismos nocivos à saúde humana.

O esgoto sanitário, sem a adoção de um sistema de tratamento adequado, pode contaminar o meio ambiente e propagar doenças ao homem, como, por exemplo, febre tifoide, cólera, leptospirose, diarreia, verminoses e entre outras enfermidades. Para tanto, torna-se necessária a tomada de medidas eficazes para o tratamento do esgoto sanitário.

Além disso, o Relatório Mundial sobre o Desenvolvimento de Recursos Hídricos da ONU (2019) destaca que, para a erradicação da pobreza, construção de sociedades pacíficas e prósperas, rumo ao desenvolvimento sustentável, dá-se pelo acesso a água potável e esgotamento sanitário para todos.

No entanto, para o tratamento do esgoto sanitário, torna-se necessário o conhecimento de sua composição e caracterização, lembrando que a composição varia conforme o uso da água.

De acordo com a FUNASA (2019), a parte orgânica corresponde a 70% do esgoto, sendo integrado por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%), ureia, fenóis, surfactantes e entre outros. O restante é formado pela matéria inorgânica constituída pelos componentes minerais dos sólidos suspensos e das substâncias minerais dissolvidas.

A composição dos esgotos domésticos pode ser classificada como fraca, média ou forte, dependendo da concentração dos componentes físico-químicos, mostrados na Tabela 1 (METCAL e EDDY, 2017).

Tabela 1 - Composição do esgoto sanitário

Parâmetro	Composição do Esgoto Sanitário		
	Fraco	Médio	Forte
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	250	430	800
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L ⁻¹)	110	190	350
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	390	720	1230
Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)	120	210	400
Nitrogênio total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	20	40	70
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	12	25	45
Nitrito (mg L ⁻¹)	0	0	0
Nitrato (mg L ⁻¹)	0	0	0
Fósforo (mg L ⁻¹)	4	7	12

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2017).

O nitrogênio é encontrado nos esgotos na forma de amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, ou como gás nitrogênio na atmosfera e assim como o fósforo, o nitrogênio é relevante no desenvolvimento de processos biológicos aeróbios (JORDÃO e PESSOA, 2014). Além disso, a liberação desses nutrientes em corpos hídricos, sob certas condições, pode resultar em eutrofização (VON SPERLING, 2016), o que justifica a necessidade de sua remoção.

Entendendo de forma criteriosa o esgoto sanitário, é possível implantar medidas que visem o tratamento do mesmo. Dessa maneira, algumas exigências legais foram criadas, no território brasileiro, servindo como parâmetros de qualidade dos corpos hídricos, como a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a Resolução do CONAMA 430/2011 e a Resolução do CONAMA 357/2005.

O Oxigênio Dissolvido (OD) é um parâmetro de caracterização da qualidade de uma massa de água, sendo essencial para os microrganismos aeróbios (nos processos aeróbios), além de estar relacionado com a temperatura, salinidade e altitude (JORDÃO e PESSOA, 2014). É importante ressaltar que a variação da temperatura pode afetar a saturação de oxigênio dissolvido. Segundo Sperling (2016) o aumento das taxas de reações químicas e biológicas se devem ao aumento da temperatura, sendo que esta apresenta uma faixa ótima para atividades biológicas, variando entre 25°C e 35°C (JORDÃO e PESSOA, 2014).

O pH (potencial hidrogeniônico) no esgoto, situa-se, normalmente, na faixa entre 6,5 e 7,5, sendo um parâmetro muito importante na digestão anaeróbia e nos processos oxidativos, além de estar associado diretamente a alcalinidade e acidez (JORDÃO e PESSOA, 2014).

Além destes parâmetros, os parâmetros biológicos também são essenciais para avaliar a potabilidade da água, incluindo os microrganismos, normalmente, os que estão associados ao grupo dos coliformes totais, como a *Escherichia coli* e outros seres microbiológicos, que servem como indicadores de qualidade sanitária da água.

Assim, a legislação brasileira, juntamente, com as estações de tratamento, zela pela qualidade, manejo e distribuição da água, já que está é vital para o consumo humano, a agricultura, a indústria e os ecossistemas aquáticos.

À vista disso, os esgotos tratados garantem que a água descartada esteja livre de poluentes e microrganismos prejudiciais, evitando a contaminação de rios e oceanos, sendo que, também, a reutilização segura dos esgotos tratados pode conservar recursos hídricos escassos. Por isso, investir em tratamento de água e saneamento é fundamental para proteger a saúde pública, preservar a natureza e garantir um futuro sustentável para a humanidade.

3.2 Tratamento Anaeróbio

Dentro de uma estação de tratamento de esgoto, podem ser encontradas formas de se tratar o afluente de forma anaeróbia. Sob este contexto, existem alguns sistemas de tratamento anaeróbios, vigentes atualmente, que podem ser citados, como, por exemplo, os filtros anaeróbios, lagoas anaeróbias, tanques sépticos e os reatores anaeróbios.

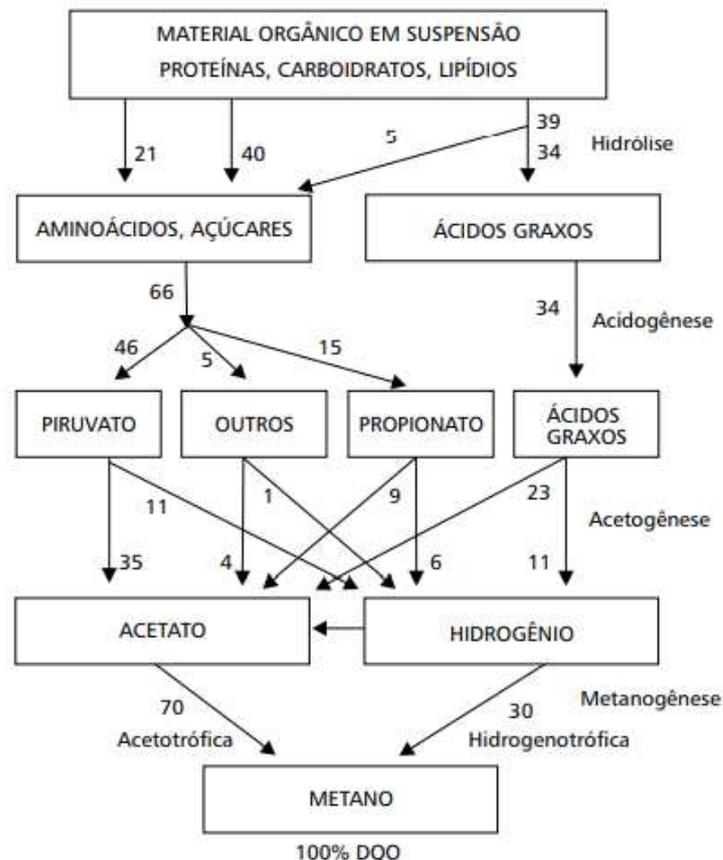
A matéria orgânica, ao atravessar esses sistemas, pode ser transformada em biogás (aproximadamente 70 a 90%), biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%) e material não degradado (aproximadamente 10 a 30%), conforme apontado por Chernicharo (1997). Isso enfatiza o uso de reatores anaeróbios nas estações de tratamento de esgoto, já que podem alcançar uma eficiência de remoção de matéria orgânica de até 70%, sem a necessidade de introduzir aditivos químicos, tornando-os assim, um dos principais representantes entre os sistemas anaeróbios.

Em sistemas com essas características, ocorre um processo bioquímico, sem a presença de oxigênio, denominado de digestão anaeróbia, que visa assimilar e destruir a matéria orgânica, simultaneamente (JORDÃO e PESSOA, 2014). Nesse

processo, de acordo com Gujer e Zehnder (1983), são apontados os seguintes processos químicos: hidrólise de biopolímeros, fermentação de aminoácidos e açúcares, oxidação anaeróbia de ácidos graxos e álcoois de longas cadeias, oxidação anaeróbia de produtos intermediários, como por exemplos ácidos graxos, excluindo-se acetatos, conversão de acetato e hidrogênio em metano.

Resumidamente, a matéria orgânica, composta, majoritariamente, por carboidratos, lipídeos e proteínas, em águas residuárias, percorre por quatro etapas distintas, até a formalização da digestão anaeróbia. Essas etapas são denominadas como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme Zinder e Koch (1984), podendo ser observadas na Figura 1.

Figura 1 - A sequência dos processos da digestão anaeróbia



Legenda: Os números referem-se a porcentagens, expressas em DQO.

Fonte: Campos (1999).

O processo anaeróbio produz o biogás que, segundo Jordão e Pessoa (2014), é composto por Metano (65 a 70%), Gás Carbônico (25 a 30%), Óxido de Carbono (2 a 4%) e oxigênio, nitrogênio, hidrocarbonetos, gás sulfídrico, em pequenas

quantidades, e pode ser usado, como combustível nas caldeiras, fonte de energia para os secadores térmicos do lodo e/ou produção de energia com o uso das turbinas a gás, entre outras aplicações de cunho energético.

As vantagens dos processos anaeróbios, conforme Lettinga (1995) e Sperling (1995), são:

- Pouca produção de sólidos (cerca de 5 a 10 vezes menor do que nos processos aeróbios), reduzindo a necessidade de tratamento e disposição de lodo;
- Baixo consumo de energia, especialmente quando associado a uma elevatória de chegada, resultando em menor custo operacional;
- Demanda de área reduzida, otimizando o espaço físico necessário para a instalação;
- Baixos custos de implantação, com valores aproximados de R\$ 20 a 40 por habitante, tornando o investimento mais acessível;
- Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico, que pode ser aproveitado para geração de energia;
- Possibilidade de preservação da biomassa no reator, sem necessidade de alimentação por vários meses, o que confere maior estabilidade operacional;
- Tolerância a elevadas cargas orgânicas, permitindo o tratamento eficiente de efluentes com alto teor de matéria orgânica;
- Aplicabilidade em diferentes escalas, sendo viável tanto para pequenas comunidades quanto para grandes centros urbanos;
- Baixo consumo de nutrientes, reduzindo os custos associados ao suprimento de nutrientes adicionais.

Os processos anaeróbios de tratamento de efluentes mostram-se promissores e eficazes, no que diz respeito a remoção de matéria orgânica, geração de biogás e a capacidade em tratar elevadas cargas orgânicas. Sua aplicabilidade em diferentes escalas e geração de energia renovável os tornam alternativas sustentáveis e viáveis para o tratamento de efluentes.

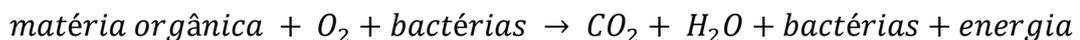
3.3 Tratamento Aeróbio

Nas ETE's, os sistemas mais utilizados para tratamento aeróbios são os sistemas de lodos ativados, filtros biológicos e lagoas aeradas.

Os sistemas aeróbios, de acordo com Chernicharo (1997), conseguem converter biologicamente cerca de 40 a 50% da matéria orgânica injetada nesse sistema, em gás carbônico e incorporar cerca 50 a 60% em biomassa microbiana, sendo, assim, o lodo excedente do sistema. O material que não foi degradado pelo sistema, é representado por uma faixa que varia entre 5 e 10% da matéria orgânica.

A digestão aeróbia, com a presença de oxigênio em seu processo de degradação de matéria orgânica, revela uma eficiência de digestão significativamente superior à da digestão anaeróbia, especialmente na redução dos resíduos voláteis do lodo no esgoto (JORDÃO e PESSOA, 2014).

Nesse processo, de acordo com Von Sperling (2016), os microrganismos aeróbios consomem o oxigênio dissolvido (OD) e convertem a matéria orgânica em água e gás carbônico, resultando, então, na oxidação desta matéria orgânica e reprodução de mais bactérias, como pode ser evidenciado na equação simplificada da estabilização da matéria orgânica, a seguir.



As vantagens da utilização de um sistema aeróbio estão na redução da emissão de odores, maior rendimento na remoção de matéria orgânica e maior capacidade de absorção de compostos mais difíceis de serem degradados, em comparação com outros sistemas.

No entanto, a utilização exclusiva de um sistema aeróbio para o tratamento de efluentes apresenta algumas desvantagens relevantes. Dentre elas, destacam-se o alto consumo de energia devido à necessidade constante de aeração, o que pode resultar em elevados custos operacionais (TCHOBANOGLIOUS et al., 2014), a considerável produção de lodo, exigindo tratamento adicional para sua disposição ou aproveitamento (LUO et al., 2019). E a sensibilidade do reator aeróbio a variações de carga orgânica pode comprometer o desempenho do sistema (HENZE et al., 2016). A adoção de abordagens combinadas, integrando diferentes processos, pode ser uma alternativa para mitigar essas desvantagens e otimizar o tratamento de efluentes.

3.4 Tratamento Anaeróbio-Aeróbio

O reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) apresenta algumas limitações relacionadas aos próprios processos anaeróbios e, a depender da ocasião, dificuldades no controle operacional (NUVOLARI, 2011). Além disso, Chernicharo (1997) ressalta que nos processos anaeróbios, a remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos não alcança níveis satisfatórios. E, ainda, eventuais maus odores podem ser gerados, bem como a possibilidade de formação de efluentes de qualidade inadequada, o que frequentemente demanda a aplicação de algum tipo de pós-tratamento.

Contudo, apesar das desvantagens citadas, os custos referentes aos processos anaeróbios podem ser amenizados ao adotar um reator UASB em conjunto com tratamento biológico aeróbio, resultando em economias significativas de despesas de capital (de 20 a 50%) e operacionais (superior a 50%), quando comparado a uma planta convencional de lodo ativado (SPERLING; CHERNICHARO apud CHERNICHARO et al., 2015).

A união dos processos de tratamento anaeróbios e aeróbios apresentam eficácia e competitividade (em comparação com outros processos de tratamento), por apresentarem simplicidade, serem mais econômicos, produzirem efluentes de boa qualidade e apresentarem remoção orgânica (e de nitrogênio) (Peng et al., 2008; Ağdağ e Sponza, 2005; Im et al., 2001 apud SUN; PENG; SHI, 2015, p. 338). Ademais, segundo Chernicharo (2006), a combinação desses processos de tratamento oferece outras duas vantagens como a menor produção de lodo biológico e baixa potência de aeração requerida pela fase aeróbia.

Portanto, o uso de reatores combinados anaeróbios e aeróbios é uma estratégia poderosa e vantajosa para o tratamento de efluentes. Essa abordagem aproveita os pontos fortes de cada processo, proporcionando eficiência e eficácia no tratamento. Enquanto os reatores anaeróbios oferecem alta remoção de matéria orgânica e produção de biogás, os reatores aeróbios complementam o sistema com a capacidade de remover nitrogênio e outros poluentes que não são eficientemente tratados em ambientes anaeróbios. Além disso, a combinação desses processos possibilita a otimização dos custos operacionais, reduzindo o consumo de energia e gerando efluentes de qualidade superior. Dessa forma, os reatores combinados representam uma solução sustentável e econômica para enfrentar os desafios

crescentes no tratamento de efluentes, contribuindo para a preservação dos recursos hídricos e do meio ambiente.

No trabalho de Abreu e Zaiat (2008) foi avaliado o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio, com diferentes TDH's (12 h, 10 h, 8 h, 6 h), produzido a partir de tubos de acrílico, apresentando diâmetro interno de 90 mm, comprimento igual a 1000 mm e um volume total de 6,4 litros, sendo preenchido com espuma de poliuretano. Os autores concluíram que o reator combinado apresenta capacidade de estabilização ao operar de forma satisfatória na redução da carga orgânica aplicada. Os resultados do experimento mostram a importância de um pós-tratamento aeróbio para a remoção de DQO, que não seria removida por, apenas, um tratamento anaeróbio e, ainda, no sistema combinado é possível aproveitar as vantagens dos dois sistemas e minimizar seus aspectos negativos.

No estudo de Pontes (2009), foi utilizado um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) com recirculação na fase líquida para o tratamento de água residuária de abatedouro de aves. As dimensões do reator, feito com material acrílico, eram de 9,3 cm para o diâmetro interno e 100 cm para o comprimento. A zona anaeróbia do reator foi preenchida com argila expandida e espuma de poliuretano e a zona aeróbia, apenas com espuma de poliuretano. O reator de escoamento ascendente era dividido em câmara de alimentação, leito reacional, câmara de aeração e de saída, apresentando um volume total de 6,8 litros. Tal configuração de sistema apresentou uma eficiência de remoção de DQO, NTK e NT iguais a 87%, 44% e 41%, respectivamente, com uma razão de recirculação igual a 1,5. Além disso, a autora aponta que a matéria orgânica localizada no primeiro compartimento permite a doação de elétrons para a desnitrificação do efluente recirculado, além de equilibrar a geração de alcalinidade resultante dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, correspondendo a uma grande vantagem do reator combinado.

Rebah e colaboradores (2010) realizaram um experimento utilizando um reator combinado, com volume de 44 L e meio suporte de argila e plástico, no tratamento de esgoto sintético com TDH de 36 h. No dado experimento, os autores alcançaram uma eficiência de remoção de DQO bruta igual a 90%, 68% para NTK, 64% para N-amon e 53% para nitrogênio total, apresentando os maiores resultados de eficiência de remoção, com recirculação em 100%.

Belini (2012) desenvolveu seu estudo utilizando um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com volume útil de 4,75 litros e apresentava o intuito de avaliar a remoção

de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, utilizando tempos de detenção hidráulica diferentes (24 h, 18 h e 14 h).

Kreutz (2012), em seu estudo, utilizou um RAALF, confeccionado a partir de plexiglass, contendo 90 mm de diâmetro e 100 mm de comprimento, com escoamento ascendente e volume de 4,75 litros, adotando o esgoto sanitário como substrato. O meio suporte usado foi a argila expandida e a espuma de poliuretano. A autora apresentou uma remoção de DQO de 87%, de NT 61% e N-amon 69%, operando o reator com um TDH de 8 horas.

Shi e colaboradores (2014) estudaram o processo anaeróbio-aeróbio para tratamento de efluentes farmacêuticos com alta salinidade e atingiram ótima eficiência na remoção de DQO, cerca de 94,7% de eficiência para UASB (com biorreator de membrana) e 91,8% de eficiência utilizando UASB (com reator de lote de sequenciamento), em que ambos tiveram a adoção de pós-tratamento aeróbio.

Kordkandi e Khoshfetrat (2015) realizaram um experimento envolvendo um reator combinado, cujo volume era de 7,6 litros, com tratamento para efluente sintético. O reator possuía fluxo ascendente e TDH de 7,3 h, apresentando como meio suporte o plástico, no tratamento de esgoto sintético. Os pesquisadores conseguiram obter cerca de 97% de remoção de DQO, 53% de nitrogênio total e 64% de nitrogênio amoniacal. Os autores relatam que o aumento da região anaeróbia pode melhorar a remoção de nitrogênio em até 83%.

O estudo de Freitas (2016) abordou o uso de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação, em escala de bancada, no tratamento de esgoto sintético. O RAALF produzido, a partir de um tubo de plexiglass, detinha diâmetro interno de 93 mm e comprimento de 1100 mm. O volume útil do reator era de 6,14 L e o meio suporte utilizado foi a espuma de poliuretano. A autora concluiu que os parâmetros como temperatura do líquido, concentração de oxigênio dissolvido e pH ajudaram o desenvolvimento dos microrganismos, e seus valores médios foram de 23,1 °C para a temperatura; 5,8 mg L⁻¹ para a concentração de oxigênio dissolvido e 6,87 para pH.

Por questão de organização de informações, foi montado uma tabela (Tabela 2) orientativa a respeito dos resultados encontrados dos autores que utilizaram um reator combinado anaeróbio-aeróbio em seus estudos.

Tabela 2 - Estudos que utilizam reatores anaeróbio-aeróbio de fluxo ascendente e suas principais características

Autores	Tipo de efluente	Volume (L)	Meio suporte	DQO do Afluente (mg L ⁻¹)	TDH (h)	Eficiência média de remoção (%)		
						DQO	NT	N-Amon
Abreu e Zaiat (2008)	Sanitário	6,4	Espuma poliuretano	259	6; 8; 10; 12	75; 60; 81; 81	-	85
Pontes (2009)	Industrial	6,7	Argila expandida	880	6,7	87	41	37
Rebah et al. (2010)	Sintético	44	Argila e plástico	2595 - 5969	36	90	70	64
Belini (2012)	Sanitário	4,75	Argila expandida e espuma poliuretano	2647	14; 18; 24	78,9; 83,9; 70,3	-	39,6; 54,5; 26
Kreutz (2012)	Sanitário	4,75	Argila expandida e espuma poliuretano	1048	8	87	61	69
Kordkandi e Khoshfetrat (2015)	Sintético	7,6	Plástico	175 - 550	7,3	97	53	64
Freitas (2016)	Sintético	6,14	Espuma de poliuretano	654	12	90	54	99
Tomoto (2017)	Sanitário	5,2	Espuma de poliuretano	2505	22	98	-	76
Ferro et al. (2021)	Sanitário	2,87	Argila expandida e conchas de sururu	554	11,48	75	19	97
Melo et al. (2022)	Sintético	6,8	Argila expandida e espuma poliuretano	-	24	83	73	82

Fonte: Autoria própria (2023).

Tomoto (2017) utilizou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo para tratar água residuária de abate de frango. O reator, em questão, apresentava um volume útil de 5,2 litros e foi operado com um TDH de 22 horas e recirculação de 150%. A remoção de DQO bruta e compostos nitrogenados, NTK e N-amon, atingiram eficiências de remoção iguais a 98%, 89% e 76%, respectivamente. A temperatura média do efluente do reator variou entre 20,75°C e 22,25°C e a zona de aeração do sistema detinha um volume de 0,40 litro.

Barancheshme e Munir (2018) revisaram alguns diferentes tipos de tratamento de afluentes e estratégias, visando o combate as bactérias resistentes aos antibióticos (ARB) e aos genes resistentes aos antibióticos (ARGs) encontradas em águas residuais, já que estes, também, são causa de enorme preocupação ambiental e de saúde pública, por promoverem o aumento de patógenos microbianos resistentes a antibióticos. As autoras chegaram à conclusão de que os reatores de tratamento anaeróbio-aeróbio foram responsáveis por diminuir altas concentrações de ARGs em águas residuais domésticas. E vale ressaltar, ainda, que além de ser mais eficiente na remoção de ARGs do que em unidades anaeróbias e aeróbias, são processos de baixo consumo de energia, ecológicos e usadas também no tratamento de DQO.

Ferro e colaboradores (2021) avaliaram um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) de fluxo ascendente e volume total de 2,87 litros no tratamento de esgoto doméstico. O reator apresentava diâmetro interno de 74 mm e 825 mm de comprimento, operando sob condições mesofílicas, em temperatura ambiente variando entre 27,1 °C e 34,9 °C, com TDH de 11,48 horas. A aeração foi mantida constante durante a operação do sistema, sendo que a concentração média de Oxigênio Dissolvido (OD) aferida na parte superior do reator foi de $5,56 \pm 0,51 \text{ mg L}^{-1}$ (acima de 2 mg L^{-1}). Os autores observaram uma eficiência de remoção de DQO de $75 \pm 6\%$ (sem recirculação da fase líquida), $85 \pm 2\%$ (com razão de recirculação $r=1,5$) e eficiência global de $79 \pm 8\%$. A melhor eficiência de remoção de NTK foi obtida com a recirculação razão em 1,5, em $95 \pm 3\%$, enquanto na etapa sem recirculação, o reator combinado apresentou uma eficiência de $92 \pm 4\%$. Operando com recirculação de fase líquida, o reator combinado foi capaz de remover 100% de nitrogênio amoniacal. A remoção de nitrogênio total ficou em média 19% de eficiência, sem a aplicação de recirculação, e 36% com recirculação da fase líquida com razão de 1,5.

Melo e colaboradores (2022) operaram um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação por cerca de 100 dias com TDH de 24 horas, tratando efluente

com restos de alimento. A carga orgânica aplicada foi de 1 kg DQO m³ d⁻¹ A e os pesquisadores obtiveram 73%, 83% e 23% de eficiência de remoção de nitrogênio, de matéria orgânica e fósforo, respectivamente.

3.5 Célula Combustível Microbiana

A célula combustível microbiana (CCM) é um dispositivo bio-eletrquímico capaz de transformar energia química em energia elétrica, com auxílio da atividade de microrganismos.

3.5.1 Histórico da Célula Combustível Microbiana

No final do século XVIII, ocorreu o surgimento do termo bioeletricidade, ocasionado pelo experimento de Luigi Galvani, no qual evidenciou a contração das pernas de rãs sujeitas as descargas de correntes elétricas, sendo, portanto, o responsável por correlacionar organismos vivos e eletricidade. Porém, foi em 1911, que o professor de botânica, Michael Cresse Potter, estabeleceu a Célula Combustível Microbiana (CCM), ao dispor eletrodos em um meio de cultura de *E. coli* e, assim, constatar a aparição de uma força elétrica (SINGH e MAHAPATRA, 2019), concluindo que “A desintegração de compostos orgânicos por microrganismos é acompanhada pela liberação da energia elétrica” (POTTER, 1912, p. 275).

Cohen (1931) registrou a produção de 35 volts de tensão e 2 miliampères de corrente elétrica, ao ligar, em série, semi células combustíveis microbianas. Em 1960, a empresa de exploração espacial dos Estados Unidos da América (NASA), organizou suas pesquisas na obtenção de energia elétrica, mediante a degradação dos resíduos orgânicos gerados pelos astronautas nas viagens espaciais. Contudo, não passado muito tempo, as pesquisas voltadas para a CCM foram deixadas de lado, sendo substituídas pelo interesse na geração de eletricidade em função da energia solar, proveniente das células fotovoltaicas. E, somente, na década de 80, quando houve a crise do petróleo, que retomaram os estudos sobre a CCM, visando novas formas de geração de energia elétrica, que independessem do uso de combustíveis fósseis e derivados. Posteriormente, Karube e colaboradores (1986) observaram uma produção de, aproximadamente, 50 mW de potência e 300 mA de corrente com o uso da alga azul-esverdeada, *Anabaena spp*, em uma CCM, utilizando o ácido fosfórico como eletrólito.

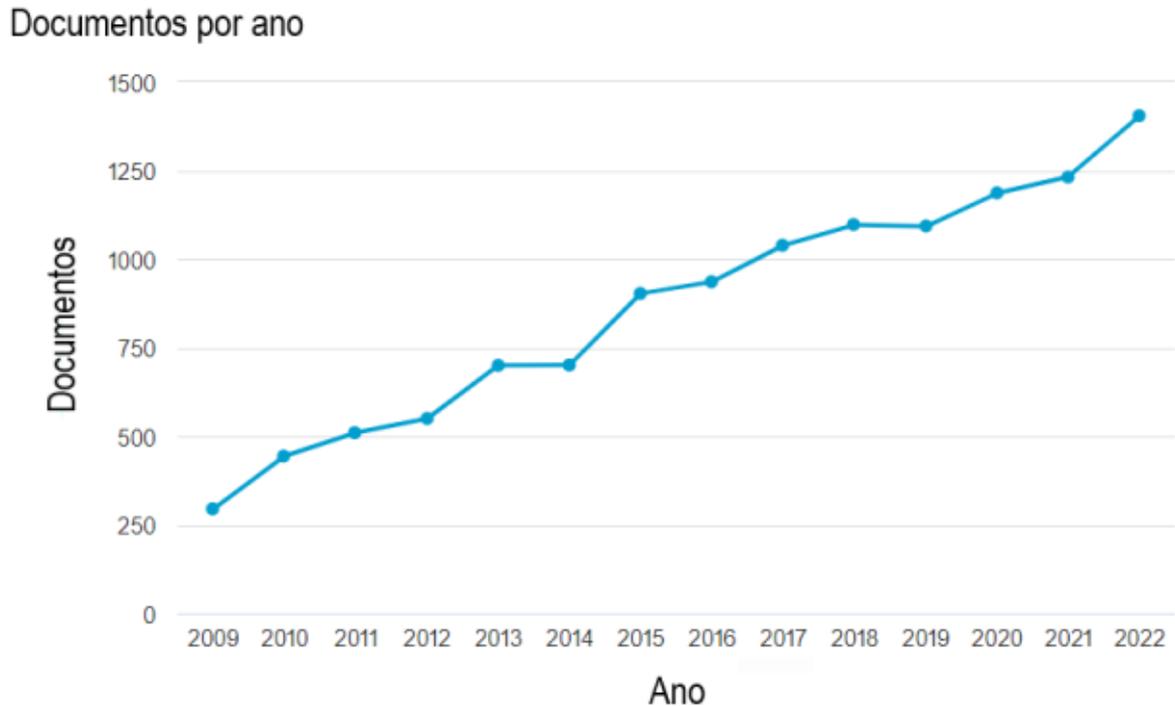
Tanisho e colaboradores (1989) registraram um valor de densidade de corrente de 60 uA cm^{-2} utilizando como eletrodo, o aço inoxidável revestido com platina negra em sua CCM. Além disso, os autores analisaram as eletroatividades de glicose e metabólitos produzidos pelo *Enterobacter aerogenes* e constataram que o hidrogênio (criado, bioquimicamente, da glicose pelas bactérias) foi o principal reagente do ânodo.

Allen e Bennetto (1993) estudaram as células combustíveis microbianas contendo *Proteus vulgaris* e mediadores de oxidação-redução e concluíram que as bactérias que foram fixadas na superfície do eletrodo de feltro de grafite apresentavam resposta mais rápida às adições de substrato, ao melhorar a cinética no transporte de massa mediador entre o eletrodo e as bactérias, sendo capaz de gerar uma saída constante de energia elétrica, do que aquelas que se encontravam suspensas.

Com o passar dos anos, mais pesquisadores foram se interessando pela tecnologia de Célula Combustível Microbiana, de tal forma, que o número de publicações relacionados a esse tema cresceu 60 vezes, entre os anos de 1998 e 2009, seguindo como líderes das publicações, os Estados Unidos da América e a China (PANT et al., 2010).

Realizando uma pesquisa, utilizando os anos de 2009 até 2022, na base de dados da Scopus, observa-se um crescimento no número de documentos, em que 76,4% destes são compostos por artigos, relacionados com essa tecnologia (CCM), como pode ser evidenciado na Figura 2.

Figura 2 - Resultado dos documentos encontrados na base de dados para a palavra-chave "célula combustível microbiana"



Fonte: Autoria própria (2023).

As pesquisas científicas sobre células combustíveis microbianas passaram por uma notável evolução ao longo do tempo. Inicialmente, focaram-se em conceitos teóricos e provas de conceito, evidenciando o potencial dessa tecnologia para gerar energia a partir do metabolismo de microrganismos. Com o avanço dos estudos, a ênfase deslocou-se para a otimização da eficiência energética e aumento da densidade de potência, além da exploração de diversos tipos de microrganismos para aprimorar o desempenho das células. À medida que a compreensão da microbiologia e eletroquímica se aprofundou, emergiram novas abordagens, como biofilmes e sistemas híbridos, elevando o potencial dessas células como uma alternativa energética promissora com aplicações em diversas áreas.

Contudo, a CCM ainda não é difundida pela sociedade e empresas como uma fonte de energia limpa, como a energia solar e energia eólica, em razão de ainda estar em sua fase de desenvolvimento, já que a sua relação entre custo e benefício, relacionadas à geração de energia, ainda não é satisfatório. Dessa forma, as pesquisas atuais, relacionadas a esse tema, apresentam foco em diferentes configurações de construção da CCM, aplicações nas áreas de tratamento de esgoto

em seus diferentes segmentos, utilização de eletrodos que apresentam melhores eficiências na geração de energia elétrica e que sejam menos custosos financeiramente, além do uso de materiais menos agressivos ao meio ambiente.

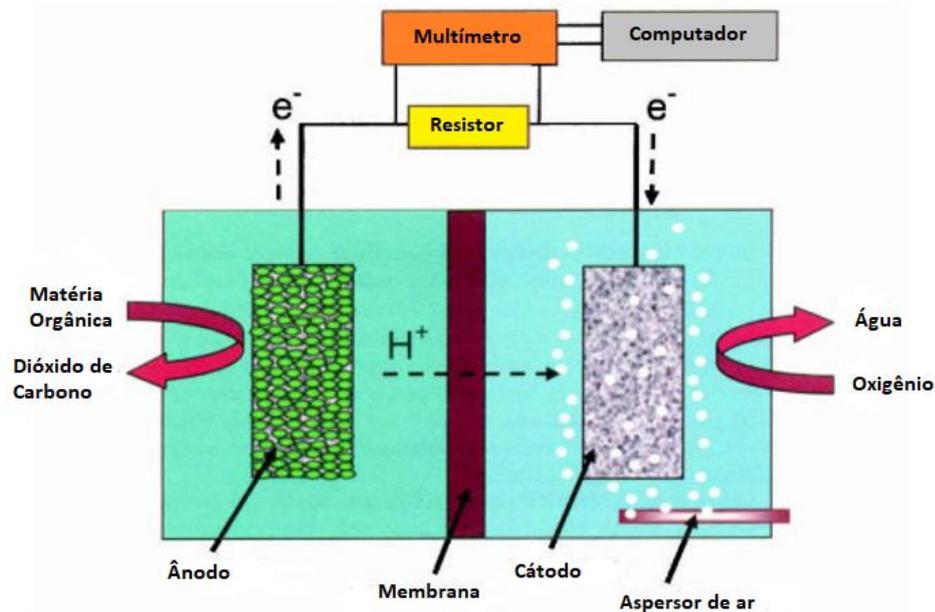
3.5.2 Funcionamento da Célula Combustível Microbiana

A estrutura da CCM é composta por duas câmaras, podendo ser separadas por uma membrana transportadora de prótons H^+ . Cada câmara abriga um eletrodo, sendo um ânodo e um cátodo (SHARMA e KUNDU, 2010).

Os microrganismos oxidam a matéria orgânica, gerando elétrons para o ânodo e prótons para a solução. E, fazendo-se uso da membrana, os prótons se encaminham para a câmara catódica. Esta câmara compõe um ambiente aeróbio, proporcionando oxigênio para as reações com os elétrons e os prótons (LOGAN, 2007).

O cátodo e o ânodo são ligados a um resistor, sendo, este, ligado a um multímetro e conectado a um computador para a aquisição de dados (SHARMA e KUNDU, 2010). Na Figura 3, é possível compreender esse sistema.

Figura 3 - Modelo de Célula Combustível Microbiana



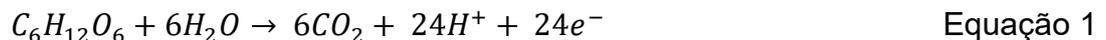
Fonte: Modificado de Logan (2007).

A célula combustível microbiana apresenta semelhanças, em relação ao seu funcionamento, com a pilha de Daniell, por gerar corrente contínua advinda da diferença de potencial de oxidação entre dois polos: o ânodo (pólo negativo) e o

cátodo (pólo positivo) (MARCON, 2011). Além disso, segundo Carvalho (2010), da mesma forma que a pilha de Daniell, a CCM apresenta a sua reação de oxidação na câmara anódica, onde ocorre a geração de elétrons e no cátodo, por sua vez, acontece a reação de redução, sendo a região responsável pela acepção dos elétrons gerados no ânodo.

Na CCM, os elétrons fornecidos, a partir do metabolismo das bactérias na região anódica, são conduzidos para o ânodo e, deste, transferidos para o cátodo, por meio de um circuito externo. E a diferença de potencial entre esses dois meios, promovem o fluxo de elétrons gerando energia elétrica.

Conforme Logan (2007), é essencial que o compartimento anódico seja anaeróbio e o compartimento catódico seja aeróbio para viabilizar as reações de oxidação e redução de seus, respectivos, meios. Essas reações são descritas em Reações 1 e 2, utilizando-se a glicose como substrato e o oxigênio como agente oxidante.



A Reação 1 é representada pela oxidação do substrato (glicose), a qual resulta na geração de gás carbônico, prótons e elétrons no ambiente anódico da CCM. A Reação 2 corrobora para a reação do oxigênio com os elétrons e os prótons fornecidos pelo ânodo, que tem como produto final a água (PENTEADO et al., 2017).

A Reação 3 mostrada, a seguir, revela a reação global da célula combustível microbiana.

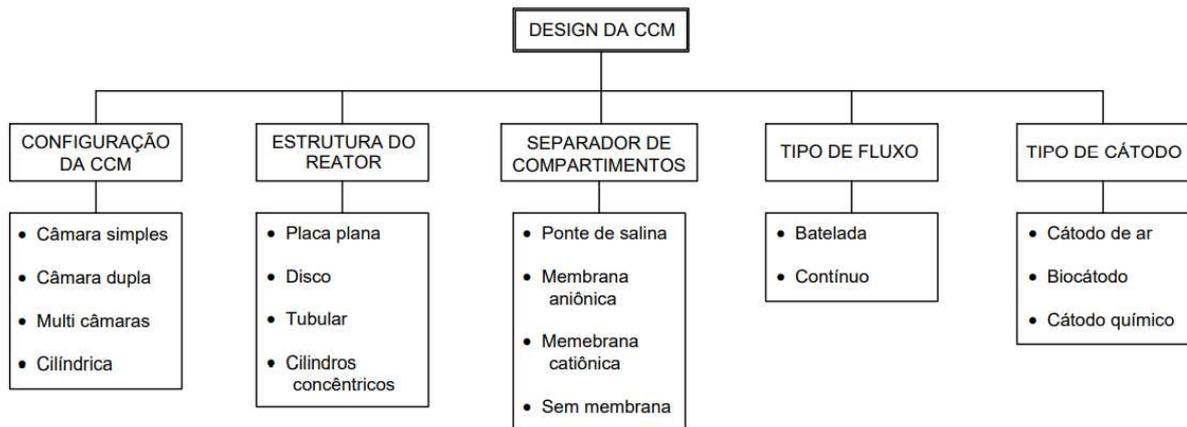


A Equação 3 demonstra a transformação da matéria orgânica em água e gás carbônico, sendo que no meio desse processo, há a geração de energia elétrica (RABAEY e VERSTRAETE, 2005).

3.5.3 Modelos de Célula Combustível Microbiana

As células combustíveis microbianas, conforme Zhou et al. (2013), podem ser divididas em 5 subgrupos, caracterizados pela configuração da CCM, estrutura do reator, separação dos compartimentos, pelo tipo de fluxo e tipo de cátodo. O fluxograma (Figura 4) apresenta esses subgrupos de forma detalhada.

Figura 4 - Classificação dos tipos de Células Combustíveis Microbianas e suas características



Fonte: Adaptado de Rodrigues (2017).

De acordo com a variação de seus compartimentos, a configuração de uma CCM pode ser de câmara única, sendo que esta possuiria apenas um compartimento anódico e o receptor de elétrons seria o próprio oxigênio atmosférico, câmara dupla, multi câmaras e cilíndricas. A estrutura dos reatores bioeletroquímicos podem ser de placa plana, disco, tubulares ou cilindros concêntricos.

A separação dos compartimentos anódico e catódico podem ser por meio de uma ponte de salina, membrana aniônica, membrana catiônica ou, então, sem a presença de uma membrana. Vale ressaltar que o uso de membranas e pontes de salinas apresentam a função de manter o equilíbrio eletrônico dos compartimentos (ZHOU et al., 2013). O tipo de fluxo também é levado em consideração na concepção e montagem de uma CCM, sendo que esse pode ser de fluxo contínuo ou em batelada. E, os tipos de cátodos que podem ser usados no design de uma CCM são os cátodos de ar, o biocátodo e o cátodo químico. Segundo Liu e colaboradores (2014), os biocátodos são constituídos de carbono e grafite, enquanto os cátodos químicos podem ser feitos de platina.

3.5.4 Aplicações da Célula Combustível Microbiana

As células combustíveis microbianas vêm sendo muito pesquisadas em países como os Estados Unidos, China e Índia, impulsionados pela economia energética e outras vantagens que as aplicações dessa tecnologia podem oferecer. Em anos recentes, a CCM foi utilizada para acender leds, carregar baterias de smartphones e alimentar sensores ambientais, contudo a sua aplicabilidade ainda é mais atrativa no setor de saneamento básico. Dessa forma, diversos pesquisadores projetam os seus estudos de CCM para as águas residuárias.

Pesquisas sobre células combustíveis microbianas, utilizando substrato de esgoto sanitário e sintético foram resumidas na Tabela 3.

Tabela 3 - Estudos relacionados a CCM em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário e sintético

Tipo de esgoto	Configuração	Material do eletrodo		Volume do ânodo (L)	TDH (h)	Remoção de DQO (%)	Densidade de potência (W m ⁻³)	EC (%)	Tempo de operação	Estudo
		Ânodo	Cátodo							
Sanitário	CCM de câmara única	Carvão ativado	Tecido de carbono	20	5; 10; 20	66 - 80	0,21	0,3	105 dias	Jiang et al., 2011
Sanitário	CCM Tubular	Escova de carbono	Tecido de carbono	2	11,1	68,3	0,37	-	> 400 dias	Zhang et al., 2013a
Sanitário	CCM Tubular	Escova de carbono	Tecido de carbono	4	11	65 - 70	1,14	10,7	> 400 dias	Zhang et al., 2013b
Sanitário	CCM Tubular	Escova de carbono	Tecido de carbono	96	18	78,8	1,35	1,4	-	Ge et al., 2015
Sanitário	CCM Tubular	Escova de carbono	Tecido de carbono	192	18	76,8	0,84	-	> 1 ano	Ge e He, 2016
Sintético	CCM de 8 ânodo/cátodo	Feltro de carbono e SS	Feltro de carbono	45	16	59 - 87	0,25 - 0,39	2,03	390 dias	Ghadge et al., 2016
Sanitário	CCM sem membrana de câmara única	Escova de fibra de grafite	Tecido de carbono	45	12; 22; 44	13.5 - 67	0,78 - 0,87	10,2 - 24,8	9 meses	Hiegemann et al., 2016
Sintético	CCM – Wetlands construídos de fluxo ascendente	Carvão ativado	SSM e Feltro de fibra de carbono	30	36	91,7	0,045	0,21 - 0,36	> 600 dias	Tang et al., 2019
Sanitário	CCM de cátodo de ar	Feltro de carbono	Feltro de carbono	720	18; 36	78,5 - 87,3	0,085	-	255 dias	Das et al., 2020

Legenda: SS – Aço inoxidável; SSM – Malha de aço inoxidável.

Fonte: Adaptado de Bird e colaboradores (2022).

Jiang e colaboradores (2011) realizaram um estudo da CCM utilizando numerosas quantidades de ânodos e cátodos, cerca de 12, com a intenção de conseguir gerar energia elétrica, através do tratamento de águas residuais domésticas. Os pesquisadores registraram um aumento na densidade de potência de 300 para 380 mW m^{-2} em concordância com a faixa de carga orgânica de 0,19 a 0,66 $\text{kg/m}^3/\text{dia}$. Além disso, conseguiram atingir 80% de remoção de DQO, utilizando um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 horas, contudo houve uma diminuição na remoção de DQO para 66% no TDH de 5 horas. E, vale ressaltar, também, que os cátodos de Cu-MnO_2 e Co-MnO_2 produziram 465 mW m^{-2} e 500 mW m^{-2} de densidade de potência, respectivamente.

Zhuang e colaboradores (2012) estudaram uma pilha de CCM's do tipo serpentina de 10 litros operada em série e utilizando efluente de cervejaria como substrato. Os estudiosos alcançaram uma geração de 23,0 V de tensão, em circuito aberto, e 4,1 W m^{-3} de densidade potência máxima, podendo alimentar um painel LED.

Zhang e colaboradores (2013) avaliaram a incorporação de CCM's, usando membranas distintas de troca iônica e/ou catalisadores catódicos, em um processo de tratamento de lodo ativado. A equipe de pesquisa constatou que as células combustíveis microbianas geravam uma corrente elétrica muito instável, a qual variava de 0 a 30 mA. Outra observação foi que as densidades de potência alcançadas, utilizando um TDH de 11,1 h, pelos pesquisadores eram inferiores a CCM's tubulares de laboratórios.

Zhang e colaboradores (2013) observaram por um longo período de tempo, mais de 400 dias, a operação de CCM's tubulares de 4 litros, utilizando o efluente primário de uma estação de tratamento de águas residuais. Os pesquisadores apontaram que as CCM's com catalisadores catódicos de pó de carvão ativado e pó de carvão ativado com adição de 10% de platina em negro de fumo tiveram um balanço energético positivo, em relação ao consumo e produção de energia elétrica. Ademais, conseguiram remover cerca de 65-70% de DQO e diminuir 50% de sólidos em suspensão, usando um TDH de 11 horas.

Feng e colaboradores (2014) projetaram um sistema de CCM horizontal empilhável de 250 L. O sistema, que utilizava como substrato as águas residuais domésticas, produziu uma densidade de potência de 116 mW e uma corrente máxima de $0,435 \pm 0,010$ A com a resistência externa de 1 ohm. Além disso, o sistema

apresentou uma taxa de remoção de DQO de $79\pm 7\%$, provando ser apto no tratamento do esgoto e na recuperação de energia elétrica.

Dong e colaboradores (2015) conseguiram criar um sistema autossuficiente em energia, em escala piloto, de uma CCM, que ao mesmo tempo em que trata as águas residuais de cervejaria, também consegue gerar energia elétrica. Esse sistema apresenta 5 módulos empilháveis e a sua operação foi conduzida com dois tipos de afluentes: águas residuais diluídas (estágio 1) e águas residuais brutas (estágio 2). O estágio 1 e 2 foram capazes de gerar $0,053 \text{ kWh m}^{-3}$ e $0,097 \text{ kWh m}^{-3}$, respectivamente, sendo capazes de alimentar o sistema de bombeamento e coletar um total de $0,055 \text{ kWh m}^{-3}$ de energia líquida. Vale ressaltar que, em relação a remoção de DQO, os estágios também obtiveram bons resultados sendo de $84,7\%$ e $87,6\%$ de remoção para os estágios 1 e 2, respectivamente.

Ge e colaboradores (2015) investigaram a geração de energia elétrica de uma CCM de 100 litros de volume útil, utilizando como substrato as águas residuais municipais. E, fazendo-se uso de um coletor de energia, os pesquisadores conseguiram atingir uma potência de 114 mW.

Martinucci e colaboradores (2015) apresentaram um sistema de CCM flutuante no tanque de desnitrificação da ETE Milano-Nosedo capaz de gerar uma densidade de potência máxima de $15,5 \text{ mW m}^{-2}$, $5,13 \text{ mW m}^{-2}$ e $7,35 \text{ mW m}^{-2}$ para cada tamanho diferente de eletrodo (sendo inversamente proporcional). O tamanho dos eletrodos era de 300 cm^2 , 600 cm^2 e 1200 cm^2 para os eletrodos pequeno, médio e grande, respectivamente. As CCM's que havia menores superfícies de eletrodo obtiveram uma corrente máxima de 750 mA m^{-2} , sendo que as CCM's que havia tamanhos médio e grande apresentaram uma corrente máxima de 500 e 150 mA m^{-2} , respectivamente. Os pesquisadores concluíram, em sua pesquisa, que todas as células combustíveis microbianas conseguiram gerar energia elétrica, mesmo que de forma variada, ao longo do dia, e das influências dos eventos meteorológicos, flutuações do fluxo de água e no seu conteúdo orgânico. E ressaltam que, apesar de apresentarem maior resistência interna, as menores CCM's exibem melhores desempenhos na densidade de potência máxima e na densidade de corrente.

Ge e He (2016) desenvolveram um sistema de CCM modular de 200 litros para operar em uma estação de tratamento de efluentes, mais especificamente, no tratamento de efluentes primários. Esse sistema, contendo 96 módulos e apresentando um TDH de 12 horas nas câmaras de ânodo, conseguiu gerar uma

energia de 200 mW, remover 75% de DQO, 90% de SS (sólidos suspensos) e 68% de nitrogênio amoniacal. Os pesquisadores revelam que 60% do custo de material para desenvolver esse sistema foi atribuído à membrana de troca catiônica e, ainda, que o capital utilizado para fazer essa CCM pode ser relacionado com o de pequenas instalações de tratamento de águas residuais.

Mayen e colaboradores (2017) operaram, por 21 dias, duas CCM's de duas câmaras sem a presença de mediadores e utilizando soro de queijo diluído para gerar energia elétrica. A primeira CCM foi inoculada com lodo anaeróbio e a segunda com sedimentos de um rio. Durante a realização do experimento, foi possível identificar, segundo os autores, uma corrente elétrica máxima de 0,285 mA e 0,256 mA do sistema 1 e do sistema 2, respectivamente. Além disso, a CCM 1 conseguiu gerar uma densidade de potência de $0,60 \text{ mW m}^{-2}$ e remover 88% de DQO. A segunda CCM gerou uma densidade de potência de $0,50 \text{ mW m}^{-2}$ e atingiu 85% de remoção de DQO.

Cheng e colaboradores (2021) avaliaram uma CCM de câmara dupla de fluxo contínuo no tratamento de nutrientes, antibióticos e águas residuais sintéticas de suínos, além da geração de eletricidade no sistema estudado. Cada câmara apresentava um volume efetivo de 350 mL e eram separadas por uma membrana de troca catiônica. Como ânodo e cátodo, os pesquisadores utilizaram o feltro de grafite cilíndrico uma escova de carbono de grafite. Os eletrodos foram conectados com um fio de cobre e a uma resistência externa de 1000 ohms. O lodo anaeróbio utilizado foi misturado com águas residuais sintéticas suínas ao ser inoculado ao sistema. O experimento foi conduzido com um TDH de 24 horas a temperatura ambiente aproximada de 25°C . Os autores registraram uma geração de tensão elétrica, variando entre 630 mV e 720 mV, e relataram em seu estudo a queda na geração de voltagem (230 mV), após dobrarem a concentração de amônio, contudo a geração de energia foi se recuperando, aos poucos. Com isso, afirmaram que o aumento da concentração de amônio afeta a geração de energia elétrica da CCM, mas que essa energia pode vir a ser recuperada gradualmente a longo prazo, em fluxo contínuo. Os pesquisadores atingiram uma eficiência de remoção matéria orgânica de $71,46 \pm 0,1\%$ a $81,89 \pm 0,2\%$.

Sato e colaboradores (2021) avaliaram o desempenho de 3 CCM's de câmara única e cátodo de ar com volumes de 530 mL, 530 mL e 500mL, feitos com material acrílico. As CCM's apresentavam como ânodo o carvão de bambu e como cátodo o tecido de carbono revestido com Pt. O substrato utilizado nesse experimento foram as

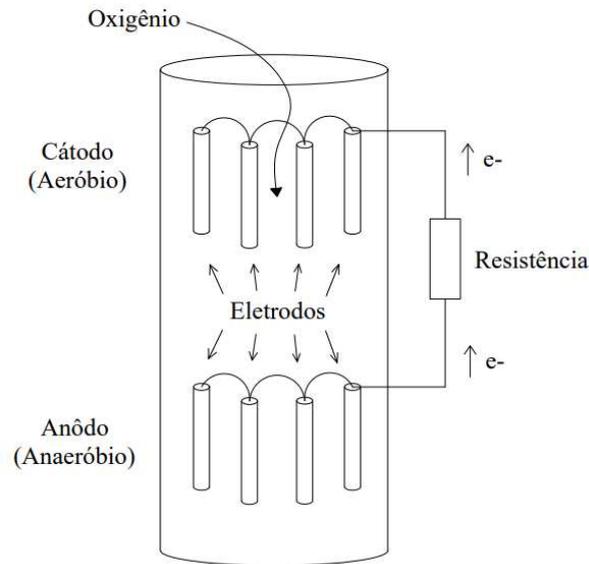
águas residuais de processamento de batata. A densidade de potência máxima alcançada pelos pesquisadores foi de 653 mW m^{-2} para uma densidade de corrente de $1,75 \times 10^3 \text{ mA m}^{-2}$ e concluem que as CCM's ligadas em série podem aumentar a potência gerada pelo sistema.

Tessema e Yemata (2022) avaliaram a produção de energia elétrica e a eficiência de tratamento de uma CCM de câmara dupla, separadas por uma membrana (polímero-eletrólito). O volume útil da câmara anódica foi de 1,5 litro com eletrodos de grafite utilizados como ânodo e cátodo. As águas residuais de cervejaria com valor médio de DQO de 2700 mg L^{-1} foram usadas como afluente do experimento. Os autores conseguiram atingir $69,33 \pm 3,3\%$ de eficiência de remoção de DQO e uma tensão elétrica de $310,09 \pm 0,06$ ao utilizarem KMnO_4 (0,4 M) como acceptor de elétrons. E, além disso, conseguiram alcançar uma densidade de potência de $400,4 \pm 0,46$. Os pesquisadores, ainda, relatam que o aumento na concentração de DQO do substrato manifestou um incremento gradual na tensão elétrica, além de observarem certa instabilidade nas curvas de tensão, em determinado experimento.

3.6 Aplicações da Célula Combustível Microbiana em Reator Anaeróbio-Aeróbio

Os modelos de células combustíveis microbianas, aplicadas em reatores combinados anaeróbio-aeróbio, ainda não foram muito bem explorados e uma parte desses modelos segue um padrão semelhante, tal qual os componentes essenciais presentes na CCM (sem o uso de uma membrana de troca catiônica) podem ser representados pelo esquema evidenciado na Figura 5.

Figura 5 - Modelo de CCM em reator anaeróbio-aeróbio



Fonte: Adaptado de Marcon (2011).

Em razão do alto custo envolvendo o material utilizado para fabricar uma membrana de troca catiônica, têm-se buscado outros tipos de materiais, como a cerâmica e fibras de vidro, por exemplo, que sejam mais viáveis financeiramente e, claro, que promovam o aumento do desempenho da CCM. Outra solução seria a exclusão da membrana de troca iônica de uma célula combustível microbiana, já que esta não é uma condição necessária para o seu funcionamento, contanto que haja a separação eletroquímica entre cátodo e ânodo (LOGAN, 2008).

Du e colaboradores (2008) desenvolveram uma CCM, sem membrana, de fluxo ascendente e operado com substrato sintético. A tecnologia apresentava estrutura cilíndrica e continha 10 cm de diâmetro. Os eletrodos usados nessa CCM eram de grafite granular com diâmetro de 0,5 cm, aproximadamente, e estavam separados a uma distância variada entre 10 e 30 cm. Os pesquisadores usaram uma concentração de DQO do afluente sintético de 880 mg L^{-1} e uma vazão de 16 ml h^{-1} . Sob esses parâmetros operacionais, o sistema conseguiu atingir uma tensão máxima de 203 mV, uma corrente de 2,11 mA e uma potência de 536 mW m^{-3} . Segundo os autores, a aeração forçada no cátodo e o maior distanciamento entre os eletrodos contribuíram para o aumento da geração de energia elétrica, mas alegam que a falta de membrana pode ter ocasionado a invasão de oxigênio para o ânodo, diminuindo a geração de energia elétrica.

Aldrovandi e colaboradores (2009) apontaram em seus estudos utilizando uma CCM de duas câmaras anaeróbias (em série) e uma câmara aeróbia sem membrana de troca de íons, que as células combustíveis microbianas sem membrana podem ser usadas nas estações de tratamento de esgoto para gerar eletricidade, sem afetar a remoção de DQO. Os eletrodos de carbono usados nesse projeto apresentavam 160 cm² de área superficial e foram dispostos na segunda câmara anaeróbia e na câmara aeróbia. Os pesquisadores obtiveram a maior densidade de potência em sua terceira fase correspondendo a $73,4 \pm 0,9$ mW m⁻² e 94% de remoção de DQO nesta mesma fase.

Ahn e Logan (2010) registraram uma densidade de potência de 422 mW m⁻² e uma remoção de DQO de 25% em sua CCM, que utilizava esgoto sanitário como substrato. Os autores ainda apontam que, além da arquitetura da CCM, a geração de energia elétrica está ligada, também, às condições operacionais da célula combustível microbiana, como a temperatura, carga orgânica aplicada, vazão e TDH.

Fangzhou e colaboradores (2011) investigaram o uso de esgoto sanitário como substrato em células combustíveis microbianas para produzir energia elétrica, bem como os fatores envolvidos nisso. Os pesquisadores utilizaram uma CCM de duas câmaras e atingiram uma densidade de potência máxima de 70,8 mW m⁻² e uma eficiência de remoção de DQO em 71%, mostrando a viabilidade dessa tecnologia. Além disso, a equipe de pesquisa observou que o aumento da área dos eletrodos e a diminuição da distância entre os eletrodos poderiam implicar em um aumento na capacidade de geração de eletricidade. E, ainda, após criar um sistema automático, composto por um dispositivo de pré-tratamento e 3 CCM's de cátodo de ar de uma câmara, os pesquisadores conseguiram gerar uma potência total de 787,1 mW e uma densidade de potência máxima de 240 mW m⁻².

Marcon (2011) construiu uma CCM composta por um reator combinado, anaeróbio e aeróbio, cujo volume total do reator foi de 29,87 litros. Sua operação e monitoramento ocorrem em duas fases, em que a primeira fase foi utilizada o esgoto sintético (DQO: 487 ± 115 mg L⁻¹) como substrato, já a segunda fase, empregou-se o esgoto sanitário (DQO: 631 ± 213 mg L⁻¹). Utilizando um TDH de 12 horas e barras de grafite como condutores de corrente elétrica, o pesquisador obteve uma eficiência de remoção de DQO de $61 \pm 17\%$ e $67 \pm 26\%$ nas fases 1 e 2, respectivamente. A primeira fase apresentou uma tensão média de 76 mV e a segunda fase resultou em 52,1 mV de média de tensão elétrica. Além disso, Marcon (2011), a partir de seus resultados,

relata em seu trabalho, que é capaz de produzir energia elétrica e tratar esgoto sanitário, de maneira simultânea, com reator combinado anaeróbio-aeróbio.

Penteado (2016) examinou a influência das condições operacionais na CCM com base na remoção de matéria orgânica e geração de energia elétrica. O pesquisador concluiu que uma CCM sem membrana de troca de íons com esgoto sintético como substrato foi capaz de gerar maiores valores de energia elétrica com menores tempos de detenção hidráulica, contudo a remoção de DQO foi menor. O autor também alega que o aumento da razão de recirculação otimizou a eficiência remoção de DQO e a geração de eletricidade, levando-se em consideração as condições de temperatura. O pesquisador, também, aponta que as características físicas dos eletrodos utilizados determinam o desempenho da célula combustível microbiana, citando a porosidade, biocompatibilidade, rugosidade e densidade de área, como sendo as principais.

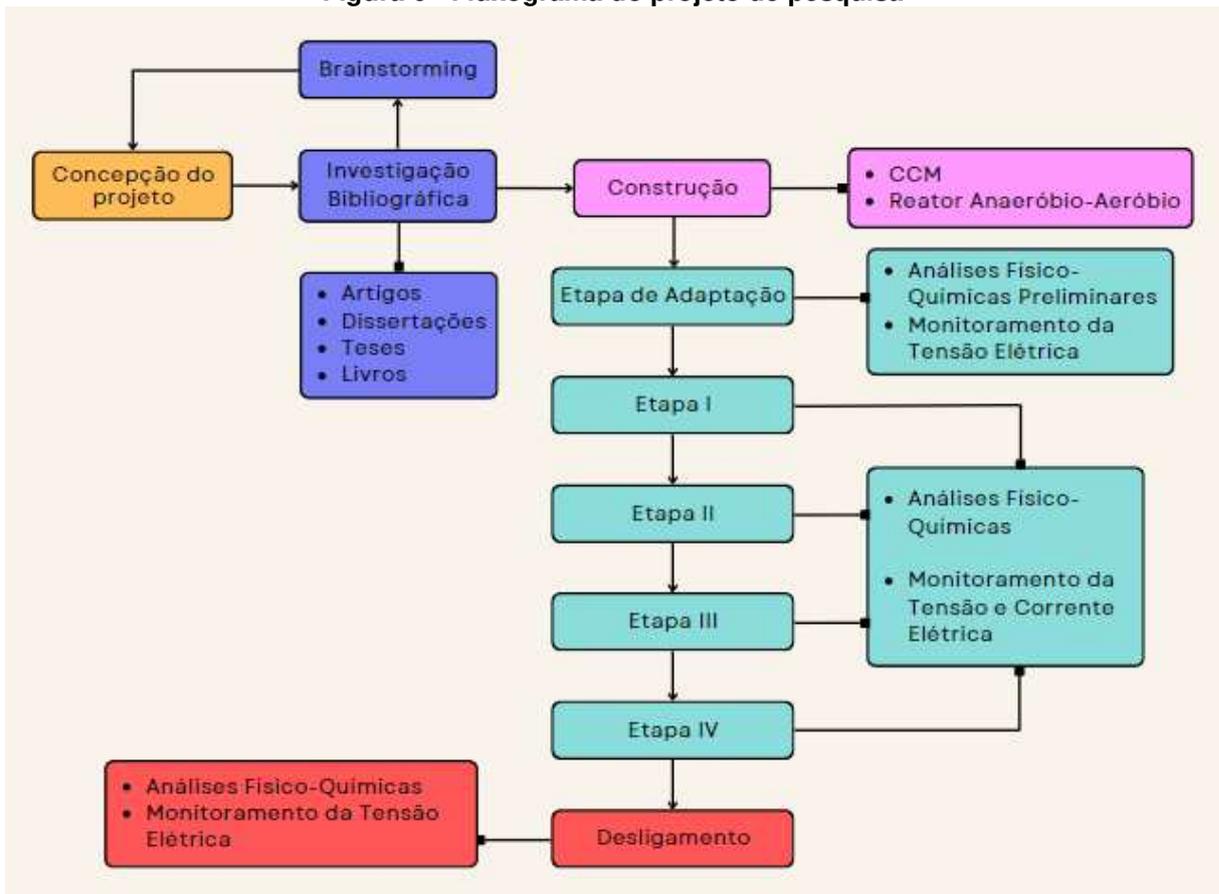
Taskan (2021) atingiu uma densidade de potência máxima de $274,9 \text{ mW m}^{-2}$, utilizando uma CCM sem membrana com 24 cm de comprimento e 8 cm de diâmetro e como substrato, o bagaço de uva. As câmaras (anaeróbia e aeróbia) eram separadas, fisicamente, por uma camada de areia de 2 cm de comprimento. Os eletrodos usados nesta pesquisa foram as malhas de aço inoxidável e titânio platinizado e o oxigênio dissolvido na câmara catódica ficou entre $5,5$ e 6 mg L^{-1} . Após a experimentação, o autor conclui que a geração de eletricidade neste modelo de CCM foi relativamente alto, em comparação com outras literaturas.

Azmi e colaboradores (2022) investigaram a geração de energia elétrica com uma CCM de cátodo de ar, sem membrana, utilizando esterco de galinha como substrato. A CCM foi feita a partir de PVC, apresentando dimensões de 10 cm de comprimento e 6,5 cm para diâmetro. E, utilizando o feltro de carbono como eletrodos, tanto para o ânodo, como para o cátodo, os pesquisadores evidenciaram que para 95% de confiança, em seu sistema, há uma eficiência de remoção de DQO que varia de 81,9% a 90,5% e uma densidade de potência de $196,7526$ a $217,4634 \text{ mW m}^{-2}$.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados a metodologia utilizada para realização do presente trabalho e os demais materiais e equipamentos empregados para confecção do mesmo. Na Figura 6, é apresentado o fluxograma geral do desenvolvimento da pesquisa.

Figura 6 - Fluxograma do projeto de pesquisa



Fonte: Autoria própria (2023).

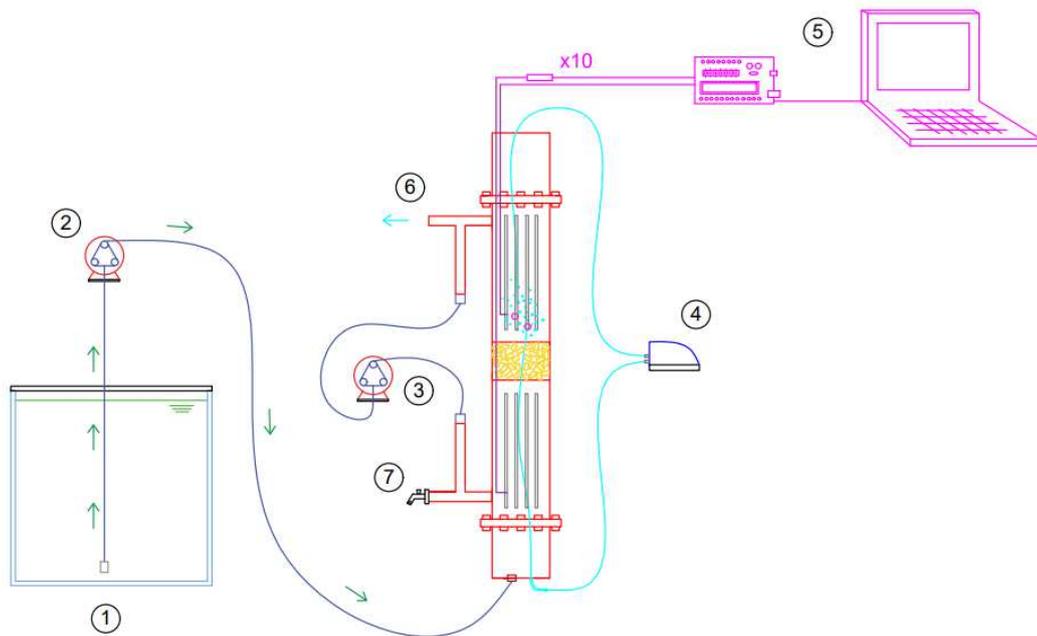
4.1 Localização do Experimento

A pesquisa foi executada no Laboratório de Saneamento (LabSan) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus Curitiba, Sede Ecoville (25°26'36.2"S 49°21'12.9"W), situado na cidade de Curitiba, estado do Paraná. O clima predominante na região é o subtropical úmido, Cfb segundo a classificação climática de Koppen e Geisser, apresentando temperatura média anual de 17,5 °C e umidade relativa do ar variando entre 80 e 85% ao ano (IDR-PARANÁ, 2019).

4.2 Sistema Experimental

O arranjo experimental é composto por um reservatório de alimentação, um reator combinado anaeróbio-aeróbio, bombas de alimentação e recirculação, compressor de ar e um sistema de aquisição de dados. A representação esquemática simplificada desse sistema pode ser visualizada na Figura 7.

Figura 7 - Representação esquemática simplificada do sistema experimental

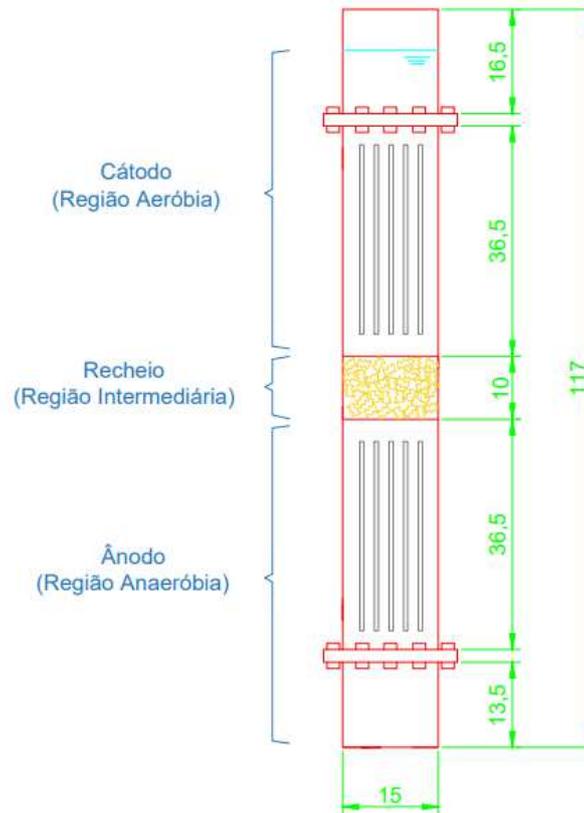


Legenda: 1 – Reservatório de alimentação; 2 – Bomba dosadora; 3 – Bomba de recirculação; 4 – Compressor de ar; 5 – Sistema de aquisição de dados; 6 e 7 – Pontos de amostragem

Fonte: Autoria própria (2023).

O reator anaeróbio-aeróbio foi construído em tubulação de *plexiglass* com dimensões de 140 mm de diâmetro interno e 1170 mm de comprimento. Um desenho esquemático do reator pode ser observado na Figura 8, com detalhamento das diferentes partes do reator e suas dimensões.

Figura 8 - Representação esquemática simplificada do reator anaeróbio-aeróbio



Legenda: Dimensões em cm.

Fonte: Autoria própria (2023).

No reator, havia três regiões distintas, sendo região anaeróbia (9,19 L), região intermediária (1,77 L) e região aeróbia (8,57 L). As dimensões e demais especificações construtivas podem ser vistas na Tabela 4.

Tabela 4 - Características construtivas de cada câmara do reator anaeróbio-aeróbio

Região	Diâmetro (cm)	Comprimento (cm)	Volume (L)	Volume (%)
Ânodo	15	52	9,19	44,44
Intermediária	15	10	1,77	8,56
Cátodo	15	48,5	8,57	41,44
Inoperante	15	6,5	1,15	5,56
Total	-	-	20,68	100

Fonte: Autoria própria (2023).

Nas regiões do ânodo e do cátodo, foram colocados 10 eletrodos de barras de grafite em cada ambiente. Estas barras foram selecionadas em razão de sua boa

biocompatibilidade, condutividade elétrica e não apresentarem interferência nos processos biológicos, segundo Marcon (2011).

Antes de sua implantação no sistema, as barras de grafite receberam tratamento químico para retirada do cobre. O procedimento consistiu em dispor os eletrodos em banho de solução de ácido nítrico (50 mL) com hidróxido de hidrogênio (50 mL), de molaridade igual a $7,93 \text{ mol L}^{-1}$, por cerca de 5 a 10 minutos, até a retirada total do cobre. Na Figura 9, são apresentadas as barras de grafite antes da remoção do cobre e o efluente resultante do tratamento químico para retirada do cobre.

Figura 9 - Registro fotográfico referente ao tratamento químico dos eletrodos



**Legenda: a) Eletrodos antes do tratamento químico;
b) Eletrodo submetido a tratamento químico.**

Fonte: Autoria própria (2023).

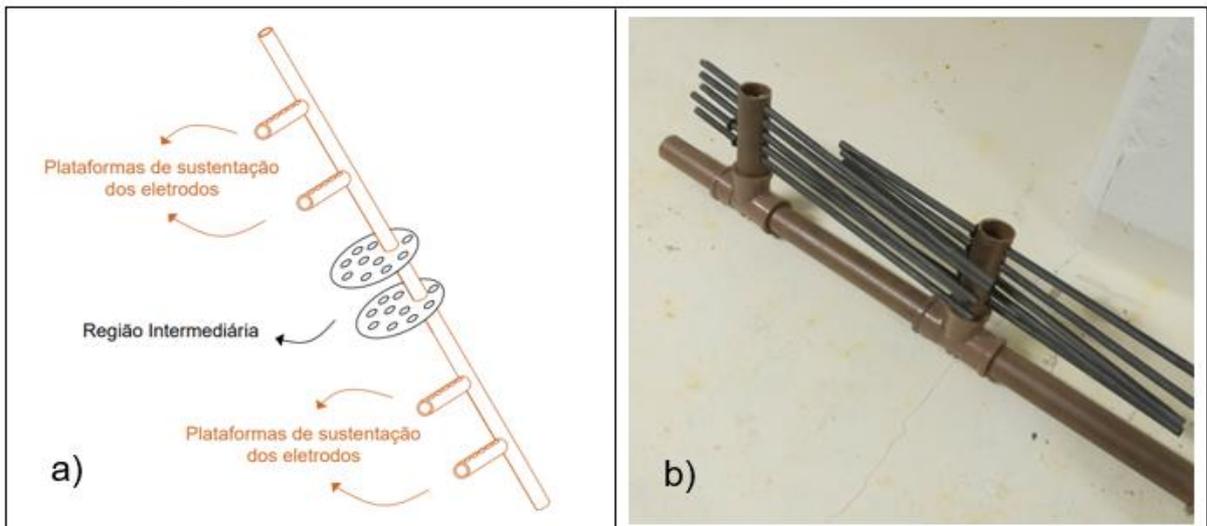
Cada eletrodo foi ligado a um fio de cobre (2,5 mm) até formar um conjunto de eletrodos anódicos e catódicos, os quais eram conectados ao sistema de aquisição de dados. As especificações dos eletrodos estão descritas na Tabela 5.

Tabela 5 - Características dos eletrodos nas câmaras (ânodo e cátodo)

Câmara	Eletrodos			
	Quantidade (n°)	Diâmetro (cm)	Comprimento (cm)	Área superficial (m ²)
Ânodo	10	0,64	30	0,061
Cátodo	10	0,64	30	0,061

Fonte: Autoria própria (2023).

Para sustentar os eletrodos e o material suporte da região intermediária, foi montada uma estrutura (Figura 10) formada por tubos de 25 mm de diâmetro, conexões e placas de Policloreto de Vinila (PVC) com espessura de 3 mm. Foram utilizados anéis de borracha para fixar os eletrodos na estrutura projetada, estabelecendo distância igual a 1,0 cm entre os eletrodos.

Figura 10 - Estrutura de sustentação de eletrodos e região intermediária

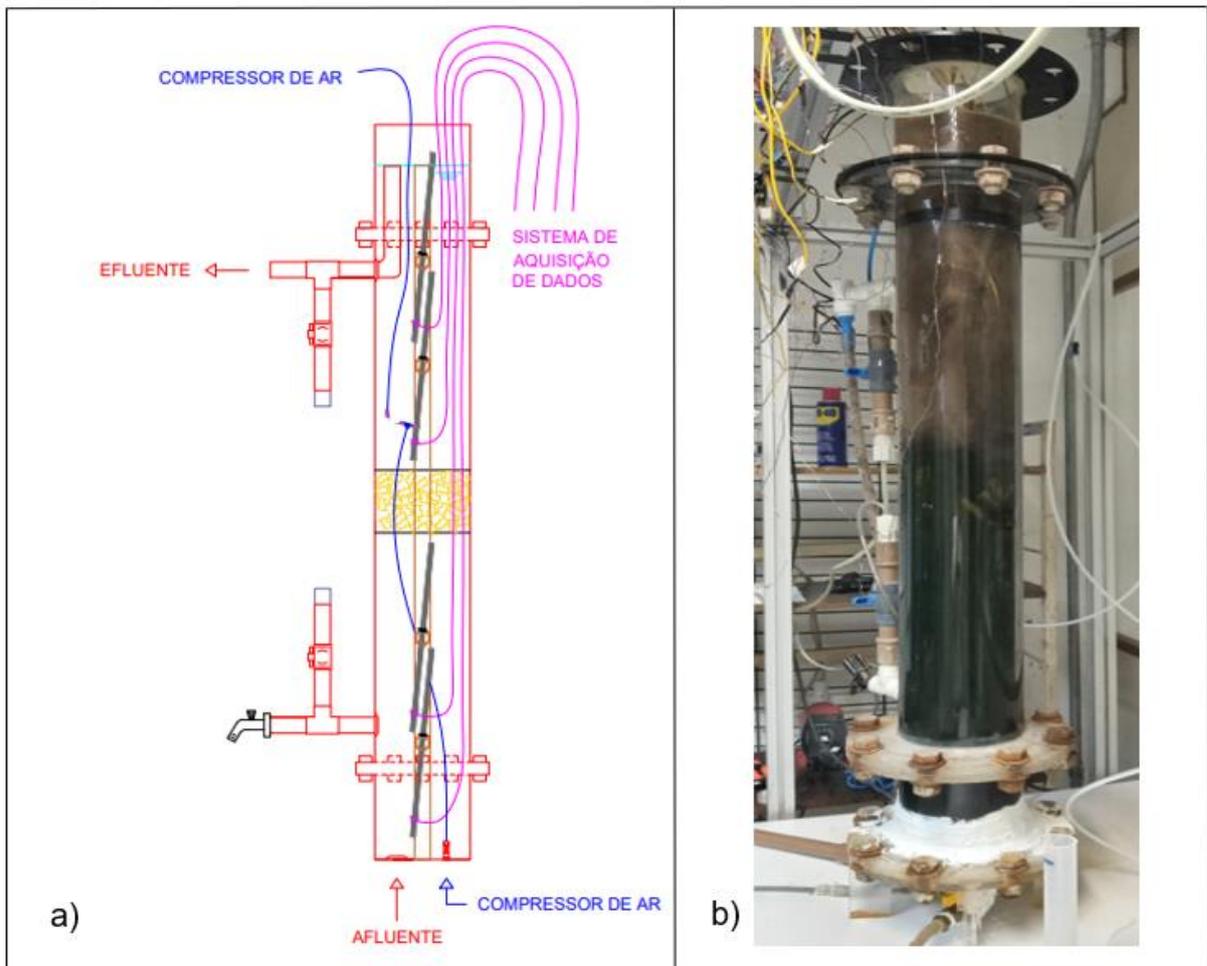
Legenda: a) Esquema da plataforma de sustentação de eletrodos;

b) Registro fotográfico da estrutura de sustentação dos eletrodos.

Fonte: Autoria própria (2023).

O reator combinado anaeróbio-aeróbio possuía fluxo ascendente contínuo, com volume útil de 17,18 L. Na Figura 11, é demonstrada a disposição dos eletrodos no reator anaeróbio-aeróbio, na qual é possível verificar a diferença de cores entre os meios anaeróbio (coloração preta) e aeróbio (coloração marrom) do sistema.

Figura 11 - Representação esquemática da CCM aplicada ao reator anaeróbio-aeróbio e registro fotográfico do sistema



Legenda: a) Representação esquemática da CCM aplicada ao reator anaeróbio-aeróbio;

b) Registro fotográfico da CCM aplicada ao reator anaeróbio-aeróbio em operação.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os eletrodos foram nomeados de acordo com suas posições em ordem alfabética de seus pares, iniciando no sentido ascendente, da esquerda para a direita de cada reator. A nomenclatura adotada em pares de eletrodos foi A-A, B-B, C-C, D-D, E-E, F-F, G-G, H-H, I-I e J-J. A primeira letra representa a posição do eletrodo no reator aeróbio e a segunda letra informa o posicionamento que o eletrodo está na região anaeróbia do reator combinado.

A aeração, na região aeróbia, foi estabelecida por meio de um compressor de ar de duas saídas da marca Boyu, modelo S-2000A, cuja regulagem da injeção de ar era feita no próprio equipamento. A difusão do ar no meio era realizada por 3 pedras porosas acopladas em mangueiras ligadas ao compressor de ar.

A alimentação com vazão nominal de 8 L h^{-1} e a recirculação com vazão nominal de 5 L h^{-1} do sistema eram realizadas por meio de duas bombas dosadoras Prominent, modelo Concept plus.

4.2.1 Material Suporte

O material suporte utilizado na região intermediária do reator combinado anaeróbio-aeróbio foram os anéis de eletrodutos corrugados de PVC, contendo aproximadamente cerca de 20 mm de diâmetro interno e 350 mm de comprimento (Figura 12), com a finalidade de separar as regiões anaeróbia e aeróbia, minimizando a difusão do oxigênio na região anaeróbia.

Figura 12 – Anéis de eletrodutos de plástico utilizados na região intermediária do reator anaeróbio-aeróbio



Fonte: Autoria própria (2023).

Um conjunto de eletrodutos de plástico foi depositado na região intermediária do reator, ocupando volume de 1,49 L, correspondendo a 8,67% do volume útil e a 7,21% do volume total do reator combinado.

De acordo com Vendramel et al. (2015), os anéis corrugados de PVC apresentam capacidade no crescimento acelerado da biomassa, além de possibilitar estabilidade operacional ao reator e diminuir a perda de sólidos na saída do sistema.

4.2.2 Alimentação do Sistema

O sistema era alimentado através da bomba dosadora de vazão nominal de 8 L h⁻¹ que transportava o esgoto sintético contido no reservatório (140 L) para a base do reator anaeróbio-aeróbio.

4.2.2.1 Substrato Utilizado

Na Tabela 6, são apresentados os reagentes utilizados que compõem o esgoto sintético, proposto por Torres (1992), juntamente com suas respectivas concentrações, referentes ao volume de 1 L de água de torneira.

Tabela 6 - Características do esgoto sintético simulando esgoto sanitário

Substância	Concentração (mg L ⁻¹)
Cloreto de Cálcio P.A. (CaCl ₂)	4,5 x 10 ⁻³
Cloreto de Magnésio P.A. (MgCl ₂ 6H ₂ O)	7 x 10 ⁻³
Amido Solúvel PA (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	0,01
Fosfato de Potássio Mono. P.A. – ACS (KH ₂ PO ₄ ⁻³)	0,0132
Sacarose (C ₁₂ H ₁₀ O ₁₁)	0,0175
Cloreto de Amônio P.A. – ACS (NH ₄ Cl)	0,0843
Bicarbonato de Sódio P.A. – ACS (NaHCO ₃)	0,15
Farinha de Trigo	0,20
Cloreto de Sódio P.A. (NaCl)	0,25
Extrato de Carne	0,20

Fonte: Adaptado de Torres (1992).

Conforme a metodologia adotada, o substrato aplicado no sistema experimental apresentou características que variam entre esgoto fraco e esgoto médio, de acordo com Metcalf e Eddy (2017), ao passo em que a concentração média de matéria orgânica carbonácea, em termos de DQO, resultou em 299 mg L⁻¹.

4.2.3 Inoculação do Sistema

O reator anaeróbio-aeróbio foi inoculado na região anaeróbia com lodo anaeróbio (2,5 L) de um reator anaeróbio de lodo fluidizado (RALF), com concentração de sólidos totais (ST) de 3929 mg L⁻¹, de sólidos totais fixos (STF) de 1155 mg L⁻¹ e sólidos totais voláteis (STV) de 2774 mg L⁻¹. Na região aeróbia, foi feita inoculação com lodo aeróbio (2,5 L) de um sistema de lodos ativados com concentração de ST de 1068 mg L⁻¹, STF de 524 mg L⁻¹ e STV de 544 mg L⁻¹. O reator anaeróbio de lodo

fluidizado (RALF) e o sistema de lodos ativados compõem estações de tratamento de esgoto sanitários municipais.

4.2.4 Inicialização do Sistema

A operação do reator começou com a inserção do lodo anaeróbio no interior da região anaeróbia do reator e preenchimento da mesma com esgoto sintético, em batelada, durante 12 horas.

Após este período, o compressor de oxigênio foi acionado e o esgoto sintético foi bombeado do reservatório de alimentação, para o interior do reator até atender o nível das pedras porosas (63 cm em relação a base do reator). Posteriormente, o lodo aeróbio foi adicionado na região aeróbia do reator e o volume restante foi preenchido com mais esgoto sintético até alcançar a saída do reator combinado. Depois disso, o sistema foi colocado em “repouso” durante 12 horas. Após este período, a bomba foi acionada, novamente, dando início a operacionalização do sistema.

4.3 Procedimento Experimental

A etapa de adaptação iniciou no mês de abril de 2022 e teve duração de aproximadamente 3 meses para melhor avaliar o alcance do estado de equilíbrio dinâmico aparente (EEDA), além de estudar e compreender o desempenho do reator a respeito da conversão de energia elétrica e dos parâmetros físico-químicos.

Durante o período de estabilização do sistema, foram realizados monitoramentos de alcalinidade, ácidos voláteis e pH, a fim de atestar a estabilização do reator anaeróbio-aeróbio, acompanhado de medições de tensão elétrica.

Após a estabilização do sistema, os parâmetros físico-químicos analisados foram Temperatura, pH, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Potencial de Oxirredução, Condutividade Elétrica, Ácidos Voláteis, Alcalinidade Total, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total, juntamente com as medições pontuais de tensão elétrica.

Em sequência, a operação do reator foi dividida nas etapas I, II, III e IV, conforme apresentado na Tabela 7, com suas respectivas cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas, velocidade ascensional, vazões, TDH's e seus períodos de análises datados.

Tabela 7 - Características das etapas I, II, III e IV de operação do sistema

Etapa	Período das Análises (datas)	TDH (h)	Vazão (L h⁻¹)	V_{ascensional} (m h⁻¹)	COV* (kgDQO m⁻³d⁻¹)
I	30 Jun - 20 Jul	20	0,86	0,056	0,35
II	22 Set - 13 Out	12	1,43	0,093	0,62
III	2 Nov - 29 Nov	10	1,72	0,112	0,72
IV	1 Dez - 17 Dez	8	2,15	0,140	0,90

*Calculada a partir dos valores médios registrados ao longo da operação de cada etapa.

Fonte: Autoria própria (2023).

Na etapa I, o tempo de detenção hidráulica de 20 horas foi mantido para estudar a sua relação com a geração de energia elétrica e parâmetros físico-químicos, com a diferença de que houve o incremento de análises de NTK e N-Amon no monitoramento desta etapa. As coletas das amostras do afluente e efluente do reator foram feitas de 2 a 3 vezes por semana, às 14 h, totalizando 8 coletas realizadas na etapa.

Nas etapas II, III e IV, o tempo de detenção hidráulica do reator anaeróbio-aeróbio foi alterado para 12 horas, 10 horas e 8 horas, respectivamente. Nessas etapas, foram realizados 8 monitoramentos analíticos físico-químicos (Temperatura, pH, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Potencial de Oxirredução, Condutividade Elétrica, Ácidos Voláteis, Alcalinidade Total, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total, NTK e N-Amon), em cada etapa, com coletas realizadas de 2 a 3 vezes por semana, às 14 h, sendo que para os parâmetros de NTK, N-Amon, Nitrito, Nitrato e Fósforo foram efetuados somente 3 coletas para as análises dessas etapas (coletadas nos últimos dias de operação de cada etapa).

Após o término das etapas I, II, III e IV, conduziu-se a etapa de desligamento do sistema, a qual compreendeu no aumento da concentração de matéria orgânica do afluente e execução de 2 monitoramentos dos parâmetros de Temperatura, pH, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Potencial de Oxirredução, Condutividade, Ácidos Voláteis, Alcalinidade Total e de Tensão Elétrica, a fim de analisar o impacto do acréscimo da concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, na geração da energia elétrica. Depois disso, o sistema foi desligado.

4.4 Monitoramento do Sistema

O monitoramento do sistema ocorreu desde a etapa de adaptação até a etapa de desligamento. Nas etapas I, II, III, IV, foram feitos 8 monitoramentos da qualidade do afluente/efluente, por meio de análises físico-químicas e medições de eletricidade, pela determinação da corrente e da tensão elétrica.

4.4.1 Monitoramento do Tratamento do Esgoto

As análises foram conduzidas no Laboratório de Saneamento (LabSan) da UTFPR, *campus* Curitiba, sede Ecoville, de acordo com os procedimentos determinados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (RICE et al., 2012).

Os parâmetros analisados, com os seus métodos e referências, foram dispostos no Quadro 1.

Quadro 1 - Parâmetros físico-químicos, seus métodos e referências

Parâmetros	Símbolo	Método de Análise	Nº do Método	Referência
Temperatura do Líquido	T (°C)	Potenciométrico	4500-H B	Rice et al. (2012)
Potencial Hidrogeniônico	pH	Potenciométrico	4500-H B	Rice et al. (2012)
Oxigênio Dissolvido	OD (mg L ⁻¹)	Polarográfico	4500_O ₃ B	Rice et al. (2012)
Potencial de Oxirredução	EH (mV)	Potenciométrico	2580 ORP	Rice et al. (2012)
Condutividade Elétrica	uS cm ⁻¹	Condutivímetro	2510_B	Rice et al. (2012)
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130_B	Rice et al. (2012)
Alcalinidade Total	AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley, Boyle e Converse (1986)
Ácidos Voláteis	AV (mgHAcL ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
Demanda Química de Oxigênio	DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Rice et al. (2012)
Nitrogênio Total de Kjeldahl	NTK (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500_Norg	Rice et al. (2012)
Nitrogênio Amoniacal	NAT (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500_N C	Rice et al. (2012)
Nitrito	N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₂ _B	Rice et al. (2012)
Nitrato	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₃ - dimetilfenol	Rice et al. (2012)
Fósforo Total	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_P	Rice et al. (2012)

Fonte: Autoria própria (2023).

As análises dos parâmetros físico-químicos foram feitas em unicata, exceto pela DQO que foi realizada em duplicata.

4.4.2 Monitoramento da Geração de Energia Elétrica

O monitoramento da geração da energia elétrica foi conduzido por medições da corrente e da tensão elétrica com um multímetro Foxlux modelo FX-MD ligado a

uma resistência de 1 ohm durante a etapa I. O monitoramento acontecia nos dias em que eram realizadas as análises físico-químicas.

Após o término da primeira etapa, foi instalado um sistema automatizado que fez a aquisição de dados, em tempo real, utilizando placas de interface do Arduino®. Por meio dos sensores conectados em seus pinos, pode-se obter os dados referentes à tensão elétrica, temperatura ambiente, temperatura do líquido e umidade relativa do ar, os quais eram armazenados em um micro card SD, a cada 20 minutos, com sua respectiva data, horário e dia da semana. Os dados eram conferidos semanalmente, com os valores obtidos das medições pontuais efetuadas pelo multímetro.

O Quadro 2 exibe os módulos eletrônicos utilizados para aferir tensão elétrica, temperatura e umidade do ambiente e temperatura do líquido, juntamente com suas especificações.

Quadro 2 - Módulos eletrônicos utilizados na automação do sistema		
Módulo	Função	Faixa de Medição*
Sensor de Tensão - 0 a 25V DC	Leitura de tensão elétrica	Tensão elétrica: 0V a 25V
Sensor de Temperatura e Umidade DHT22	Leitura da temperatura e umidade do ambiente	Temperatura: -40° a +80°C Precisão da temperatura: ± 0,5 °C Umidade: 0 a 100% UR Precisão da umidade: ± 2,0% UR
Sensor de temperatura DS18B20	Leitura da temperatura do líquido	Temperatura: -55 °C a +125 °C Precisão: ± 0,5 °C, entre -10 °C e +85 °C

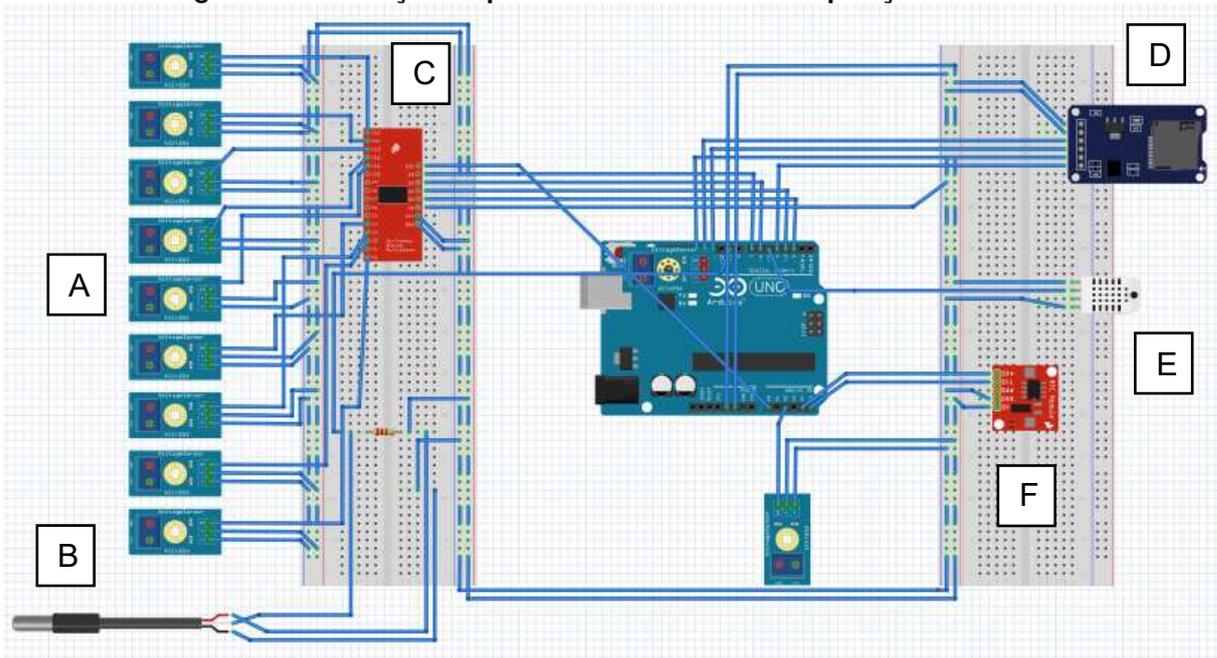
***Conforme especificação do fabricante de cada sensor.**

Fonte: Autoria própria (2023).

Além dos sensores citados no Quadro 2, outros componentes eletrônicos foram utilizados para a confecção do sistema de aquisição de dados. Incluindo, o Arduino UNO R3, protoboards de 830 furos, módulo multiplexador contendo 16 portas analógicas/digitais, módulo RTC, módulo cartão micro SD, cartão de memória com capacidade de 12 GB, resistores de 1 ohm e jumpers.

Uma ilustração esquemática do sistema de aquisição de dados (Figura 13) realizada no *software* open-source Fritzing® apresenta a disposição dos componentes eletrônicos, assim como as suas conexões.

Figura 13 - Ilustração esquemática do sistema de aquisição de dados



Legenda: A – Sensor de Tensão; B – Sensor de Temperatura DS18B20; C – Módulo Multiplexador analógico/digital; D – Módulo Cartão Micro SD; E – Sensor de Temperatura e Umidade DHT22; F – Módulo RTC.
Fonte: Autoria própria (2023).

O sistema foi programado em linguagem C, fazendo-se uso do ambiente de desenvolvimento integrado do Arduino e o algoritmo pode ser visto no Apêndice 1.

4.5 Procedimentos de Cálculo

Neste capítulo, são abordados os procedimentos da eficiência de remoção, densidade de potência (P) e Eficiência Colômbia (EC) adotados no presente trabalho científico.

4.5.1 Eficiência de Remoção

A eficiência de remoção da turbidez, DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato e fósforo total foram calculados conforme a Equação 1.

$$\% \text{ Remoção} = \frac{\text{Valor}_{Afl.} - \text{Valor}_{Efl.}}{\text{Valor}_{Afl.}} \cdot 100 \quad (1)$$

Em que:

% Remoção – Eficiência de remoção (%);

$\text{Valor}_{Afl.}$ – Concentração do parâmetro nas amostras do afluente (mg L^{-1});

$Valor_{Efl.}$ – Concentração do parâmetro nas amostras do efluente ($mg L^{-1}$).

4.5.2 Densidade de Potência

A partir da aferição da corrente elétrica e da tensão gerada pela célula combustível microbiana aplicada ao reator combinado anaeróbio/aeróbio, foi possível determinar a densidade de potência em relação à área superficial do ânodo utilizado, conforme a Equação 2 (WU et al., 2017).

$$P = \frac{i \cdot U}{A} \quad (2)$$

Em que:

P = Densidade de potência ($W m^{-2}$);

i = Corrente elétrica (A);

U = Diferença de potencial (V);

A = Área superficial do eletrodo do ânodo (m^2).

4.5.3 Eficiência Coulômbica

A Eficiência Coulômbica (EC) foi calculada pela razão da taxa de conversão dos elétrons gerados no processo de degradação da matéria orgânica e a quantidade de eletricidade gerada (LOGAN, 2008; ZHAO et al., 2013) para o reator anaeróbio-aeróbio tratando esgoto sintético (Equação 3).

$$EC = \frac{M \cdot i}{F \cdot q \cdot b \cdot (\Delta DQO)} \quad (3)$$

Em que:

EC = Eficiência Coulômbica (%);

M = Massa molecular do oxigênio (32 mg);

i = Corrente elétrica (A);

F = Constante de Faraday ($C mol^{-1}$);

q = Vazão afluente ($L s^{-1}$);

b = número de elétrons receptados por mol de oxigênio ($mol e^-/mol O_2$) que são 4 e^- ;

$\Delta DQO = DQO_{afluente} - DQO_{efluente}$ ($g O_2 L^{-1}$).

4.6 Análise Estatística

As análises estatísticas dos dados coletados no período de experimentação da pesquisa científica foram realizadas por meio de estatísticas descritivas nas amostras dos parâmetros físico-químicos estudados, obtendo-se média aritmética, valores máximos, mínimos, desvio padrão e coeficiente de variação. A energia elétrica convertida pela CCM foi analisada da mesma maneira com as principais grandezas da eletricidade (tensão, corrente e potência).

Com a finalidade de compreender o comportamento da geração da energia elétrica em tempos de detenção hidráulico diferentes, efetuou-se o teste de hipóteses do parâmetro da tensão elétrica, através do *software* IBM® SPSS®. A normalidade da distribuição dos dados foi verificada pelo teste de *Shapiro-Wilk* e *Kolmogorov-Smirnov* (com correção de significância de *Lilliefors*), de acordo com as seguintes hipóteses:

H₀: Os dados seguem distribuição normal;

H₁: Os dados não seguem distribuição normal.

Foi utilizado o teste não paramétrico *Friedman* para identificar a significância e o pós método de *Pairwise*, com correção *Bonferroni* dos valores de significância para verificação da diferença significativa entre as etapas estudadas.

Para analisar a influência da variação de tempos de detenção hidráulica na geração de energia elétrica das etapas I, II, III e IV, foram adotadas as seguintes hipóteses:

H₀: A variação do tempo de detenção hidráulica não interfere na geração de energia elétrica (tensão elétrica).

H₁: A variação do tempo de detenção hidráulica interfere na geração de energia elétrica (tensão elétrica).

Se p-valor > 0,05, a hipótese nula (H₀) será aceita, rejeitando-se a hipótese alternativa (H₁). Caso p-valor < 0,05, a hipótese alternativa (H₁) tornará aceita, excluindo-se a hipótese nula (H₀).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados obtidos com as determinações físico-químicas no reator combinado, bem como das análises da conversão de energia elétrica. As discussões dos resultados e análises realizadas são abordadas na sequência.

5.1 Avaliação do Período de Adaptação

O sistema precisou de 50 dias para atingir a sua estabilização. Após este período, houve a complementação de monitoramentos analíticos físico-químicos.

Na Tabela 8, são apresentados os dados referentes ao número de análises realizadas, média aritmética, valor mínimo, valor máximo, desvio padrão, coeficiente de variância e a porcentagem de remoção da etapa de adaptação do sistema.

Tabela 8 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa de adaptação do sistema

PARÂMETROS			*T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	POR (mV)	CE (μS cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	AT (mg L ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Fósforo Total (mg L ⁻¹)	
ETAPA DE ADAPTAÇÃO	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	8	16	8	8	8	
		Mín	17,3	6,1	0,6	-4	1025	4	56	52	181	0,04	4,59	1	
		Máx	21,6	7,4	1,6	67	1376	16	80	162	471	0,11	6,61	12	
		Méd	19,2	6,7	1,2	26	1127	9	67	100	323	0,08	5,64	6	
		DP	1,1	0,3	0,3	24	144	3	7	31	94	0,02	0,74	3	
		CV%	6	6	25	94	13	39	12	32	29	24	13	51	
	EFLUENTE R. AN.	Mín	-	-	-	-80	1099	-	-	-	-	-	-	-	-
		Máx	-	-	-	-38	1555	-	-	-	-	-	-	-	-
		Méd	-	-	-	-57	1226	-	-	-	-	-	-	-	-
		DP	-	-	-	13	163	-	-	-	-	-	-	-	-
		CV%	-	-	-	23	13	-	-	-	-	-	-	-	-
	EFLUENTE R. AE.	Mín	17,3	7,4	5,6	25	1041	2	58	23	2	1,27	6,42	1	
		Máx	20,5	8,3	7,1	103	1461	7	112	38	86	3,50	9,76	14	
		Méd	18,9	7,7	6,4	66	1162	5	80	33	50	2,69	7,77	9	
		DP	0,9	0,2	0,5	29	144	1	17	4	25	1,05	1,20	3	
		CV%	5	3	9	44	12	29	22	14	50	39	15	39	
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	84	0	0	0

Legenda: N – número de amostras; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; Méd – Média; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); E% - eficiência de remoção (%); T – Temperatura (°C); pH – potencial Hidrogeniônico; OD – oxigênio dissolvido (mgO₂ L⁻¹); POR – potencial de oxirredução (mV); CE – condutividade elétrica (μs cm⁻¹); AT – Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹); DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); Efluente R.AN. – efluente da região anaeróbia; Efluente R.AE. – efluente da região aeróbia.

*Medições aferidas durante a realização dos ensaios físico-químicos.

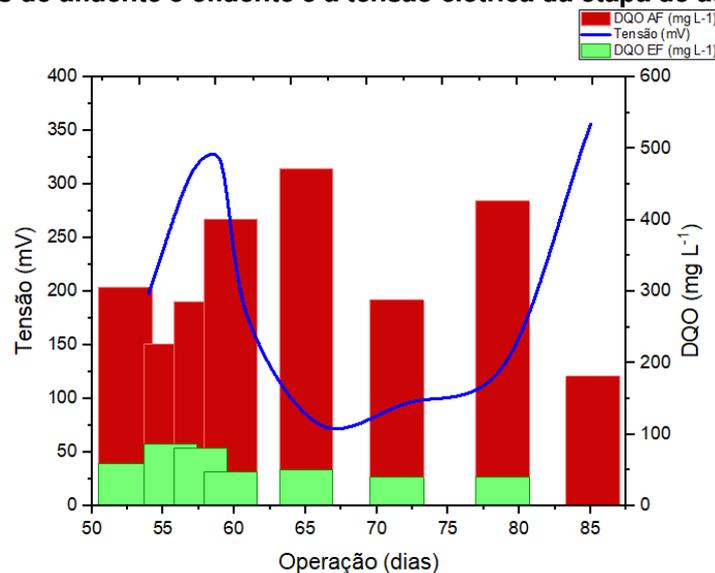
Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de temperatura das amostras de afluente variaram entre 17,3 °C a 21,6 °C e das amostras de efluente variaram entre 17,3 °C e 20,5 °C. Este parâmetro foi medido no laboratório, durante a realização dos ensaios físico-químicos. Tanto a temperatura média do afluente (19,2 °C), como a temperatura média do efluente (18,9 °C), ficaram próximas de 19 °C, estando abaixo da faixa que varia entre 25 °C e 35 °C, dita como faixa de temperatura ideal para tratamentos biológicos por Metcalf e Eddy (2014).

Os valores de pH das amostras de afluente e efluente variaram entre 6,1 a 7,4 e 7,4 a 8,3, respectivamente. Esses valores se enquadram com a classificação de pH neutro, sendo igual a 7,0, respeitando a faixa de neutralidade. Em dado momento do período de adaptação, o pH do efluente atingiu um valor de 8,35, quando houve incremento nos valores de DQO.

Inicialmente, o sistema era alimentado com uma DQO variando entre 250 mg L⁻¹ e 300 mg L⁻¹, aproximadamente, e, no decorrer dessa etapa, a DQO do afluente foi aumentada para 480 mg L⁻¹, aproximadamente, próximo a faixa de esgoto médio, conforme Metcalf e Eddy (2014), visando atingir melhores resultados de geração de energia elétrica, porém não foi isso que aconteceu, como é possível observar no gráfico da Figura 14.

Figura 14 - Relação entre a variação da demanda química de oxigênio, em termos de DQO, das amostras de afluente e efluente e a tensão elétrica da etapa de adaptação



Fonte: Autoria própria (2023).

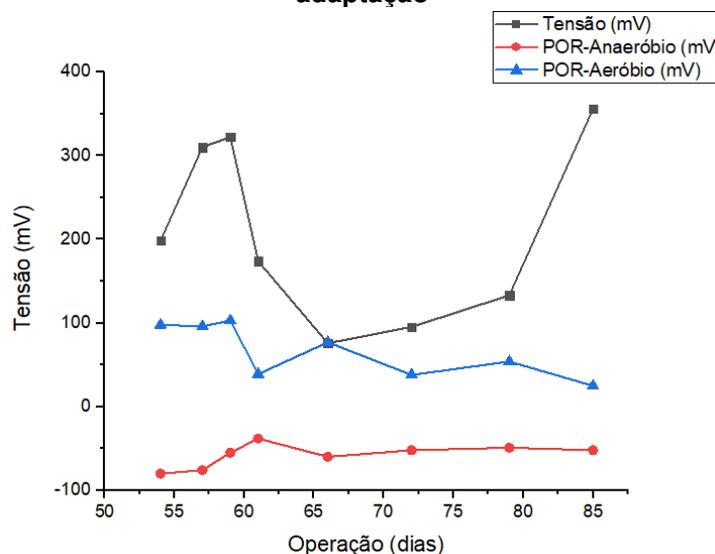
Para a realização do gráfico (Figura 14), foi realizada a média das tensões aferidas de todo o conjunto de eletrodos, a fim de facilitar a visualização do gráfico e representar a tendência central da variação de tensão elétrica, em cada dia que foi feita as análises físico-químicas.

De acordo com gráfico (Figura 16), logo após o aumento da matéria orgânica, expressa em termos de DQO, a tensão elétrica diminuiu no decorrer desse período, como é possível observar entre os dias 60 e 65 de operação. Neste último dia, quando a DQO do afluente alcançou uma concentração de 471 mg L^{-1} , a tensão elétrica atingiu o seu menor valor, correspondendo a uma média de $75,9 \text{ mV}$. O fato ocorrido sugeriu a existência de uma relação entre a concentração de matéria orgânica e a tensão elétrica.

O ar injetado no sistema promoveu a diferença de potencial entre os meios anaeróbico e aeróbico, já que este funciona como receptor de elétrons, onde no primeiro meio há ausência de ar e no segundo, por sua vez, há a presença. A concentração média de oxigênio dissolvido na região aeróbia foi de $6,4 \text{ mg L}^{-1}$, durante a etapa de adaptação.

O reator combinado apresentava um comportamento anóxico, em razão de seus valores de potencial de oxirredução (POR) permanecerem, em sua maioria, entre a faixa de -100 e 100 mV , determinada por Von Sperling (1996) como característica anóxica. O gráfico (Figura 15) demonstra a relação de tensão elétrica e potencial de oxirredução do sistema.

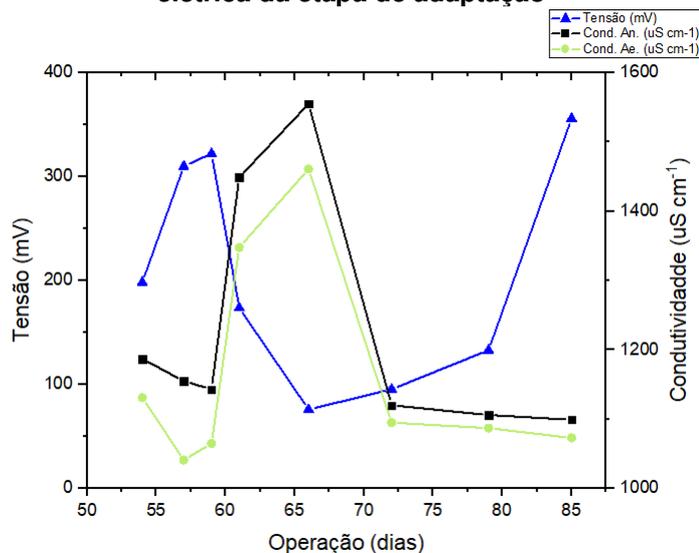
Figura 15 - Relação entre o potencial de oxirredução (POR) e a tensão elétrica na etapa de adaptação



Fonte: Autoria própria (2023).

A condutividade elétrica atingiu valores médios de 1127 uS cm^{-1} e 1162 uS cm^{-1} para as câmaras anódica e catódica, respectivamente. Durante o experimento, observou-se que a condutividade elétrica sempre foi maior no ambiente anaeróbio. O gráfico (Figura 16) mostra a relação da tensão com o parâmetro de condutividade elétrica do reator combinado.

Figura 16 - Relação da condutividade elétrica das regiões anaeróbia e aeróbia e a tensão elétrica da etapa de adaptação



Fonte: Autoria própria (2023).

Com relação ao gráfico (Figura 18), constata-se que, mesmo aumentando a condutividade geral do sistema, não foi o suficiente para desencadear um aumento na tensão elétrica da CCM. Pelo contrário, nas datas em que houve crescimento na condutividade do meio anaeróbio e do meio aeróbio, registrou-se uma redução da tensão elétrica gerada pela CCM.

A turbidez média do afluente foi de 9 UNT, enquanto a média no efluente foi de 5 UNT, não apresentando uma redução muito expressiva, em termos de turbidez. Além disso, durante a execução da fase de adaptação, não houve remoção de nitrito, nitrato e nem de fósforo.

5.2 Avaliação do Sistema

Nesta seção, o sistema foi avaliado conforme os dados amostrais obtidos dos experimentos realizados em laboratório. Inicia-se pela análise do desempenho do reator combinado (anaeróbio-aeróbio), apresentando suas condições operacionais e

resultados das remoções de seus principais indicadores estudados, seguindo pela análise da célula combustível microbiana, abordando as análises e resultados obtidos, em termos, de recuperação de energia elétrica do sistema.

5.2.1 Análise do desempenho do reator

A sequência das etapas I, II, III, e IV tiveram início, após 88 dias de operação do sistema, sendo concluída nos seus 264 dias de operação. Dessa forma, o sistema encerrou com 32 campanhas de monitoramentos, das quais os valores mínimos (Mín), máximos (Máx), média aritmética (Méd), desvio padrão (DV), coeficiente de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), referentes aos parâmetros físico-químicos analisados nas etapas I, II, III e IV, podem ser observados nas Tabelas 9, 10, 11 e 12.

Tabela 9 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa I do sistema

PARÂMETROS		*T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	POR (mV)	CE (uS cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	AT (mg L ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N.Amon. (mg L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	
ETAPA I - TDH: 20 HORAS	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	16	8	8	8	8	8	
		Min	19,6	6,5	0,4	32	971	11	62	68	273	48	24	0,089	4,49	6
		Máx	20,9	6,8	0,8	105	1034	16	73	126	304	68	31	0,161	6,77	17
		Méd	20,5	6,6	0,6	60	1001	14	66	95	288	57	28	0,104	5,20	11
		DP	0,4	0,1	0,1	24	16	2	3	16	9	6	2	0,023	0,65	3
		CV%	2,2	1,5	24	40	1,7	14	4	17	3	12	8	22	13	34
	EFLUENTE R. AN.	Min	-	-	-	-94	1097	-	-	-	-	-	-	0,063	4,63	3
		Máx	-	-	-	-34	1158	-	-	-	-	-	-	0,127	18,80	16
		Méd	-	-	-	-57	1118	-	-	-	-	-	-	0,082	6,85	9
		DP	-	-	-	24	20	-	-	-	-	-	-	0,019	4,52	4
		CV%	-	-	-	42	1,8	-	-	-	-	-	-	23	66	43
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	0	16
	EFLUENTE R. AE.	Mín	19,7	7,3	5,6	24	1001	2	49	31	26	30	21	1,090	8,86	2
		Máx	21,2	7,7	7,4	108	1067	8	78	65	93	51	38	1,630	15,10	14
		Méd	20,6	7,5	6,6	47	1046	4	68	45	42	44	32	1,280	11,26	7
		DP	0,5	0,1	0,5	26	23	2	10	9	19	8	5	0,192	2,41	4
		CV%	2,4	1,6	7,5	55	2,2	54	16	20	46	19	16	15	21	61
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	85	22	0	0	0	31

Legenda: N – Número de amostras; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; Méd – Média; DP – Desvio Padrão; CV% – Coeficiente de Variação (%); E% - Eficiência de remoção (%); T – Temperatura (°C); pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido (mgO₂ L⁻¹); POR – Potencial de Oxirredução (mV); CE – Condutividade Elétrica (µS cm⁻¹); AT – Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹); DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N.Amon. – Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃ L⁻¹); PT – Fósforo Total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); Efluente R.AN. – Efluente da Região Anaeróbia; Efluente R.AE. – Efluente da Região Aeróbia.

*Medições aferidas durante a realização dos ensaios físico-químicos.

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 10 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa II do sistema

PARÂMETROS		pH	OD (mg L ⁻¹)	POR (mV)	CE (μS cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	AT (mg L ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-Amon (mg L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	
ETAPA II - TDH: 12 HORAS	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	16	3	3	3	3	3	
		Mín	6,2	0,4	1	843	10	60	48	270	31	27	0,086	4,67	9
		Máx	6,9	1,5	20	952	14	75	79	372	52	28	0,101	5,00	13
		Méd	6,5	0,9	9	915	12	68	66	308	42	28	0,094	4,80	11
		DP	0,2	0,3	7	37	1	5	8	30	10	0,4	0,006	0,13	1
		CV%	4	40	75	4	11	8	13	10	25	2	7	3	13
	EFLUENTE R. AN.	Mín	-	0,3	-93	975	-	-	-	-	55	42	0,091	4,79	7
		Máx	-	0,5	15	1073	-	-	-	-	76	45	0,113	5,12	17
		Méd	-	0,4	-52	1029	-	-	-	-	62	44	0,104	4,95	14
		DP	-	0,0	36	33	-	-	-	-	9	1	0,008	0,14	3
		CV%	-	12	69	3	-	-	-	-	16	2	8	3	26
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0
	EFLUENTE R. AE.	Mín	7,2	5,4	48	847	1	31	15	24	21	31	3,500	7,86	11
		Máx	8,2	7,1	141	993	3	79	26	54	38	43	3,500	9,98	15
		Méd	7,6	6,5	83	947	2	65	20	32	31	36	3,500	9,16	13
		DP	0,3	0,6	38	45	0	17	3	8	7	5	0	0,82	1
		CV%	4	9	47	5	24	26	17	26	23	14	0	9	13
		E%	-	-	-	-	-	-	-	89	24	0	0	0	0

Legenda: N – Número de amostras; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; Méd – Média; DP – Desvio Padrão; CV% – Coeficiente de Variação (%); E% - Eficiência de remoção (%); pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido (mgO₂ L⁻¹); POR – Potencial de Oxirredução (mV); CE – Condutividade Elétrica (μS cm⁻¹); AT – Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹); DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N-Amon – Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃ L⁻¹); PT – Fósforo Total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); Efluente R.AN. – Efluente da Região Anaeróbia; Efluente R.AE. – Efluente da Região Aeróbia.

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 11 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa III do sistema

PARÂMETROS		pH	OD (mg L ⁻¹)	POR (mV)	CE (μS cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	AT (mg L ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-Amon (mg L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	
ETAPA III - TDH: 10 HORAS	AFLUENTE	N	8	8	0	8	8	8	8	16	3	3	3	3	
		Mín	6,2	0,5	-	820	10	69	56	248	50	24	0,056	4,59	13
		Máx	6,8	0,8	-	947	12	84	110	368	78	48	0,057	4,95	16
		Méd	6,5	0,6	-	875	11	75	76	299	62	33	0,060	4,73	15
		DP	0,1	0,1	-	38	0,6	4	15	40	12	10	0,00	0,16	1
		CV%	3	18	-	4	5	7	20	14	20	31	1	3	9
	EFLUENTE R. NA.	Min	-	0,3	-	932	-	-	-	-	54	40	0,057	4,55	15
		Máx	-	0,7	-	1016	-	-	-	-	108	60	0,070	4,92	16
		Méd	-	0,5	-	963	-	-	-	-	73	51	0,060	4,75	15
		DP	-	0,1	-	27	-	-	-	-	24	8	0,006	0,15	0,6
		CV%	-	31	-	3	-	-	-	-	33	16	10	3	4
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0
	EFLUENTE R. AE.	Mín	6,6	5,1	-	882	2	76	24	22	41	40	1,590	8,35	13
		Máx	7,7	6,5	-	991	4	87	59	50	51	46	3,500	8,99	16
		Méd	7,4	5,7	-	937	3	84	33	36	47	43	2,233	8,71	15
		DP	0,3	0,4	-	28	0,7	3	10	9	4	2	1	0,26	1
		CV%	5	8	-	3	22	4	30	25	9	6	40	3	10
		E%	-	-	-	-	-	-	-	88	23	0	0	0	0

Legenda: N – Número de amostras; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; Méd – Média; DP – Desvio Padrão; CV% – Coeficiente de Variação (%); E% - Eficiência de remoção (%); pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido (mgO₂ L⁻¹); POR – Potencial de Oxirredução (mV); CE – Condutividade Elétrica (μS cm⁻¹); AT – Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹); DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N-Amon – Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃ L⁻¹); PT – Fósforo Total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); Efluente R.AN. – Efluente da Região Anaeróbia; Efluente R.AE. – Efluente da Região Aeróbia.

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 12 - Resultados de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e do coeficiente de variância das amostras de afluente e efluentes da etapa IV do sistema

PARÂMETROS			Ph	OD (mg L ⁻¹)	POR (mV)	CE (μS cm ⁻¹)	Turbidez (UNT)	AT (mg L ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-Amon (mg L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)
ETAPA IV - TDH: 8 HORAS	AFLUENTE	N	8	8	8	8	8	8	8	16	3	0	3	3	3
		Mín	6,3	0,3	1	822	10	68	69	274	57	-	0,042	5,26	14
		Máx	6,8	1,0	50	1072	15	91	132	364	86	-	0,056	5,58	15
		Méd	6,5	0,7	19	903	13	75	90	299	71	-	0,050	5,39	15
		DP	0,1	0,2	14	71	1	6	19	28	12	-	0,010	0,14	0,3
		CV%	3	30	75	8	11	9	22	10	17	-	12	3	2
	EFLUENTE R. NA.	Min	-	0,2	-71	694	-	-	-	-	72	-	0,042	4,77	14
		Máx	-	1,0	-48	1157	-	-	-	-	100	-	0,044	5,71	16
		Méd	-	0,5	-58	950	-	-	-	-	82	-	0,040	5,17	15
		DP	-	0,2	6	120	-	-	-	-	12	-	0,001	0,40	0,7
		CV%	-	49	11	13	-	-	-	-	15	-	2	8	5
		E%	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	11	4	1
	EFLUENTE R. AE.	Mín	7,0	3,8	73	756	2	76	22	21	43	-	1,630	7,66	13
		Máx	8,3	5,6	106	1153	5	97	64	47	53	-	3,500	8,17	15
		Méd	7,5	4,8	87	945	3	82	39	33	47	-	2,880	7,86	14
		DP	0,3	0,6	11	104	1	6	14	9	4	-	1	0,22	0,7
		CV%	5	13	13	11	24	7	37	29	9	-	31	3	5
		E%	-	-	-	-	-	-	-	89	33	-	0	0	3

Legenda: N – Número de amostras; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; Méd – Média; DP – Desvio Padrão; CV% – Coeficiente de Variação (%); E% - Eficiência de remoção (%); pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido (mgO₂ L⁻¹); POR – Potencial de Oxirredução (mV); CE – Condutividade Elétrica (μS cm⁻¹); AT – Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹); AV – Ácidos Voláteis (mgHAc L⁻¹); DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg L⁻¹); NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N-Amon – Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃ L⁻¹); PT - fósforo total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); Efluente R.AN. – Efluente da Região Anaeróbia; Efluente R.AE. – Efluente da Região Aeróbia.

Fonte: Autoria própria (2023).

O valor do pH das amostras de afluente na primeira e segunda etapa variaram entre 6,5 a 6,8 e 6,1 a 6,9, respectivamente, enquanto nas amostras de efluente, o pH variou de 7,3 a 7,7 na primeira etapa e 7,2 a 8,2 na segunda etapa. Os valores de pH estão em concordância com a faixa de neutralidade, já que estão em torno de 7,0. Mais detalhes podem ser observados na Tabela de 13.

Tabela 13 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação do pH das amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III e IV

Parâmetro	Potencial Hidrogeniônico (pH)										
	Afluente						Efluente				
	N	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
Etapa I	8	6,5	6,8	6,6	0,1	2%	7,3	7,7	7,5	0,1	2%
Etapa II	8	6,1	6,9	6,5	0,2	4%	7,2	8,2	7,5	0,3	4%
Etapa III	8	6,2	6,8	6,5	0,1	3%	6,6	7,7	7,4	0,3	5%
Etapa IV	8	6,3	6,8	6,5	0,1	3%	7,0	8,3	7,5	0,3	5%

Legenda: N – número de amostras; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; Méd – Média; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%).

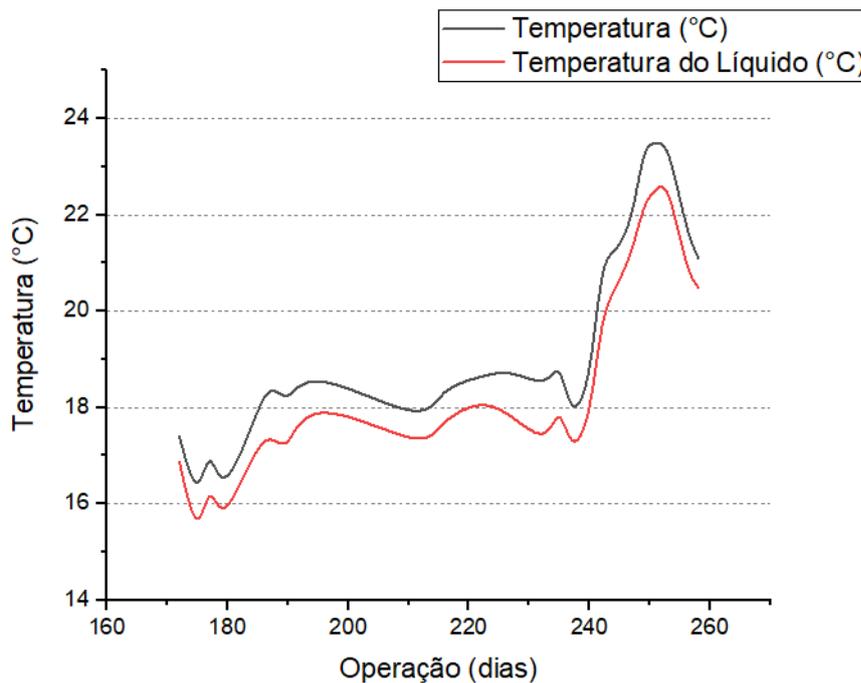
Fonte: Autoria própria (2023).

Na etapa III, o pH das amostras de afluente e efluente variaram de 6,2 a 6,8 e 6,6 a 7,7, respectivamente. E na etapa IV, para as amostras de afluente e efluente, o pH apresentou uma variação de 6,3 a 6,8 e 7,0 a 8,3, respectivamente.

Os valores de pH obtidos nas amostras de afluente e efluente estão próximas da faixa ótima de pH, valor descrito entre 7,5 e 8,0, favorecendo o processo de nitrificação, conforme Surampalli et al. (1997).

Na etapa I, a temperatura foi medida pontualmente, no decorrer da realização das análises físico-químicas, e apresentou um valor médio de temperatura de 20,5°C para as amostras de afluente e 20,6°C para as amostras de efluente. Na segunda, terceira e quarta etapa, com o auxílio do sensor DHT22 e do sensor DS18B20 do tipo sonda (sensores instalados no Arduino), foi possível medir a temperatura ambiente e do líquido embutido no reator, em tempo real. Os valores obtidos nos dias em que eram realizados monitoramentos foram expressos no seguinte gráfico (Figura 17).

Figura 17 - Temperatura ambiente e temperatura do líquido no decorrer das etapas II, III e IV



Fonte: Autoria própria (2023).

A temperatura do líquido e do ambiente apresentaram trajetórias semelhantes e tais valores não foram inferiores a 15°C, mas também não superaram os 24°C (durante a realização dos experimentos, o laboratório de saneamento apresentava os valores referentes à temperatura nessa faixa). Dessa forma, a temperatura, tanto líquida, como ambiente, não alcança os 30°C (considerada a faixa ótima para o desempenho dos microrganismos) e, em sua maioria, permanece inferior a 20°C, sendo crítica para o desempenho dos microrganismos, segundo Gerardi (2006).

Vale ressaltar que o reator anaeróbio-aeróbio se localizava dentro de uma sala no subsolo de um edifício. Tal ambiente, normalmente, se mantinha com a porta e janelas fechadas, impedindo a entrada de intempéries que pudessem alterar, de maneira exagerada, o microclima desse ambiente.

Nas etapas I, II, III e IV, a média de concentração do oxigênio dissolvido (OD) nas amostras de efluente do reator combinado foram iguais a 6,6 mg L⁻¹, 6,5 mg L⁻¹, 5,7 mg L⁻¹ e 4,8 mg L⁻¹, respectivamente, sendo valores sempre superiores a concentração mínima de oxigênio dissolvido pelo sistema (2,0 mg L⁻¹), para que, segundo Haandel e Marais (1999), não aconteça a formação do ambiente anaeróbio no interior da região aeróbia.

Os resultados obtidos do potencial de oxirredução (POR) revelam que o reator anaeróbio/aeróbio operado apresenta um comportamento anóxico, em função de seus valores se enquadrarem dentro da faixa, que varia entre -100 mV e 100 mV, em sua maioria. Este fato foi evidenciado durante as etapas I, II, III, IV de monitoramento e seus valores mínimos (Mín), máximos (Máx), média aritmética (méd), desvio padrão (DV) e coeficiente de variação (CV) podem ser observados na Tabela 14, com suas respectivas regiões.

Tabela 14 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação do POR das regiões anaeróbia e aeróbia nas etapas I, II, III, IV

Parâmetro	Potencial de oxirredução (POR)										
	Região anaeróbia						Região aeróbia				
	N	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
Etapa I	8	-94	-34	-57	24	42%	24	108	47	26	55%
Etapa II	8	-93	15	-52	36	69%	48	141	83	38	47%
Etapa III	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Etapa IV	8	-71	-48	-58	6	11%	73	106	87	11	13%

Legenda: N – número de amostras; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; Méd – Média; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Unidade em mV.

Fonte: Autoria própria (2023).

A média dos valores no ambiente anaeróbio e aeróbio na etapa I foi de -57 mV e 47 mV, respectivamente, enquanto, na etapa II, os valores foram de -52 mV para a média das amostras do efluente anaeróbio e 83 mV para a média nas amostras do efluente aeróbio. Entretanto, ao longo da experimentação da segunda etapa, as leituras realizadas de POR, a partir da sexta coleta foram descartadas, em razão de falhas nas leituras apresentadas pelo equipamento, e a etapa III não houve monitoramento de POR. Na etapa IV, a média do potencial de oxirredução na região anaeróbia ficou em -58 mV, variando entre -71 e -48 mV, enquanto, na região aeróbia, o POR apresentou uma média das amostras de 87 mV, com variação de 73 a 106 mV.

Em todas as etapas, a condutividade média nas amostras da região anaeróbia apresentou valores superiores às médias das amostras da região aeróbia. Além disso, observou-se uma diminuição da condutividade elétrica nas amostras de efluente anaeróbio e efluente aeróbio, à medida em que o TDH diminui, exceto na última etapa. A Tabela 15 detalha esses valores.

Tabela 15 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação da condutividade nas regiões anaeróbia e aeróbia nas etapas I, II, III, IV

Parâmetro	Condutividade										
	Região anaeróbia						Região aeróbia				
	N	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV
Etapa I	8	1097	1158	1118	20	2%	1001	1067	1046	23	2%
Etapa II	8	975	1073	1029	33	3%	847	993	947	45	5%
Etapa III	8	932	1016	963	27	3%	882	991	937	28	3%
Etapa IV	8	694	1157	950	120	13%	756	1153	945	104	11%

Legenda: N – número de amostras; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; Méd – Média; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Unidade em $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os maiores valores de condutividade elétrica foram alcançados na etapa I, cujo tempo de detenção hidráulica é de 20 horas, o maior TDH estudado neste experimento. O valor mais baixo registrado nos monitoramentos foi de $694 \mu\text{S cm}^{-1}$ (na região anaeróbia) e $756 \mu\text{S cm}^{-1}$ (na região aeróbia) na Etapa IV e, nesta etapa, foi a que houve maior variação de valores de condutividade elétrica.

O valor médio da turbidez do afluente na etapa I foi igual a 14 UNT, enquanto, na etapa II, o valor médio foi igual a 12 UNT. Durante a operação da etapa I e da etapa II, o valor médio da turbidez dos efluentes foram iguais a 4 UNT e 2 UNT, respectivamente, sendo que, na segunda etapa, a eficiência de remoção da turbidez (80%) foi a maior entre todas as etapas, como pode ser visto na Tabela 16 de maneira mais detalhada.

Tabela 16 - Valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação da turbidez nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II, III e IV

Parâmetro	Turbidez												E%
	Afluente						Efluente						
	N	Mín	Máx	Méd	DP	CV	Mín	Máx	Méd	DP	CV		
Etapa I	8	11	16	14	2	14%	2	8	4	2	54%	71	
Etapa II	8	10	14	12	1	11%	1	3	2	0,6	24%	80	
Etapa III	8	10	12	11	0,6	5%	2	4	3	0,7	22%	73	
Etapa IV	8	10	15	13	1	11%	2	5	3	0,7	24%	75	

Legenda: N – número de amostras; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; Méd – Média; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Unidade em UNT.

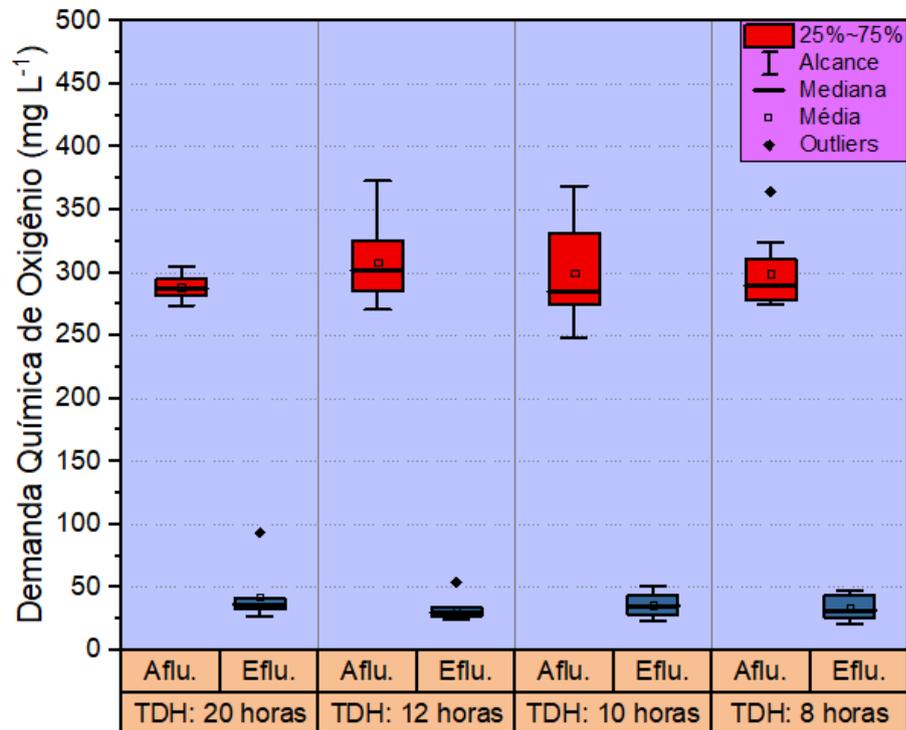
Fonte: Autoria própria (2023).

A etapa III apresentou uma média de turbidez de 11 UNT para as amostras de afluente e 3 UNT de média para as amostras de efluente. Na etapa IV, os valores médios de turbidez nas amostras de afluente e efluente foram de 13, UNT, variando entre 10 UNT e 15 UNT, e 3 UNT, variando entre 2 UNT e 5 UNT, respectivamente.

5.2.1.1 Demanda Química de Oxigênio

A Figura 18 apresenta as variações de concentração da matéria orgânica, em termos de DQO, nas etapas I, II, III e IV do reator anaeróbio-aeróbio, nas amostras do afluente e do efluente, em gráfico do tipo box plot.

Figura 18 - Variação das concentrações de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II, III e IV



Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

Nesta ilustração (Figura 18), pode-se observar os pontos máximos, mínimos, 1º quartil, 3º quartil, mediana, média e possíveis *outliers* (pontos atípicos) das amostras analisadas quanto à DQO, nas etapas I, II, III e IV.

A média da concentração de matéria orgânica, expressa em termos de DQO, do afluente na etapa I, com TDH de 20 horas, foi igual a 288 mg L⁻¹, próxima do valor médio da DQO do afluente da etapa II, com TDH de 12 horas, que foi de 308 mg L⁻¹. Os valores médios das amostras de afluente nas etapas III e IV foram iguais a 299 mg L⁻¹, registrando-se pouca variação dos valores médios encontrados entre as etapas experimentais. Esses valores se mantiveram próximos da classificação de esgoto fraco (250 mg L⁻¹) determinada por Metcalf e Eddy (2016).

É possível verificar na Figura 19 que, mesmo os dados amostrais do afluente da etapa II e etapa III estarem mais dispersos, o sistema apresentou resultados médios semelhantes, já que os resultados obtidos nas amostras de efluente nas etapas I, II, III, e IV apresentaram valores médios de concentração de DQO próximos, sendo iguais a 42 mg L⁻¹, 32 mg L⁻¹, 36 mg L⁻¹ e 33 mg L⁻¹, respectivamente.

A eficiência de remoção de matéria orgânica do reator combinado foi de 85% na etapa I, 89% na etapa II, 88% na etapa III e 89% na etapa IV. Esses resultados ficaram próximos dos resultados obtidos por Freitas (2016), a qual operou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) e, com o TDH de 12 horas, atingiu uma remoção de DQO de 90%. Em suas análises, a autora indicou que, quanto mais tempo os microrganismos estiverem em contato com a matéria orgânica, maior seria sua remoção, contudo, no presente trabalho, a etapa com o maior tempo de detenção hidráulica obteve a menor porcentagem de remoção de matéria orgânica do sistema, sendo de 85% para um TDH de 20 horas. Isso pode ter acontecido em razão do desprendimento dos sólidos em suspensão (lodo) no interior do reator para a saída do reator combinado, junto com o efluente, o que poderia justificar o aumento da DQO. As melhores remoções de DQO foram observadas nas etapas II e IV com TDH's de 12 e 8 horas com 89% de eficiência de remoção da matéria orgânica.

Abreu e Zaiat (2008) estudaram o reator anaeróbio-aeróbio, com volume de 6,4 L, para tratamento de esgoto sintético com diferentes TDH's e observaram que para o TDH de 12 horas, o reator combinado apresentou uma eficiência de remoção matéria orgânica, em termos de DQO bruta de 81%.

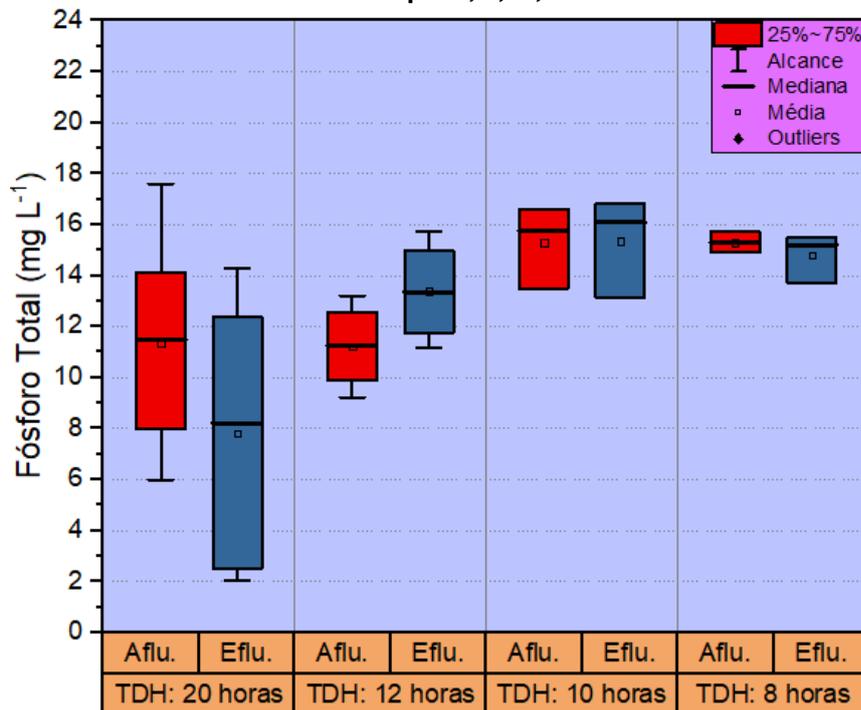
Marcon (2011) também pesquisou a geração de energia elétrica em reator anaeróbio/aeróbio. Em seu modelo, obteve eficiência de remoção de DQO de $61 \pm 17\%$, utilizando esgoto sintético, e $67 \pm 26\%$, ao usar esgoto sanitário como substrato. O autor operou o reator combinado com tempo de detenção hidráulica de 12 horas, em fluxo contínuo.

Já Ferro e colaboradores (2021) conseguiram obter uma eficiência média de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, de 75%, utilizando um reator do tipo RAALF de 2,87 litros, sendo alimentado com esgoto sanitário, com um TDH de 11,48 horas. O reator foi operado em condições mesofílicas e o meio suporte utilizado pelos pesquisadores foi a argila expandida e as conchas de sururu.

5.2.1.2 Fósforo total

A Figura 19 apresenta os resultados obtidos das amostras de fósforo do afluente e efluente do sistema combinado nas etapas I, II, III e IV.

Figura 19 - Variação das concentrações de fósforo total nas amostras do afluente e efluente nas etapas I, II, III, IV



Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

A média de concentração de fósforo do afluente e efluente com TDH de 20 horas foram iguais a 11 mg L^{-1} e 7 mg L^{-1} , enquanto nas amostras com TDH de 12 horas, os valores médios foram de 11 mg L^{-1} para o afluente e 13 mg L^{-1} para o efluente do sistema. A terceira e quarta etapa obtiveram valores de concentrações médias de fósforo total em suas amostras de afluente iguais a 15 mg L^{-1} e para as suas amostras de efluente, os valores foram de 15 mg L^{-1} e 14 mg L^{-1} , respectivamente.

Tendo em vista esses resultados, é possível constatar que, durante a operação da primeira etapa, houve uma remoção de 31% do fósforo, já nas etapas seguintes não foi observado nenhuma remoção de fósforo e, sim, uma geração do mesmo, exceto pela última etapa, caracterizada com um TDH de 8 horas, a qual obteve uma eficiência de remoção de fosforo igual a 3%. Segundo De-Bashan e Bashan (2004), pouca aeração no sistema e menores TDH's podem ocasionar condições de estresse celular nos microrganismos que habitam no sistema, promovendo a assimilação do fósforo por via destes. Entretanto o sistema foi aerado constantemente e apresentou uma concentração de OD bem acima de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$,

revelando uma remoção expressiva da concentração de fósforo, apenas, na etapa IV, com TDH de 20 horas.

No reator combinado (anaeróbio-aeróbio) de Marcon (2011), foi registrada remoção de 8% de fósforo total, utilizando um TDH de 12 horas. O volume total de seu reator era de 29,87 litros, sendo que a câmara catódica (região aeróbia) apresentou um volume de 14,86 litros e a câmara anódica (região anaeróbia) tinha cerca de 9,35 litros.

Melo e colaboradores (2022) realizaram um estudo envolvendo um reator anaeróbio-aeróbio, contendo 6,8 litros de volume, operado com TDH de 24 horas e aplicando uma carga de $1 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$, conseguiram atingir uma eficiência de remoção de fósforo igual a 23%.

Freitas (2016) ressalta, em seu estudo, que a remoção de fósforo, via processos biológicos, por estresse celular, em reator combinado (anaeróbio-aeróbio) não seria efetivo e que seria essencial a realização de um pós-tratamento utilizando precipitação química, a fim de se obter maior eficiência na remoção de fósforo.

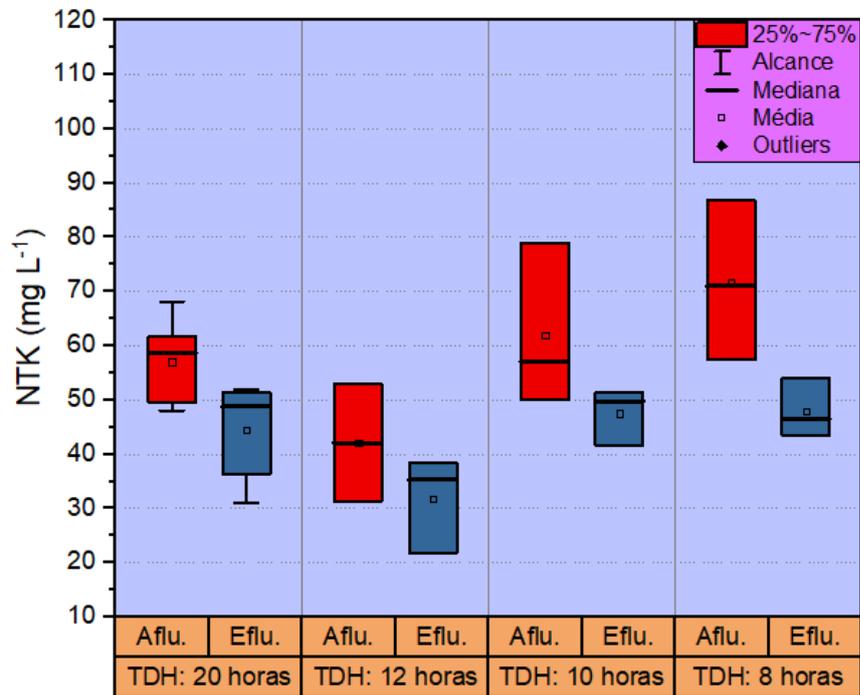
5.2.1.3 Série nitrogenada

Esta seção divide o estudo do comportamento do nitrogênio em 3 subseções denominadas como: Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato.

5.2.1.3.1 Nitrogênio Total Kjeldahl

A Figura 20 apresenta os valores amostrais da concentração de NTK do afluente e do efluente nas etapas I, II, III e IV.

Figura 20 - Variação das concentrações de NTK das amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III e IV



Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

A média da concentração do afluente e do efluente na primeira etapa (TDH de 20 horas) foi de 57 mg L⁻¹ e 44 mg L⁻¹, respectivamente. Na etapa II (TDH de 12 horas), os valores médios foram iguais a 42 mg L⁻¹ para o afluente e 31 mg L⁻¹ para o efluente. Na etapa III (TDH de 10 horas), a concentração média das amostras de afluente do NTK foi de 62 mg L⁻¹ e nas amostras de efluente ficou em 47 mg L⁻¹. Na última etapa, cuja operação acontecia com um TDH de 8 horas, os valores médios das concentrações de NTK nas amostras de afluente e efluente foram de 71 mg L⁻¹ e 47 mg L⁻¹, respectivamente. A partir desses valores, constata-se que a média das amostras de NTK do afluente da etapa IV, situou-se próxima à classificação de esgoto forte (70,0 mg L⁻¹), indicada por Metcalf e Eddy (2016), enquanto a média das amostras de NTK do afluente da etapa II ficou próxima da classificação de esgoto médio (40,0 mg L⁻¹), indicada pelos mesmos autores. Nas amostras de afluente das etapas I e III, as médias das concentrações de NTK ficaram entre as concentrações de 70,0 mg L⁻¹ e 40,0 mg L⁻¹.

Na operação da etapa com TDH de 20 horas, foi removido cerca de 22% de NTK, já na etapa de 12 horas, ocorreu um leve acréscimo na remoção de NTK de 2%, cuja porcentagem foi de 24% de eficiência na remoção de NTK. Na etapa III (TDH de

10 horas), a eficiência de remoção de NTK foi igual a 23%. E, na etapa com menor TDH (8 horas), foi atingida eficiência de remoção de 33% de NTK.

Oliveira Netto (2011) ao estudar um reator anaeróbio-aeróbio em escala piloto de 2,5 m³, utilizando esgoto sanitário como substrato, observou que seus valores médios de NTK em sua primeira etapa (TDH: 12 horas) foram de 41±11 mg L⁻¹, 14±5 mg L⁻¹, 21±4 mg L⁻¹ e 14±10 mg L⁻¹ para o afluente, efluente sem recirculação, efluente com 150% de taxa de recirculação e efluente com 300% de taxa de recirculação, respectivamente e conseguiu obter uma eficiência de remoção de NTK igual a 68±11%, contudo vale ressaltar que a região anaeróbia de seu reator apresentava dimensões superiores às da região aeróbia, quase que o dobro de seu comprimento.

Rebah e colaboradores (2010) também obtiveram um valor médio de eficiência de remoção de NTK de 68%, como Oliveira Netto (2011), entretanto a configuração construtiva de seu reator combinado era diferente, apresentando um volume de 44 litros, e utilizando um TDH de 36 horas para tratar esgoto sintético e fazendo uso de argila e plástico em seu meio suporte.

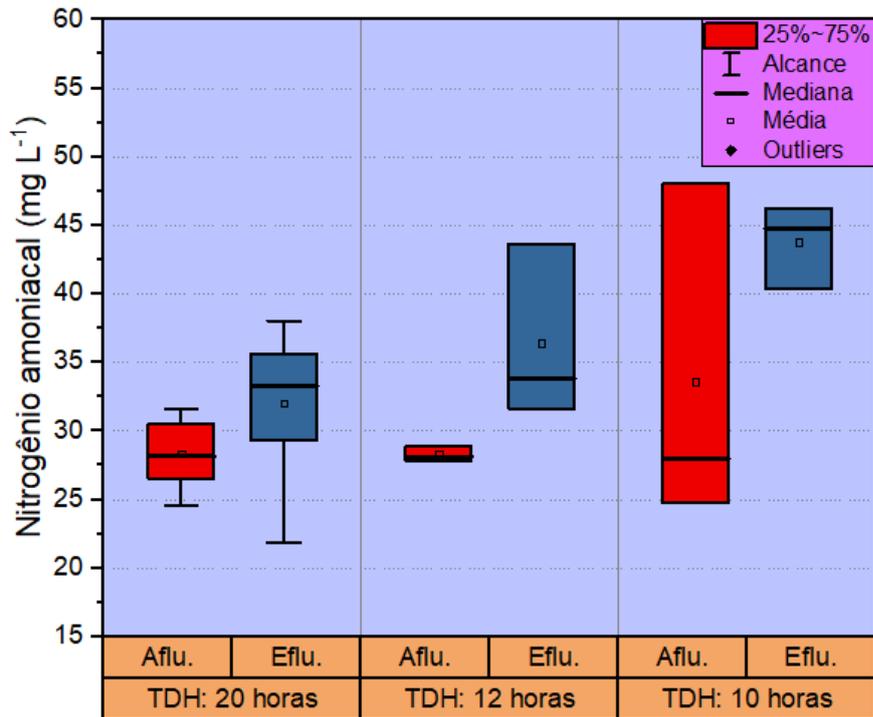
Pontes (2009) observou uma eficiência de remoção de NTK de 44% em seu estudo utilizando um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com volume de 6,7 litros, tratando efluente industrial. Vale ressaltar que a autora fez uso de recirculação, com razão de 1,5, para chegar em tal resultado de remoção.

Ferro e colaboradores (2021) ao avaliarem o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio do tipo RAALF de 2,87 litros, conseguiram registrar uma eficiência de remoção de NTK, com a razão de recirculação em 1,5, de 95±3%, enquanto na etapa sem recirculação, o reator combinado apresentou uma eficiência de 92±4%.

5.2.1.3.2 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 21 apresenta as variações de concentração referentes ao nitrogênio amoniacal das amostras de afluente e efluente do sistema combinado em suas determinadas etapas (I, II e III).

Figura 21 - Variações da concentração de N-Amon nas amostras de afluente e efluente nas etapas I, II, III



Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

No tempo de detenção hidráulica de 20 horas, a média das concentrações de Nitrogênio Amoniacal das amostras de afluente e efluente foram de 28 mg L⁻¹ e 32 mg L⁻¹, respectivamente. Nas amostras com o TDH de 12 horas, foi verificada média de 28 mg L⁻¹ para as amostras de afluente e 36 mg L⁻¹ para a média referente as amostras de efluente. Na etapa III (TDH de 10 horas), a concentração média das amostras de afluente foi de 33 mg L⁻¹ e 47 para as amostras de efluente.

A partir dos resultados obtidos, observa-se que não houve remoção de Nitrogênio Amoniacal em nenhuma das etapas operadas. Além disso, os valores das concentrações médias das amostras de efluente das etapas I, II e III não atendem à Resolução 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o qual determina valores máximos de lançamento de 20 mg L⁻¹ para nitrogênio amoniacal.

Rebah e colaboradores (2010), operando um reator anaeróbio-aeróbio (volume: 44 litros) com meio suporte de argila e plástico para tratamento de esgoto sintético, e utilizando TDH de 36 horas, conseguiu atingir uma eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal de 70%, próxima da eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal encontrada por Kreutz (2012) a qual constatou uma remoção de 69%

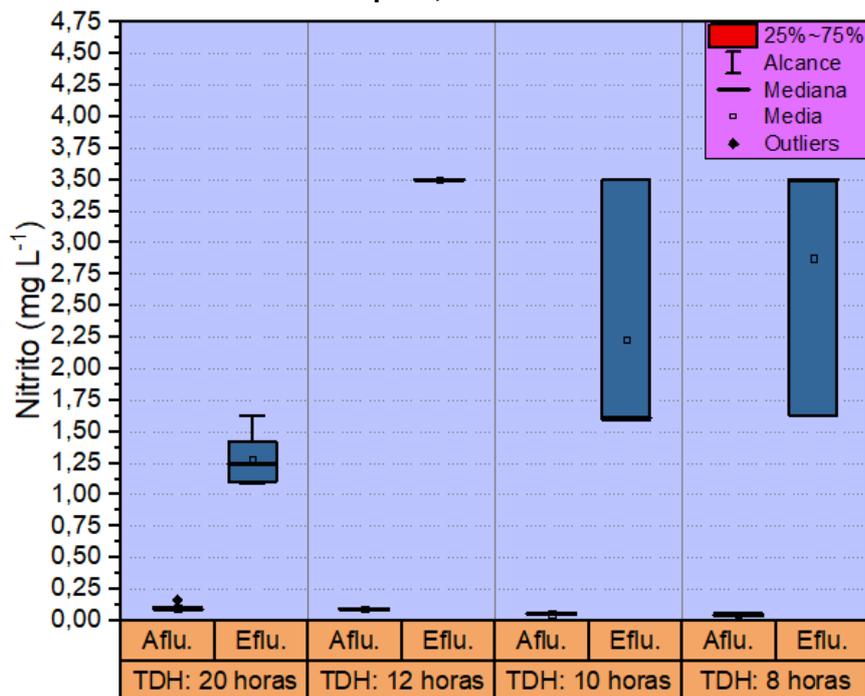
utilizando um RAALF de 4,75 litros de volume, tratando esgoto sanitário, com um TDH de 8 horas.

Abreu e Zaiat (2008) atingiram 85% de eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal operando um reator combinado com um volume de 6,4 litros, em fluxo ascendente e tratando um esgoto sanitário, fazendo-se uso de espuma de poliuretano como meio suporte.

5.2.1.3.3 Nitrito e nitrato

Os gráficos box plot das amostras de afluente e efluente do nitrito e nitrato nas condições operantes do reator das etapas I, II, III e IV são apresentados nas Figuras 22 e 23, a seguir.

Figura 22 - Variações das concentrações de Nitrito nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II III e IV



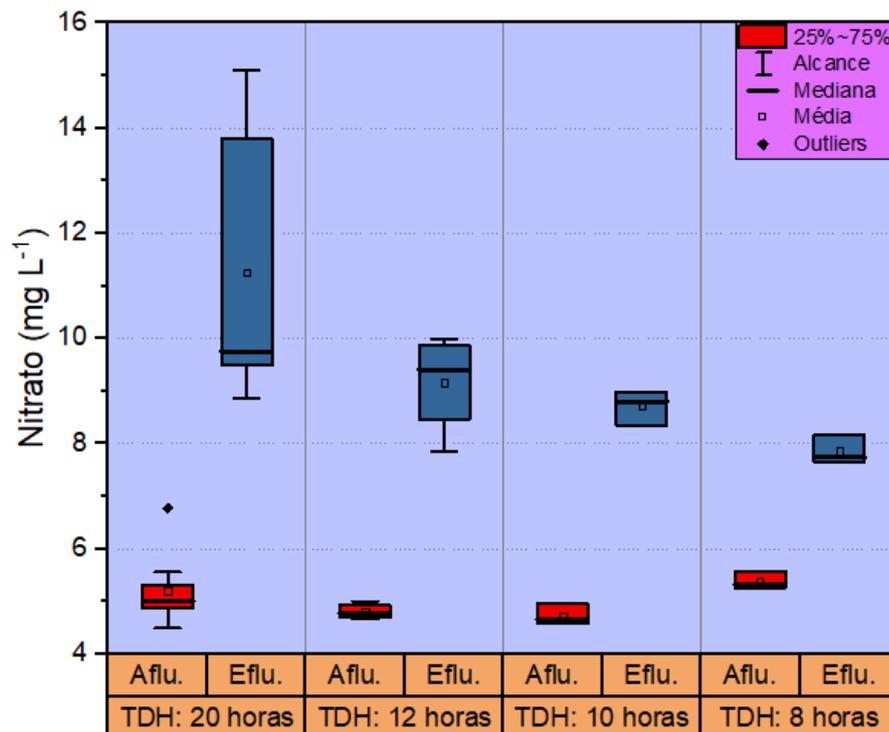
Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

Com relação ao nitrito, na primeira etapa (TDH de 20 horas), os dados amostrais do afluente tiveram uma média de 0,10 mg L⁻¹ e a média das amostras do efluente ficou em 1,28 mg L⁻¹, demonstrando um aumento de nitrito. Na etapa seguinte (TDH: 12 horas), a diferença entre as médias das amostras de afluente e efluente foi ainda maior, sendo que o primeiro apresentou uma média de 0,09 mg L⁻¹ e o segundo,

uma média superior a $3,5 \text{ mg L}^{-1}$. Na etapa III (TDH de 10 horas), a concentração média de nitrito nas amostras de afluente foi igual a $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto nas amostras de efluente foi de $2,23 \text{ mg L}^{-1}$. Na última etapa (TDH de 8 horas), as concentrações de nitrito para as amostras de afluente e efluente foram iguais a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,88 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Figura 23 - Variações das concentrações de nitrato nas amostras de afluente e efluente das etapas I, II III e IV



Legenda: Aflu. – Afluente; Eflu. – Efluente.

Fonte: Autoria própria (2023).

Analisando os gráficos referentes ao nitrato, verifica-se que sob o TDH de 20 horas, foi observado uma média $5,20 \text{ mg L}^{-1}$ nos dados do afluente e uma média de $11,26 \text{ mg L}^{-1}$ nos dados relativos ao efluente. No TDH de 12 horas, houve um decréscimo das médias das amostras de afluente ($4,81 \text{ mg L}^{-1}$) e efluente ($9,16 \text{ mg L}^{-1}$), se comparado com o tempo de detenção hidráulica anterior. Na etapa III (TDH de 10 horas), a concentração média dos dados amostrais, referente ao afluente e ao efluente do nitrato, foram iguais a $4,73 \text{ mg L}^{-1}$ e $8,71 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Na etapa IV (TDH de 8 horas), as concentrações médias de nitrato foram de $5,39 \text{ mg L}^{-1}$ para as amostras de afluente e $7,86 \text{ mg L}^{-1}$ para as amostras de efluente.

Conforme observado nos gráficos e nos dados experimentais, constata-se que o sistema combinado anaeróbio-aeróbio estudado não removeu nitrito e nem nitrato, porém gerou ambos os dois. A formação de nitrito no reator combinado aponta que houve o processo de nitrificação, em que o amônio (sob condições aeróbias) é oxidado a nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio (AOB), de acordo com Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016).

Além disso, os valores de pH das amostras de efluente encontrados na presente pesquisa, situam-se na faixa entre 7 e 9, considerada como pH ótimo para a geração de nitrito e nitrato, conforme Ford, Churchwell e Kachtick (1980), o que pode justificar a formação destes nutrientes, neste estudo.

5.2.2 Análise da CCM

5.2.2.1 Geração de energia elétrica

As aferições de tensão e corrente elétrica eram realizadas em pares de eletrodos, cujos mesmos foram identificados como: A-A, B-B, C-C, D-D, E-E, F-F, G-G, H-H, I-I e J-J. As Tabelas 17 e 18 apresentam a média dos valores medidos de tensão, na unidade de milivolts milivolts (mV), além do seu máximo, mínimo e o desvio padrão nas etapas I, II, III e IV do projeto e em concordância com as condições operacionais do sistema descritas nas tabelas anteriores.

Tabela 17 - Média, desvio padrão, valores mínimo e máximos das tensões elétricas de cada par de eletrodos do sistema nas etapas I e II

PARES DE ELETRODOS	ETAPA I					ETAPA II				
	CV%	Méd	DP	Mín	Máx	CV%	Méd	DP	Mín	Máx
A-A	26,4	370,0	97,7	197	463	14,5	480,1	69,4	315	569
B-B	31,9	302,8	96,6	162	425	23,9	336,9	80,5	152	445
C-C	22,6	321,4	72,6	208	396	25,2	337,3	85,0	141	459
D-D	20,4	317,6	64,6	208	395	22,4	365,3	81,7	191	503
E-E	40,0	258,6	103,3	136	394	18,1	449,1	81,2	263	572
F-F	41,3	329,6	136,1	152	520	12,7	548,2	69,5	386	642
G-G	13,2	402,5	53,0	295	492	12,5	567,4	70,7	404	661
H-H	31,4	291,4	91,4	190	432	12,7	531,6	67,4	377	611
I-I	18,9	417,6	78,9	227	499	23,2	533,9	123,8	217	636
J-J	17,8	358,8	63,6	272	442	12,1	569,2	68,9	406	648

Legenda: CV% - Coeficiente de variação; Méd – Média aritmética; DP – Desvio Padrão; Mín – Mínimo; Máx – Máximo; Unidade em mV.

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 18 - Média, desvio padrão, valores mínimo e máximos das tensões elétricas de cada par de eletrodos do sistema nas etapas III e IV

PARES DE ELETRODOS	ETAPA III					ETAPA IV				
	CV%	Méd	DP	Mín	Máx	CV%	Méd	DP	Mín	Máx
A-A	17,2	457,0	78,8	263	559	34,4	169,3	58,2	110	290
B-B	25,4	325,1	82,7	142	431	30,3	173,2	52,4	105	264
C-C	24,8	326,3	81,0	147	435	28,2	175,1	49,3	124	278
D-D	28,8	363,5	104,8	107	476	34,8	140,8	48,9	85	250
E-E	15,5	445,7	68,9	282	531	17,3	229,7	39,8	165	287
F-F	12,0	521,1	62,5	377	599	32,0	263,0	84,2	186	391
G-G	8,4	537,4	44,9	478	616	30,0	332,7	99,9	220	485
H-H	12,2	481,1	58,7	342	560	26,0	205,6	53,3	123	304
I-I	19,4	483,0	93,8	251	585	25,0	220,9	55,2	143	318
J-J	7,1	533,7	37,9	471	597	21,3	296,2	63,1	242	415

Legenda: CV% - Coeficiente de variação; Méd – Média aritmética; DP – Desvio Padrão; Mín – Mínimo; Máx – Máximo; Unidade em mV.

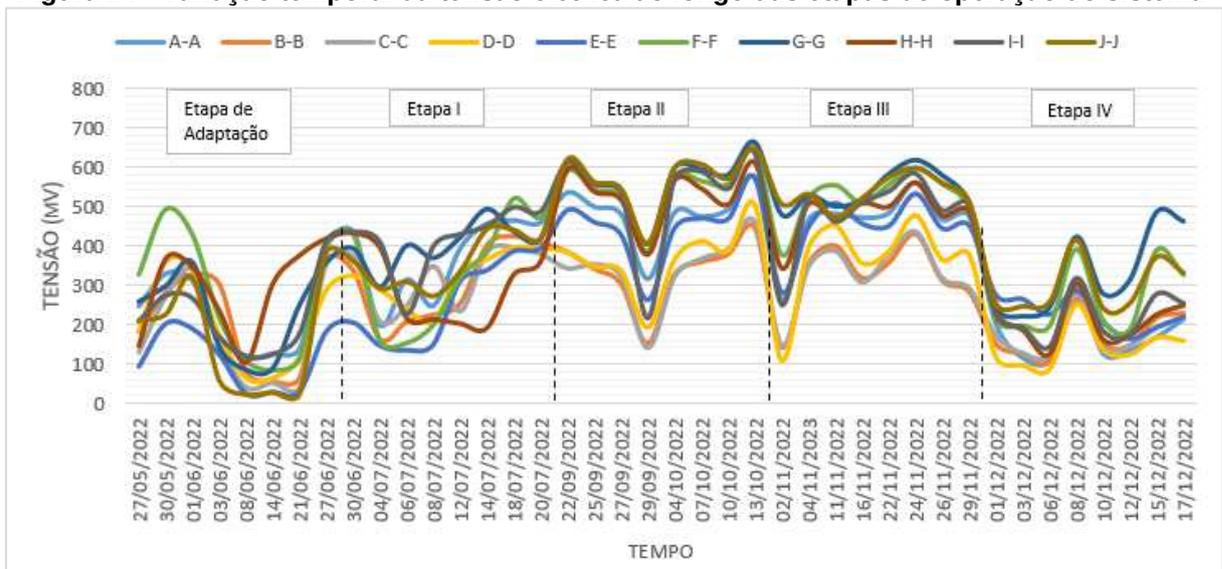
Fonte: Autoria própria (2023).

Conforme os dados expressos nas Tabelas 17 e 18, nota-se que os valores médios dos pares de eletrodos da etapa II foram superiores aos da etapa I, indicando um aumento da tensão elétrica geral do sistema com diminuição do TDH (de 20 para 12 horas). Além disso, todos os valores máximos da segunda etapa também foram maiores que os valores máximos da primeira etapa. E somando todos os valores máximos da primeira etapa, obtém-se 4,45 Volts, o equivalente a tensão de 3 pilhas AA, aproximadamente. Enquanto, na etapa 2, foi possível verificar um total de 5,74 Volts, ao somar as tensões máximas.

Os valores médios de tensão elétrica alcançados pelos pares de eletrodos na etapa III foram levemente inferiores aos valores médios da etapa II. A etapa III apresentou um valor máximo total de tensão gerada no sistema de 5,39 Volts. Durante a operação do reator na etapa IV, observou-se uma grande queda de tensão elétrica, cujos valores médios identificados na Tabela 22 variaram entre 169,3 mV e 332,7 mV, quando o reator passou a ser operado com um TDH de 8 horas.

A Figura 24 demonstra a variação da tensão elétrica dos pares de eletrodos do reator anaeróbio-aeróbio relacionados as datas de ocorrência de cada etapa experimental.

Figura 24 - Variação temporal da tensão elétrica ao longo das etapas de operação do sistema



Fonte: Autoria própria (2023).

Na Figura 24, pode-se observar que a tensão gerada entre os pares de eletrodos apresenta uma trajetória semelhante ao decorrer do tempo. Constata-se também um crescimento da tensão ao longo das etapas experimentais I e II, tal qual a

etapa II, com o TDH de 12 horas, demonstrou maiores valores de tensão elétrica, durante a operação do sistema. Na etapa III, ocorre o primeiro declínio da geração de tensão elétrica no reator, seguido de uma queda brusca de tensão na etapa IV, com o TDH de 8 horas.

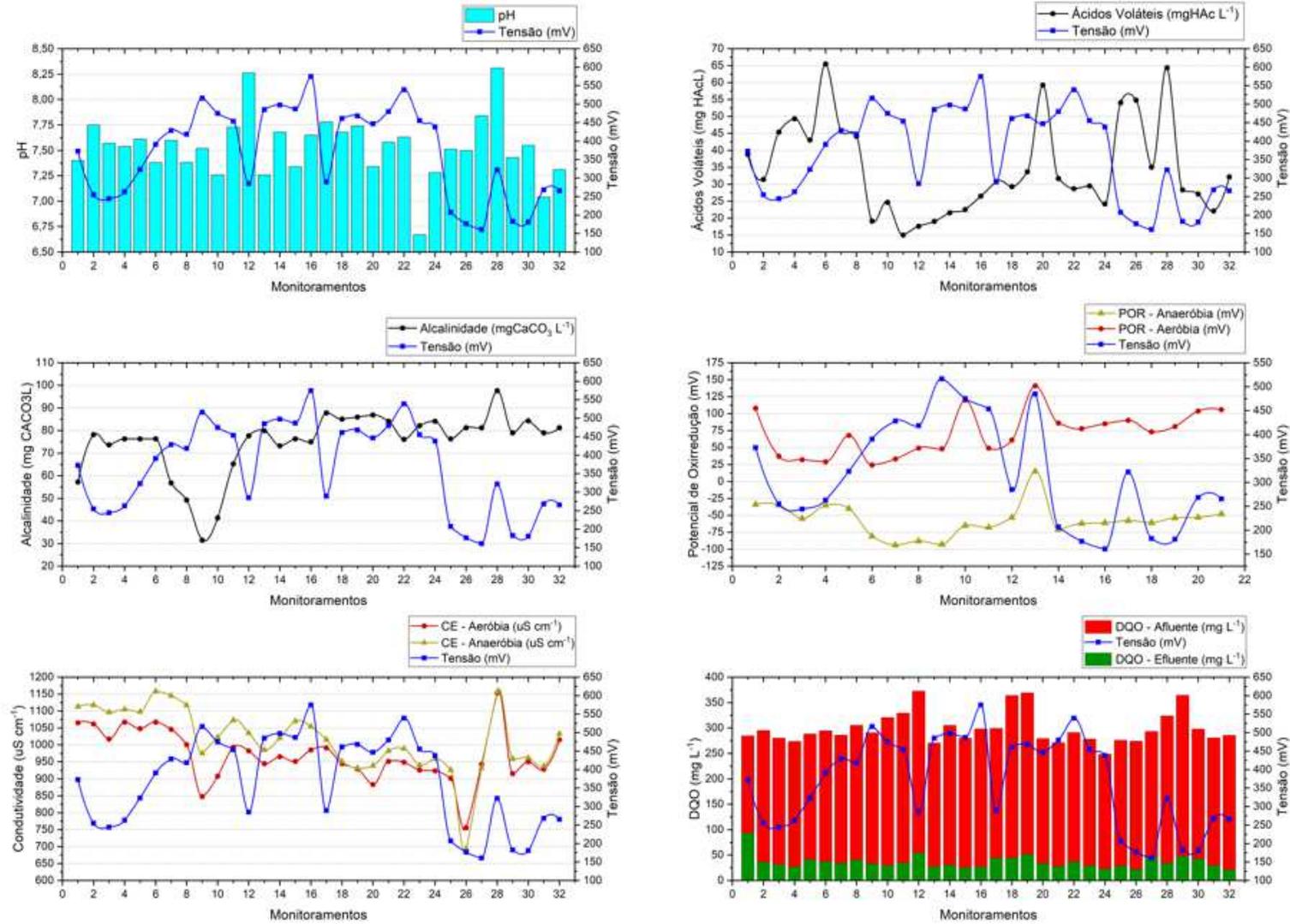
Ao aplicar o teste estatístico *Friedman*, identificou-se que o TDH influencia significativamente na tensão elétrica ($p=0,001$). E, quando se aplicou o método *Pairwise*, verificou-se que há diferenças significativas entre as etapas I e II ($p=0,020$), II e IV ($p<0,001$) e III e IV ($p=0,002$), com a ressalva de uma diferença significativa limítrofe identificada entre as etapas I e III ($p=0,053$). Com a correção *Bonferroni*, a diferença significativa permaneceu entre as etapas III e IV ($p=0,012$) e II e IV ($p=0,003$).

A etapa II apresenta uma queda na geração de tensão datada em 29/09/2022. Ao investigar os dados coletados neste dia, nota-se que a DQO do afluente havia atingido um valor de 372 mg L^{-1} , valor muito superior à média de DQO do afluente na etapa II (308 mg L^{-1}). Sobre o contexto das variações da DQO do afluente expressas ao longo do período das operações (I, II, III e IV), não foi possível observar uma relação com a tensão elétrica gerada. Marcon (2011) em seu experimento com célula combustível microbiana, também aplicada a um reator anaeróbio-aeróbio, não conseguiu definir uma relação linear entre a geração de energia elétrica e a DQO consumida, contudo, também, observou certa instabilidade da célula combustível microbiana relacionada às características do substrato aplicado no sistema.

A operação da etapa III foi marcada também por uma queda da tensão elétrica, logo após a mudança do tempo de detenção hidráulica do reator combinado. Em seguida, a tensão foi aumentando, ao longo da operação da etapa com TDH de 10 horas, apresentando variações, até começar a operação do reator utilizando um TDH de 8 horas, quando houve outra queda de tensão, logo após a mudança do tempo de detenção hidráulica. Na data de 08/12/2022, a concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, do afluente alcançou um valor de 323 mg L^{-1} . Além disso, nesta mesma data, foram constatados os maiores valores de alcalinidade (97 mg L^{-1}), ácidos voláteis (64 mg L^{-1}) e condutividade elétrica (1153 uS cm^{-1}), tanto para os seus respectivos afluentes, como para os seus efluentes, ao se comparar com os valores encontrados em outras datas de operação do sistema, desta mesma etapa.

A Figura 25 apresenta a relação da tensão elétrica média dos pares de eletrodos com os principais parâmetros de pH, AV, AT, CE, POR e matéria orgânica, em termo de DQO.

Figura 25 - Relação da tensão elétrica com os principais parâmetros físico-químicos analisados nas etapas operacionais I, II, III e IV



Fonte: Autoria própria (2023).

A partir da visualização da Figura 25, observa-se que nos primeiros 8 monitoramentos, correspondendo à etapa I, com tempo de detenção hidráulica de 20 horas, houve uma diminuição na geração da tensão elétrica, seguido de um aumento da mesma, com o pH variando entre 7,3 e 7,7. Os ácidos voláteis variaram entre 31 e 65 mg L⁻¹, cujo sexto monitoramento atingiu 65 mg L⁻¹. A alcalinidade variou entre 49 e 78 mg L⁻¹, sendo nos monitoramentos 2, 3, 4, 5 e 6, os valores alcalinidade mantiveram-se entre 73 e 78 mg L⁻¹ e os valores de tensão elétrica se localizaram entre 244,4 e 390,9 mV. O POR variou de -34 a -94 na região anaeróbia, enquanto a região aeróbia variou entre 24 e 108 mV. Nessa etapa, a condutividade elétrica da região anaeróbia e aeróbia variaram entre 1097 a 1158 uS cm⁻¹ e 1001 a 1067 uS cm⁻¹, respectivamente.

Na segunda etapa (TDH: 12 horas), aconteceram 3 picos de recuperação de energia elétrica, o primeiro (516,6 mV) logo após a mudança do TDH, apresentando um pH de 7,5, um valor de 19 mg L⁻¹ de ácidos voláteis, 31 mg L⁻¹ de alcalinidade, potencial de oxirredução de -93 mV na região anaeróbia e 48 mV na região aeróbia e a condutividade de 975 uS cm⁻¹ na região anaeróbia e 846 uS cm⁻¹ na região aeróbia. O segundo pico (monitoramento 12) foi representado por um grande queda na tensão elétrica, visto que a tensão atingiu 285,1 mV, o pH correspondeu a 8,2, os ácidos voláteis atingiram 17 mg L⁻¹, a alcalinidade foi para 77 mg L⁻¹, com o POR em -53 para a região anaeróbia e 61 para a região aeróbia, a condutividade em 1035 na região anaeróbia e 982 na região aeróbia, com matéria orgânica da amostra de afluente, expressa em termos de DQO em 372 mg L⁻¹. No monitoramento 16, houve a maior média de tensão elétrica registrada em 574,6 mV (terceiro pico de tensão elétrica). Nesse pico de tensão elétrica, o pH analisado estava em 7,6, ácidos voláteis em 26 mg L⁻¹, alcalinidade em 75 mg L⁻¹, condutividade em 1054 uS cm⁻¹ para a região anaeróbia e 985 uS cm⁻¹ para a região aeróbia e a amostra de matéria orgânica do afluente estava em 298 mg L⁻¹, em termos de DQO.

Na terceira etapa, caracterizada com um TDH de 10 horas, aconteceram outros 2 picos de recuperação de tensão elétrica. O primeiro logo após a mudança do tempo de detenção hidráulica do reator. Neste primeiro pico, o qual foi registrado uma tensão elétrica de 289,4 mV, a DQO da matéria orgânica da amostra de afluente estava em 298 mg L⁻¹, a condutividade elétrica marcava 1016 uS cm⁻¹ e 991 uS cm⁻¹ para as regiões anaeróbia e aeróbia, respectivamente, e pH de 7,7. A alcalinidade

alcançou 87 mg L^{-1} e 30 mg L^{-1} para os ácidos voláteis. Observa-se que estes valores ficaram próximos dos valores analisados do segundo pico de tensão elétrica da etapa II, com a diferença que este foi provocado, aparentemente, pelo aumento da DQO da amostra de afluente, enquanto o primeiro pico da etapa III foi acarretado, aparentemente, pela mudança do tempo de detenção hidráulica. No vigésimo segundo monitoramento, ocorre o segundo pico da etapa III. Neste ponto, o pH encontra-se em 7,6, ácidos voláteis em 28 mg L^{-1} , alcalinidade em 76 mg L^{-1} , condutividade da região anaeróbia e aeróbia em 989 uS cm^{-1} e 948 uS cm^{-1} , respectivamente, e a DQO da amostra de matéria orgânica do afluente estava em 291 mg L^{-1} .

Na quarta etapa, com o tempo de detenção hidráulica marcando 8 horas, ocorreu grande queda na recuperação de tensão elétrica pelo sistema, logo após a mudança do tempo de detenção hidráulica do reator, como pode-se observar no vigésimo quinto dia dos gráficos da Figura 26. E, no vigésimo oitavo dia de monitoramento, houve um pico na recuperação de tensão elétrica registrando uma tensão média de $321,9 \text{ mV}$, matéria orgânica, expressa em termos de DQO, da amostra de afluente de 323 mg L^{-1} , condutividade elétrica de 1157 uS cm^{-1} e 1153 uS cm^{-1} nas regiões anaeróbia e aeróbia, respectivamente. O potencial de oxirredução na região anaeróbia foi igual a -58 mV e na região aeróbia igual a 90 mV . A alcalinidade atingiu uma concentração de 97 mg L^{-1} , enquanto ácidos voláteis e pH ficaram em 64 mg L^{-1} e $8,3$, respectivamente.

Du e colaboradores (2008) conseguiram registrar uma tensão máxima de 203 mV com sua CCM de fluxo ascendente, sem a adoção de membrana, aplicando afluente sintético de 880 mg L^{-1} , utilizando uma vazão de 16 mL h^{-1} . No entanto, Marcon (2011) utilizando uma CCM com volume total de $29,87$ litros conseguiu atingir 76 mV em sua primeira fase e $52,1 \text{ mV}$ de tensão elétrica em sua segunda fase.

You e colaboradores (2006) observaram a influência do TDH de uma CCM, utilizando 100 ohms de resistência externa, tratando águas residuais domésticas, atingindo 346 mV de tensão elétrica gerada com tempo de detenção hidráulica de 2 horas e tensão elétrica gerada de 100 mV para tempo de detenção hidráulica de 10 horas.

Penteado (2016) estudou uma CCM dividida em câmara anaeróbia, zona intermediária e câmara aeróbia para tratar vinhaça de cana-de-açúcar, em condições mesofílicas. O autor utilizou tecidos de carbono como eletrodos, para o cátodo e o

ânodo, e pérolas de vidro para preencher a zona intermediária do reator. Ressalta-se que o autor não fez uso de inóculo de lodo aeróbio, apenas de lodo anaeróbio. O pesquisador conseguiu atingir valores médios de tensão elétrica de 407 mV para um TDH de 8 horas e 250 mV para um TDH de 24 horas e constatou melhores gerações de energia ao utilizar menores TDH's.

Contudo Li e colaboradores (2013) haviam observado efeito contrário da mudança de TDH, em relação à geração de tensão elétrica. Os autores utilizaram um TDH de 5 dias e observaram uma geração de tensão de 570 mV em sua CCM, de volume total de 1200 mL, e, ao modificar o seu TDH para 3 dias, os pesquisadores relataram uma redução da tensão elétrica para 550 mV.

Cheng e colaboradores (2021), utilizando uma CCM de câmara dupla com um volume efetivo de 700 mL e tratando águas residuais sintéticas de suínos, alcançaram uma geração de tensão elétrica variando entre 630 e 720 mV, quando foi operado em seu modo contínuo simples. Acionando o modo ânodo-cátodo sequencial, os autores observaram uma diminuição na geração de tensão elétrica. Nesta configuração, a matéria orgânica carbonácea do efluente na câmara aeróbia ocasiona o crescimento dos microrganismos aeróbios e, conseqüentemente, a diminuição da concentração de oxigênio no cátodo (Freguia et al., 2008), já que o consumo competitivo de oxigênio (este sendo o aceptor final dos elétrons) pode acarretar na limitação da conversão de energia elétrica (Amari et al., 2015; Najafgholi et al., 2015).

Os valores de tensão alcançados com o reator combinado mostram-se em conformidade com os valores encontrados na literatura. Mas para um melhor usufruto do estudo da geração de energia elétrica e da discussão dos resultados com outros autores, faz-se necessário a investigação e análise da corrente elétrica e, por efeito, da potência elétrica gerada no sistema. A Tabela 19 mostra os valores médios, máximos, mínimos e o desvio padrão da corrente e potência elétrica em suas etapas de atuação.

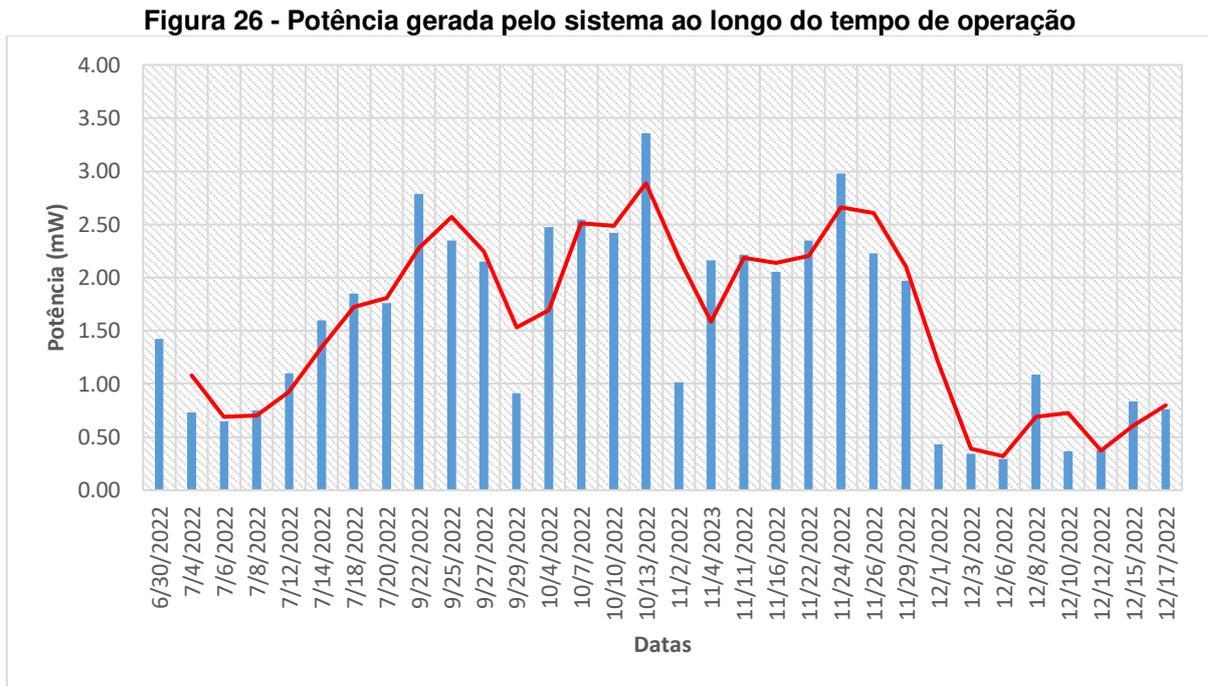
Tabela 19 - Valores de Corrente e Potência nas etapas I, II, III e IV

PARES DE ELETRODOS	Corrente (mA)					Potência (mW)					
	n	Méd	DP	Mín	Máx	n	Méd	DP	Mín	Máx	
Etapa I	A-A	8	0,36	0,09	0,20	0,45	8	0,14	0,06	0,04	0,21
	B-B	8	0,30	0,10	0,16	0,42	8	0,10	0,06	0,03	0,18
	C-C	8	0,32	0,07	0,21	0,40	8	0,11	0,04	0,04	0,16
	D-D	8	0,32	0,06	0,21	0,39	8	0,10	0,04	0,04	0,15
	E-E	8	0,26	0,11	0,13	0,39	8	0,08	0,05	0,02	0,15
	F-F	8	0,33	0,14	0,15	0,52	8	0,13	0,09	0,02	0,27
	G-G	8	0,41	0,05	0,31	0,49	8	0,17	0,04	0,09	0,24
	H-H	8	0,29	0,09	0,19	0,43	8	0,09	0,06	0,04	0,19
	I-I	8	0,42	0,08	0,23	0,49	8	0,18	0,06	0,05	0,24
	J-J	8	0,36	0,07	0,27	0,44	8	0,13	0,05	0,07	0,20
Etapa II	A-A	8	0,48	0,07	0,31	0,57	8	0,24	0,06	0,10	0,32
	B-B	8	0,34	0,08	0,15	0,44	8	0,12	0,05	0,02	0,20
	C-C	8	0,34	0,09	0,14	0,46	8	0,12	0,05	0,02	0,21
	D-D	8	0,36	0,08	0,19	0,50	8	0,14	0,06	0,04	0,25
	E-E	8	0,45	0,08	0,26	0,57	8	0,21	0,07	0,07	0,33
	F-F	8	0,55	0,07	0,39	0,64	8	0,31	0,07	0,15	0,41
	G-G	8	0,57	0,07	0,41	0,67	8	0,33	0,08	0,16	0,44
	H-H	8	0,53	0,07	0,38	0,61	8	0,29	0,07	0,14	0,37
	I-I	8	0,53	0,13	0,21	0,63	8	0,30	0,10	0,05	0,40
	J-J	8	0,57	0,07	0,40	0,65	8	0,33	0,07	0,16	0,42
Etapa III	A-A	8	0,45	0,08	0,26	0,57	8	0,21	0,06	0,07	0,32
	B-B	8	0,33	0,09	0,14	0,44	8	0,11	0,05	0,02	0,19
	C-C	8	0,33	0,08	0,17	0,44	8	0,11	0,05	0,03	0,19
	D-D	8	0,36	0,10	0,12	0,48	8	0,14	0,06	0,01	0,23
	E-E	8	0,44	0,07	0,29	0,53	8	0,20	0,06	0,08	0,28
	F-F	8	0,53	0,07	0,38	0,61	8	0,28	0,06	0,14	0,36
	G-G	8	0,54	0,05	0,48	0,62	8	0,29	0,05	0,23	0,38
	H-H	8	0,48	0,06	0,35	0,57	8	0,24	0,05	0,12	0,32
	I-I	8	0,49	0,09	0,25	0,58	8	0,24	0,07	0,06	0,34
	J-J	8	0,54	0,05	0,46	0,61	8	0,29	0,05	0,22	0,36
Etapa IV	A-A	8	0,18	0,06	0,10	0,29	8	0,03	0,02	0,01	0,08
	B-B	8	0,17	0,05	0,10	0,26	8	0,03	0,02	0,01	0,07
	C-C	8	0,18	0,05	0,12	0,30	8	0,03	0,02	0,02	0,08
	D-D	8	0,14	0,05	0,09	0,25	8	0,02	0,02	0,01	0,06
	E-E	8	0,22	0,04	0,17	0,30	8	0,05	0,02	0,03	0,09
	F-F	8	0,26	0,08	0,19	0,40	8	0,08	0,05	0,04	0,16
	G-G	8	0,34	0,10	0,22	0,49	8	0,12	0,07	0,05	0,24
	H-H	8	0,21	0,05	0,13	0,31	8	0,05	0,02	0,02	0,10
	I-I	8	0,22	0,05	0,15	0,32	8	0,05	0,03	0,02	0,10
	J-J	8	0,30	0,06	0,25	0,42	8	0,09	0,04	0,06	0,17

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores médios e máximos da corrente elétrica e da potência na etapa II foram superiores aos valores da etapa I, em sua totalidade. Tanto o aumento da tensão como da corrente proporcionou, também, um aumento da potência elétrica no decorrer dessas etapas. Nas etapas seguintes, ocorre o decaimento dos valores de corrente elétrica e, conseqüentemente, da potência. Os valores máximos de corrente elétrica reportados por Mayen e colaboradores (2017) foram de 0,285 mA e 0,256 mA para seus, respectivos sistemas, sendo levemente inferiores aos alcançados pela presente pesquisa. Zhang e colaboradores (2013) constataram em sua pesquisa envolvendo CCM uma variação de corrente elétrica entre 0 e 30 mA.

Na Figura 26, é apresentada a variação da potência gerada pelo sistema nas datas de operação das etapas I, II, III e IV.



Fonte: Autoria própria (2023).

O gráfico (Figura 26) expressa a evolução da potência elétrica gerada pelo sistema ao longo do tempo. A linha que acompanha o gráfico representa a média móvel dos dados estudados e indica a tendência de crescimento ou decréscimo da potência produzida pelo sistema. Os maiores picos de potência registrados foram no primeiro e no último dia de operação da segunda etapa, sendo 2,79 mW e 3,36 mW, respectivamente, e na etapa III com 2,98 mW.

Ge e colaboradores (2016) atingiram uma geração de energia elétrica igual a 200 mW, porém utilizando uma CCM, com volume de 200 litros, operada com 96 módulos e um TDH de 12 horas, tratando efluentes primários. Já Feng e colaboradores (2014), operando uma CCM horizontal com um volume de 250 litros, tratando águas residuais domésticas, conseguiram atingir uma potência de 116 mW.

5.2.2.2 Densidade de potência e Eficiência Coulômbica

Conforme os dados adquiridos durante a realização dos experimentos, foram realizados cálculos oriundos da densidade de potência e Eficiência Coulômbica (EC). A primeira é indicada por uma relação da potência, em miliwatts, com a área do ânodo, em metros quadrados, ou com o volume da região anódica, em metros cúbicos. A EC, expressa em porcentagem, representa a taxa de conversão dos elétrons mediante a degradação da matéria orgânica em relação à quantidade de corrente elétrica gerada no circuito eletrônico.

A Tabela 20 permite a visualização dos resultados da densidade de potência e Eficiência Coulômbica para os pares de eletrodos estudados durante as etapas I, II, III e IV do experimento.

Tabela 20 - Densidade de potência e Eficiência Coulômbica do sistema durante as etapas I, II, III e IV

Etapa operacional	Pares de eletrodos	Área do ânodo (m ²)	Área do ânodo (m ³)	Densidade de potência (mW m ⁻²)	Densidade de potência (mW m ⁻³)	ΔDQO (g L ⁻¹)	EC%
Etapa I	A-A	0,0061	0,0080	23,31	17,77	0,246	0,51
	B-B	0,0061	0,0080	16,44	12,53	0,246	0,42
	C-C	0,0061	0,0080	17,70	13,50	0,246	0,45
	D-D	0,0061	0,0080	17,19	13,11	0,246	0,45
	E-E	0,0061	0,0080	12,62	9,63	0,246	0,36
	F-F	0,0061	0,0080	21,10	16,09	0,246	0,47
	G-G	0,0061	0,0080	27,28	20,80	0,246	0,58
	H-H	0,0061	0,0080	15,18	11,58	0,246	0,41
	I-I	0,0061	0,0080	29,43	22,44	0,246	0,59
	J-J	0,0061	0,0080	21,91	16,71	0,246	0,51
Etapa II	A-A	0,0061	0,0080	38,62	29,45	0,276	0,36
	B-B	0,0061	0,0080	19,84	15,13	0,276	0,26
	C-C	0,0061	0,0080	19,79	15,09	0,276	0,25
	D-D	0,0061	0,0080	22,82	17,40	0,276	0,27
	E-E	0,0061	0,0080	34,29	26,15	0,276	0,34

	F-F	0,0061	0,0080	50,08	38,18	0,276	0,41
	G-G	0,0061	0,0080	53,83	41,05	0,276	0,43
	H-H	0,0061	0,0080	46,95	35,80	0,276	0,40
	I-I	0,0061	0,0080	48,88	37,27	0,276	0,40
	J-J	0,0061	0,0080	54,21	41,33	0,276	0,43
Etapa III	A-A	0,0061	0,0080	34,88	26,60	0,264	0,30
	B-B	0,0061	0,0080	18,52	14,12	0,264	0,21
	C-C	0,0061	0,0080	18,52	14,12	0,264	0,22
	D-D	0,0061	0,0080	23,45	17,88	0,264	0,24
	E-E	0,0061	0,0080	33,26	25,36	0,264	0,29
	F-F	0,0061	0,0080	45,93	35,02	0,264	0,35
	G-G	0,0061	0,0080	47,64	36,33	0,264	0,35
	H-H	0,0061	0,0080	38,72	29,53	0,264	0,32
	I-I	0,0061	0,0080	39,80	30,35	0,264	0,32
	J-J	0,0061	0,0080	47,12	35,93	0,264	0,35
Etapa IV	A-A	0,0061	0,0080	5,55	4,23	0,266	0,10
	B-B	0,0061	0,0080	5,37	4,09	0,266	0,09
	C-C	0,0061	0,0080	5,52	4,21	0,266	0,09
	D-D	0,0061	0,0080	3,73	2,84	0,266	0,08
	E-E	0,0061	0,0080	8,54	6,51	0,266	0,12
	F-F	0,0061	0,0080	12,40	9,45	0,266	0,14
	G-G	0,0061	0,0080	19,93	15,20	0,266	0,18
	H-H	0,0061	0,0080	7,54	5,75	0,266	0,11
	I-I	0,0061	0,0080	8,46	6,45	0,266	0,12
	J-J	0,0061	0,0080	15,09	11,51	0,266	0,16

Fonte: Autoria própria (2023).

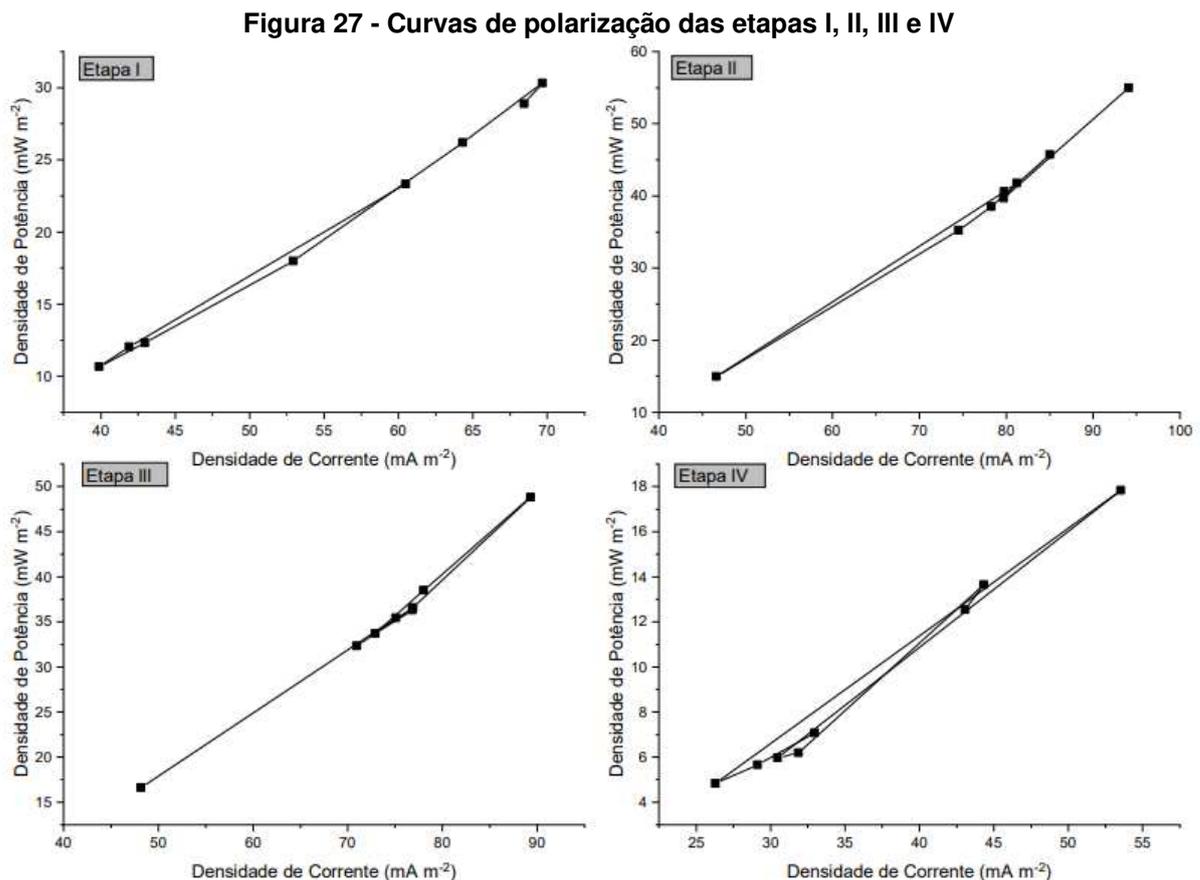
A constante de Faraday utilizada para o cálculo da Eficiência Coulômbica foi $96485,33212 \text{ C mol}^{-1}$, conforme CODATA (2018). Como é possível visualizar na Tabela 22, a EC foi maior nos pares de eletrodos que operaram em TDH de 20 horas, ao se comparar com os resultados operados em TDH de 12, 10 e 8 horas, indicando a possibilidade de que para TDH's maiores, há maiores eficiências no transporte de cargas elétricas no sistema. Jian e colaboradores (2011) atingiram uma Eficiência Coulômbica de 0,3%, utilizando uma CCM com volume de ânodo de 20 litros e carvão ativado como eletrodo da região do ânodo.

Mesmo apresentando eficiência no transporte de elétrons menor que a etapa I, a segunda etapa conseguiu atingir valores de densidade de potência maiores que a primeira etapa. A maior densidade de potência registrada no sistema foi $54,21 \text{ mW m}^{-2}$ no par J-J na segunda etapa. Martinucci e colaboradores (2015) estudaram a geração de energia utilizando CCM's e registraram, em seus experimentos, densidade

de potência máxima de $15,50 \text{ mW m}^{-2}$, $5,13 \text{ mW m}^{-2}$ e $7,35 \text{ mW m}^{-2}$ para cada eletrodo de tamanho diferente, estudado por eles.

A maior densidade de potência do sistema ocorreu na etapa II sendo igual a $389,31 \text{ mW m}^{-2}$ ($296,85 \text{ mW m}^{-3}$). Este valor foi maior do que o apresentado por Fangzhou e colaboradores (2011) que era de 240 mW m^{-2} , porém menor que os valores obtidos por Jiang e colaboradores (2011) que foram de 465 mW m^{-2} e 500 mW m^{-2} de densidade de potência, mas estes fizeram uso de cátodos de Cu-MnO_2 e Co-MnO_2 .

As curvas de polarização, da densidade de potência por densidade de corrente, referentes às etapas I, II, III, e IV, foram plotadas na Figura 27, com o intuito de demonstrar a potência máxima e a corrente limite gerada pelo sistema (LOGAN, 2007; WANG et al., 2010).



Fonte: Autoria própria (2023).

Utilizando as barras de grafite como eletrodos e mantendo a resistência em 1 ohm, foi possível atingir uma densidade de potência máxima do sistema de $55,0 \text{ mW m}^{-2}$ para uma densidade de corrente elétrica igual a $94,1 \text{ mA m}^{-2}$.

Du e colaboradores (2008) alcançaram uma densidade de potência igual a 536 mW m^{-3} operando uma CCM, sem membrana, com eletrodos de grafite granular com 0,5 cm de diâmetro cada.

Aldrovandi e colaboradores (2009) atingiram $73,4 \text{ mW m}^{-2}$ de densidade de potência utilizando uma CCM de duas câmaras anaeróbias e uma câmara, sem membrana de troca de íons.

Zhang e colaboradores (2013) operaram uma CCM tratando esgoto sanitário com um volume de ânodo de 4 litros, e utilizando escova de carbono como ânodo, atingiram uma densidade de potência de 114 mW m^{-2} com um tempo de detenção hidráulica de 11 horas.

Durante a execução das etapas operacionais, notou-se que com o TDH de 10 horas (etapa III), a densidade de potência apresentou quedas em seus valores se comparados com os valores das etapas I e II, com os TDH's de 20 e 12 horas, respectivamente. Essas quedas de densidade de potência foram mais acentuadas na etapa IV, com o TDH de 8 horas. Dessa forma, constata-se que houve um crescimento da densidade de potência do reator combinado ao diminuir o TDH de 20 horas para 12 horas, contudo, ao mudar o TDH para 10 horas, a densidade de potência começou a decrescer.

Rahimnejad e colaboradores (2011) identificaram um comportamento semelhante na operação de sua CCM de duas câmaras e membrana de troca de prótons. Os autores observaram um aumento na geração de energia elétrica ao mudar o TDH de 26 horas (146 mW m^{-2}) para 6,7 horas (283 mW m^{-2}) de 93,8%. Porém, ao diminuir o TDH para 3,6 horas, a densidade de potência da CCM diminuiu para 198 mW m^{-2} . Juan e colaboradores (2010) estudaram uma CCM de duas câmaras e, também, com uso de membrana trocadora de íons, constataram que a diminuição do TDH de 38,3 horas para 6,6 horas, diminuiu a Eficiência Coulômbica de 0,08% para 0,06%. Além disso a eficiência da remoção de matéria orgânica também diminuiu de 82,3% para 30,3%.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) impacta diretamente a eficiência de remoção de matéria orgânica e a Eficiência Coulômbica, já que, segundo Penteado (2016), interfere na formação de biofilme e na adesão microbiana, em virtude da força de cisalhamento, velocidade ascensional e da vazão do afluente. Dessa forma, para TDH's mais baixos, a geração de energia elétrica em reator combinado (anaeróbio-aeróbio) acaba perdendo eficiência, em razão da fraca adesão microbiana,

dificultando o contato entre microrganismo e eletrodo. E, também, ao ocorrer a diminuição da eficiência da oxidação da matéria orgânica, há redução na geração de elétrons durante a oxidação metabólica, sendo, estes, essenciais para o aumento da geração de energia elétrica do sistema.

A variação de oxigênio dissolvido (OD) pode ter impactos significativos sobre a geração de energia elétrica em células combustíveis microbianas (CCM's). Em condições aeróbias, em que há a presença de oxigênio, as bactérias tendem a consumir esse gás, o qual é utilizado pelo sistema composto pela CCM como acceptor de elétrons. Dessa maneira, o aumento de microrganismos aeróbios no sistema combinado é capaz de reduzir a eficiência da geração de eletricidade, uma vez que haveria menos moléculas de oxigênio disponíveis para o funcionamento eficaz do circuito da CCM. No decorrer das etapas operacionais foi observado a diminuição das concentrações do OD a medida em que o TDH era ajustado, em cada uma das etapas, mas o decréscimo na geração de eletricidade iniciou-se, apenas, na 3 etapa, caracterizada com um TDH de 10 horas, sendo mais acentuado na etapa seguinte.

Além disso, a temperatura é um parâmetro fundamental para um bom desempenho da CCM por influenciar no tratamento de efluente e na conversão de energia elétrica. Larossa e colaboradores (2010) ao verificarem o desempenho da CCM de câmara única e de câmara dupla ao variar a temperatura entre 4 e 35 °C, observaram que para maiores temperaturas, houve maiores valores de densidade de potência e de remoção de matéria orgânica. E, no presente projeto, a temperatura apresentou valores que variaram entre 15 e 24 °C, ou seja, sem atingir todo o seu potencial máximo de conversão de energia elétrica sob a condição de uma temperatura mais elevada (em torno de 35 °C).

Outro fator que pode ter sido determinante para a eficiência da geração de eletricidade nessa pesquisa foi a invasão do lodo anaeróbio no ambiente aeróbio. Durante o avanço das etapas operacionais estudadas, observou-se o crescimento do biofilme anaeróbio na região intermediária e, tão breve, esta, ultrapassando essa região e expandindo-se para região aeróbia do reator combinado. Desse modo, parte da região aeróbia do reator foi afetada devido ao avanço do lodo anaeróbio sobre este meio, o que resultou na redução do campo de atuação do cátodo no sistema.

5.3 Desligamento do Sistema

A Tabela 21 apresenta os resultados das análises físico-químicas e de tensão elétrica realizadas, após o término da etapa IV, aumentando a concentração de matéria orgânica do afluente para valores próximos de 500 mg L⁻¹.

Tabela 21 - Resultados referentes as análises físico-químicas, tensão elétrica e temperaturas líquida e ambiente do reator anaeróbio-aeróbio

Parâmetros	Análises		Parâmetros	Análises		
	1	2		1	2	
DQO Aflu (mg L ⁻¹)	478	456	Tensões Elétricas	A-A (mV)	268	240
DQO Eflu (mg L ⁻¹)	57	47		B-B (mV)	278	260
Turb Aflu (UNT)	19,3	14,2		C-C (mV)	268	240
Turb Eflu (UNT)	6,9	4,0		D-D (mV)	183	120
POR An (mV)	-60	-34		E-E (mV)	250	200
POR Ae (mV)	182	95		F-F (mV)	277	240
CE An (uS cm ⁻¹)	1358	1384		G-G (mV)	313	240
CE Ae (uS cm ⁻¹)	1373	1375		H-H (mV)	274	233
OD (mg L ⁻¹)	3,9	3,5		I-I (mV)	271	220
pH	8,2	7,6		J-J (mV)	304	320
AT (mg L ⁻¹)	125	127	Temperatura	Ambiente (°C)	19,9	19,1
AV (mg L ⁻¹)	20	27		Líquido (°C)	20,5	20,1

Legenda: DQO Aflu – Demanda Química de Oxigênio das amostras de afluente; DQO Eflu – Demanda Química de Oxigênio das amostras de efluente; Turb Aflu – Turbidez das amostras de afluente; Turb Eflu – Turbidez das amostras de efluente; POR An – Potencial de Oxirredução da região anaeróbia; ; POR Ae – Potencial de Oxirredução da região aeróbia; CE An – Condutividade Elétrica da região anaeróbia; CE Ae – Condutividade Elétrica da região aeróbia; OD – Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico; AT – Alcalinidade; AV – Ácidos Voláteis; Temp. Liq. – Temperatura do Líquido; Temp. Amb. – Temperatura Ambiente.

Fonte: Autoria própria (2023).

Conforme a Tabela 23, constata-se que os valores recuperados de tensão elétrica dos pares de eletrodos variaram entre 120 e 320 mV nas duas análises,

apresentando uma média de 268 mV na primeira análise e 231 mV na segunda análise. Estes valores ficaram próximos da média encontrada dos valores de tensão elétrica na etapa IV de 220,6 mV.

A condutividade elétrica foi maior nessas análises do que as análises realizadas nas etapas I, II, III e IV, apresentando valores médios iguais a 1371 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 1374 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para as regiões anaeróbia e aeróbia, respectivamente. O potencial de oxirredução na região anaeróbia apresentou uma média de -48 mV e na região aeróbia de 138,5 mV.

A média das amostras de afluente e efluente de matéria orgânica em termos de DQO das análises 1 e 2 foram 467,08 mg L^{-1} e 51,77 mg L^{-1} , representando 88,9% de eficiência de remoção de matéria orgânica. A eficiência de remoção de turbidez foi de 67,3%, a menor eficiência encontrada, em relação as etapas I, II, III e IV. A média de oxigênio dissolvido das análises da etapa de desligamento foi igual a 3,7 mg L^{-1} e os valores do pH para as análises 1 e 2 corresponderam a 8,2 e 7,6, respectivamente.

A partir dos resultados coletados, observa-se que o aumento da concentração de matéria orgânica carbonácea no esgoto sintético aparentemente não desencadeou uma grande diferença numérica da conversão de energia elétrica, ao relacionar a variação de tensão elétrica obtida com os dados da variação de tensão elétrica dos eletrodos da etapa anterior (etapa IV), que foram de 169,3 mV a 332,7 mV.

E, comparando esses resultados com a análise realizada na etapa de adaptação, observa-se que a CCM aplicada a um reator anaeróbio-aeróbia apresenta um comportamento distinto ao se tratar diferentes concentrações de matéria orgânica carbonácea, todavia, deve-se levar em consideração que o TDH da etapa IV foi mantido para a realização da etapa de desligamento e o sistema já estava sendo operado a um tempo considerável.

6 CONCLUSÕES

As concentrações de matéria orgânica carbonácea expressas, em termos de DQO, do afluente, bem como as substâncias envolvidas em sua confecção, provocam, aparentemente, instabilidade sobre a geração de energia elétrica de uma CCM aplicada a um reator combinado (anaeróbio-aeróbio).

As alterações no tempo de detenção hidráulica do reator combinado impactaram na conversão de energia elétrica da CCM e as evidências observadas em seu comportamento indicam a existência de um tempo de detenção hidráulica considerado ótimo para a geração de energia elétrica.

A maior geração de energia elétrica obtida pelo sistema foi registrada no tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Neste tempo, as células combustíveis microbianas aplicadas ao reator combinado (anaeróbio-aeróbio) foram capazes de gerar 389,31 mW m⁻² de densidade de potência elétrica.

O lodo aeróbio pode ter ocasionado o baixo desempenho na geração de energia elétrica da CCM, em tempos de detenção hidráulica menores e em maiores concentrações de matéria orgânica do afluente, já que os microrganismos aeróbios, em maiores quantidades, consomem mais oxigênio e, portanto, diminuiriam a sua concentração na região aeróbia do reator combinado, visto que este é destinado a ser o receptor de elétrons da CCM.

A configuração construtiva do reator combinado apresentou um ponto negativo para a recuperação de energia elétrica, em virtude da invasão do lodo anaeróbio na região aeróbia, o que diminui a atuação do cátodo da CCM, necessitando assim de um mecanismo de descarte de excesso de lodo no reator.

A fim de aprofundar os resultados obtidos neste estudo, recomenda-se realizar análises mais abrangentes sobre o comportamento microbiológico do lodo aeróbio no processo de geração de energia elétrica de uma CCM. Além disso, a utilização da metodologia do planejamento composto central rotacional (DCCR) nas variáveis de concentração de matéria orgânica e tempo de detenção hidráulica é sugerida como ideia para pesquisas futuras. Essas investigações mais detalhadas poderão fornecer informações adicionais, além de aprimorar a compreensão da aplicabilidade dessa tecnologia inovadora em sistemas de tratamento de efluentes.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9649: **Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, nov. 1986.

AZMI, N. M. et al. The Effect of Different Pretreatment of Chicken Manure for Electricity Generation in Membrane-Less Microbial Fuel Cell. **Catalysts**, v. 12, n. 8, p. 810, 2022.

ABREU, Sérgio B.; ZAIAT, Marcelo. **Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, n. 2, p.181-188, jun. 2008.

BELINI, A. D. **OTIMIZAÇÃO DA REMOÇÃO DA MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA DE ESGOTO SANITÁRIO POR SISTEMA COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO**. 2016. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

ALLEN, R.M.; BENNETTO, H.P. Microbial Fuel Cells: Electricity Production from Carbohydrates. **Biochemistry and Biotechnology**, v. 39, p. 27-40, 1993.

AHN, Y.; LOGAN, B. E. A multi-electrode continuous flow microbial fuel cell with separator electrode assembly design. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 93, n. 5, p. 2241-2248, 2012.

AHN, Y.; LOGAN, B. E. Effectiveness of domestic wastewater treatment using microbial fuel cells at ambient and mesophilic temperatures. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 469-475, jan. 2010.

ALDROVANDI, A. et al. Sustainable power production in a membrane-less and mediator-less synthetic wastewater microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3252-3260, jul. 2009.

BARANCHESHME, F.; MUNIR, M. Strategies to combat antibiotic resistance in the wastewater treatment plants. **Frontiers in Microbiology**, v.8, p.2603, 17 jan. 2018.

BIRD, H. et al. 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. 324, p. 128938, abr. 2022.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro - RJ: RiMa Artes e Textos, 1999. 189 p.

CATAL, T. et al. Electricity generation from polyalcohols in single-chamber microbial fuel cells. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 24, n. 4, p. 849-854, 2008.

COHEN, B. The Bacterial Culture as an Electrical Half-Cell. **J. Bacteriol**, v. 21, n. 1, p. 18-19, 1931.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Environmental Science and Biotechnology**, v.5, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 14, n. 4, p. 601-621, dez. 2015. Springer Netherlands.

CHENG, D. et al. Evaluation of a continuous flow microbial fuel cell for treating synthetic swine wastewater containing antibiotics. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 144133, fev. 2021.

DA SILVA TOMOTO, A. L. **AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE REATOR COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA PROVENIENTE DE ABATEDOURO DE AVES**. 2017. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal Do Paraná, [s.l.].

DONG, Y. et al. A 90-liter stackable baffled microbial fuel cell for brewery wastewater treatment based on energy self-sufficient mode. **Bioresource Technology**, v. 197, p. 66-72, nov. 2015.

DU, F. et al. Electricity Generation Directly Using Human Feces Wastewater for Life Support System. **Acta Astronautica**, v. 68, n.11-12, p. 1537-1547, maio 2011.

DE LOS ANGELES GARCIA MAYEN, M. et al. Geração de Eletricidade a partir de Soro de Queijo Utilizando uma Célula de Combustível Microbiana. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 7, n. 1, p. 16-21, mar. 2018.

DE FREITAS, D. C. **Remoção de Nitrogênio e Fósforo do Esgoto Sanitário por Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo (RAALF), com Recirculação da Fase Líquida**. 2016. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, [s.l.].

FERRO, L. M.; OLIVEIRA NETTO, A. P.; AMORIM, E. L. C. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF) utilizando conchas de sururu (*Mytella charruana*) como meio suporte para remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Environmental Sciences and Biotechnology**, v. 4, p. 52-59, abr. 2021.

FENG, Y. et al. A horizontal plug flow and stackable pilot microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 132-138, mar. 2014.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. [s.l.], [s.n.]. Disponível em: <<https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/506>>. Acesso em: 12 nov. 2022.

FORD, D. L.; CHURCHEWELL, R. L.; KACHTICK, J. W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. **Journal of Water Pollution Control Federation**. v. 52, n. 11, p. 2726-2746, 1980.

GE, Z. et al. Energy extraction from a large-scale microbial fuel cell system treating municipal wastewater. **Journal of Power Sources**, v. 296, p. 260-264, nov. 2015.

GE, Z.; HE, Z. Long-term performance of a 200 liter modularized microbial fuel cell system treating municipal wastewater: treatment, energy, and cost. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 2, p. 274-281, 2016.

GUJER, W.; ZEHNDER, J. B. Conversion process in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 15, p. 127-167, 1983.

HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A.; BRDJANOVIC, D. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design**. 2. ed. Londres: IWA Publishing, 2016.

IDRParaná – Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR/EMATER. Mapa. Disponível em: <<https://www.idrparana.pr.gov.br/system/files/publico/agrometeorologia/atlas-climatico/atlas-climatico-do-parana-2019.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2023.

JORDÃO, Eduardo P.; PESSOA, Constantino A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JIANG, D. et al. Pilot-scale study on utilizing multi-anode/cathode microbial fuel cells (MAC MFCs) to enhance the power production in wastewater treatment. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 1, p. 876-884, 2011.

JUANG, D. F.; YANG, P. C.; KUO, T. H. Effects of flow rate and chemical oxygen demand removal characteristics on power generation performance of microbial fuel cells. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, p. 267-280, 2012.

KARUBE, I. et al. Photochemical Energy Conversion Using Immobilized Blue-Green Algae. **Journal of Biotechnology**, v. 4, n. 2, p. 73-80, 1986.

KREUTZ, Cristiane. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012. 116 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

KORDKANDI, Salman A.; KHOSHFETRAT, Ali B. Influence of carbon/nitrogen ratio and non-aerated zone size on performance and energy efficiency of a partially-aerated submerged fixed-film bioreactor. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, V. 21, p.1-24, jul. 2015. Elsevier BV.

LARROSA-GUERRERO, A. et al. Effect of temperature on the performance of microbial fuel cells. **Fuel**, v. 89, p. 3985–3994, 2010.

LETTINGA G. **Introduction. In: International course on anaerobic treatment**. Wageningen Agricultural University. Wageningen, 1995. p. 17-28.

LOGAN, B. E. **Microbial Fuel Cells**. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc., 2007.

LI, X. et al. Animal carcass wastewater treatment and bioelectricity generation in up-flow tubular microbial fuel cells: Effects of HRT and non-precious metallic catalyst. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 454-460, 2013.

LIU, J.; ZHANG, F.; HE, W.; YANG, W.; FENG, Y.; LOGAN, B. E. A microbial fluidized electrode electrolysis cell (MFEEC) for enhanced hydrogen production. **Journal of Power Sources**, v. 271, p.530-533, 2014.

LUO, G.; ZENG, R. J.; KELLER, J. Evaluation of sludge production in aerobic wastewater treatment systems: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 292, p. 122013, 2019.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MARCON, L. R. C. **Potencialidade da célula combustível microbiana para geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, 2011.

MELO, N.; SANTOS, S. M.; GAVAZZA, S. Organic matter and nutrient removal in a combined anaerobic–aerobic fixed-bed reactor treating digestate from anaerobic biodigester. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 49, n. 10, p. 1295-1299, maio 2022.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Porto Alegre: AMGH, 2017.

MARTINUCCI, E. et al. Energy balance and microbial fuel cells experimentation at wastewater treatment plant Milano-Nosedo. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 40, p. 14683-14689, nov. 2015.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2011.

PENTEADO, E. D. et al. 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, 2017.

PENTEADO, E. D. **Tratamento de águas residuárias em células a combustível microbianas e geração de energia elétrica direta: fundamentos e aplicação**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2016. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, [s.d.].

PANT, D. et al. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1533-1543, 2010.

POTTER, M. C. Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. **The Royal Society**, v. 84, n. 571, p. 260–276, 1912.

PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, p. 605–615, abr. 2018.

PONTES, Ana F. V. **Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de água residuária proveniente de**

abatedouro de aves. 2009. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RABAEY, K.; VERSTRAETE, W. **Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation**. Trends in Biotechnology, v. 23, n. 6, p. 291 - 298, 2005.

RAHIMNEJAD, M. et al. Power generation from organic substrate in batch and continuous flow microbial fuel cell operations. **Applied Energy**, v. 88, n. 11, p. 3999-4004, 2011.

REBAH, F.B. et al. Performance of two combined anaerobic–aerobic biofilters packed with clay or plastic media for the treatment of highly concentrated effluent. **Desalination**, v. 250, n. 1, p. 141-146, 2010.

RODRIGUES, M. H. P. **Estudo da influência do regime hidráulico na produção de energia em célula combustível**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2012.

SINGH, L.; MAHAPATRA, D. M. **Waste to Sustainable Energy: MFCs - Prospect through Prognosis**. 1. ed. Flórida: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2019.

SHARMA, V.; KUNDU, P. P. **Biocatalysts in microbial fuel cells**. Enzyme and Microbial Technology, v.47, n.5, p.179-188, 2010.

REBAH, F.B.; KANTARDJIEFF, A.; YEZZA, A.; JONES, P.J. Performance of two combined anaerobic–aerobic biofilters packed with clay or plastic media for the treatment of highly concentrated effluent. **Desalination**, v. 250, p. 141-146, 2010.

SATO, C. et al. Single-Chamber Microbial Fuel Cell with Multiple Plates of Bamboo Charcoal Anode: Performance Evaluation. **Processes**, v. 9, p. 2194-2195, 2021.

SNIS. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Painel informações de saneamento Brasil-2020**. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-esgotamento-sanitario>. Acesso em: 14 nov. 2022. (Instituição governamental).

SHI, Xuefei; YANG, Changzhu; YU, Guanghui; ZHANG, Yu. Sequential anaerobic-aerobic treatment of pharmaceutical wastewater with high salinity. **Bioresource Technology**, v. 153, p. 79-86, 2014.

SUN, Hongyang; PENG, Yongzhen; SHI, Xuefei. Advanced treatment of landfill leachate using anaerobic-aerobic process: Organic removal by simultaneous denitritation and methanogenesis and nitrogen removal via nitrite. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 337-345, fev 2015.

TASKAN, B. Investigation of electricity generation performance of grape marc in membrane-less microbial fuel cell. **Environmental Science and Technology**, v. 4, p. 108-115, 2021.

TANISHO, S.; KAMIYA, N.; WAKAO, N. Microbial fuel cell using *Enterobacter aerogenes*. **Bioelectrochemistry and Bioenergetics**, v. 21, n. 1, p. 25-32, 1989.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D.; METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. Nova York: McGraw-Hill Education, 2014.

TESSEMA, T. D.; YEMATA, T. A. Power production using a batch double-chamber microbial fuel cell from brewery wastewater: Effects of electron acceptors. **Energy Research**, v. 46, p. 19698-19709, 2022.

TORRES, P. L. **Desempenho de um reator anaerobio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

VAN GOGH, Vincent. **Cartas a Théo**. Organização e tradução de Alcides Villaça. São Paulo: L&PM Pocket, 1997.

VENDRAMEL, S.; BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, G. L. J. Treatment of petroleum refinery wastewater containing heavily polluting substances in an aerobic submerged fixed-bed reactor. **Environmental Technology**, v. 36, n. 16, p. 2052-2059, 2015.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 6. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1995.

YOU, S. J. et al. Treatment of Domestic Wastewater with Simultaneous Electricity Generation in Microbial Fuel Cell under Continuous Operation. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 20, n. 4, p. 407-412, 2006.

ZOPPAS, Fernanda M.; BERNARDES, Andrea M.; MENEGUZZI, Álvaro. Operating parameters on biological nitrogen removal of water by simultaneous nitrification and denitrification. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.21, n.1, p.29-42. jan. 2016.

ZINDER, S.H.; KOCH, M. Non-aceticlastic Methanogenesis from Acetate: Acetate Oxidation by a Thermophilic Syntrophic Coculture. **Archives of Microbiology**, 138, p. 263-272, 1984.

ZHUANG, L. et al. Long-term evaluation of a 10-liter serpentine-type microbial fuel cell stack treating brewery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 123, p. 406-412, 2012.

ZHANG, F. et al. Long-Term Performance of Liter-Scale Microbial Fuel Cells Treating Primary Effluent Installed in a Municipal Wastewater Treatment Facility. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 9, p. 4941-4948, 2013.

ZHANG, F. et al. In situ investigation of tubular microbial fuel cells deployed in an aeration tank at a municipal wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 316-321, 2013.

ZHAO, Y. et al. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. **Chemical Engineering Journal**, v.219 p. 364–370, 2013.

APÊNDICE A - Algoritmo

```
//Código da leitura e armazenamento de dados relacionados a tensão elétrica,
temperatura ambiente, temperatura do líquido e umidade relativa do ar
//Autor: Leonardo de Aguiar, e-mail: aguiarl@alunos.utfpr.edu.br
//Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Brasil
//Orientador: Fernando Hermes Passig (UTFPR)
//Copyright © 2023. Todos os direitos reservados.
```

```
// Code for reading and storing data related to electrical voltage, ambient
temperature, liquid temperature and relative humidity
//Author: Leonardo de Aguiar, e-mail: aguiarl@alunos.utfpr.edu.br
//Postgraduate Program in Civil Engineering (PPGEC) of the Federal Technological
University of Paraná (UTFPR), Brazil
//Supervisor: Fernando Hermes Passig (UTFPR)
//Copyright © 2023. All rights reserved.
```

```
//*****
```

```
#include <dht.h>
#include <SPI.h>
#include <SD.h>
#include <OneWire.h>
#include <DallasTemperature.h>
#include <Adafruit_I2CDevice.h>
#include "RTClib.h"
RTC_PCF8563 rtc;
dht DHT;
#define DHT22_PIN 5
#define TL 9
#define S0 2
#define S1 3
#define S2 6
#define S3 7
#define analog 0
```

```
OneWire oneWire(TL);
DallasTemperature sensors(&oneWire);

char daysOfTheWeek[7][12] = {"Sunday", "Monday", "Tuesday",
"Wednesday", "Thursday", "Friday", "Saturday"};

File myFile;

int pinoSensor = A2;
float tensaoEntrada = 0.0;
float tensao = 0.0;
float tensao_BB = 0.0;
float tensao_CC = 0.0;
float tensao_DD = 0.0;
float tensao_EE = 0.0;
float tensao_FF = 0.0;
float tensao_GG = 0.0;
float tensao_HH = 0.0;
float tensao_II = 0.0;
float tensao_JJ = 0.0;

float valorR1 = 30000.0;
float valorR2 = 7500.0;
int leituraSensor = 0;

unsigned myAnalogRead(short inputCH, short an_in);

void setup() {

    pinMode(S0, OUTPUT);
    pinMode(S1, OUTPUT);
    pinMode(S2, OUTPUT);
    pinMode(S3, OUTPUT);
```

```
digitalWrite(S0, LOW);
digitalWrite(S1, LOW);
digitalWrite(S2, LOW);
digitalWrite(S3, LOW);

Serial.begin(9600);
while (!Serial) {

}

delay(200);
Serial.print("Initializing SD card...");

if (!SD.begin(4)) {
  Serial.println("Couldn't SD card!");
  while (1);
}

Serial.println();

Serial.print("Initializing RTC...");

if (! rtc.begin()) {
  Serial.println("Couldn't find RTC");
  Serial.flush();
  while(1) delay (10);
}

Serial.println();

Serial.println("initialization done.");

if (rtc.lostPower()) {
  Serial.println("RTC lost power, lets set the time!");
```

```
    rtc.adjust(DateTime(F(__DATE__), F(__TIME__)));
}

rtc.start();
myFile = SD.open("test.txt", FILE_WRITE);

if (myFile) {
    Serial.print("Writing to test.txt...");
    myFile.println("testing 1, 2, 3.");
    // close the file:
    myFile.close();
    Serial.println("done.");
} else {
    // if the file didn't open, print an error:
    Serial.println("error opening test.txt");
}

// re-open the file for reading:
myFile = SD.open("test.txt");

}

void loop() {

    int temp_hum = DHT.read22(DHT22_PIN);

    DateTime now = rtc.now();

    myFile = SD.open("test.txt", FILE_WRITE);

    if (myFile) {

        myFile.print(now.day(), DEC);
        myFile.print('/');
```

```
myFile.print(now.month(), DEC);
myFile.print('/');
myFile.print(now.year(), DEC);
myFile.print(" ");
myFile.print(daysOfTheWeek[now.dayOfTheWeek()]);
myFile.print(" ");
myFile.print(now.hour(), DEC);
myFile.print(':');
myFile.print(now.minute(), DEC);
myFile.print(':');
myFile.print(now.second(), DEC);
myFile.println();
```

```
leituraSensor = analogRead(pinoSensor);
tensaoEntrada = (leituraSensor * 5.0) / 1024.0;
tensao = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão AA: ");
myFile.print(tensao, 2);
myFile.print(" V");
myFile.println();
```

```
int tensao_b = myAnalogRead(2, analog);
tensaoEntrada = (tensao_b * 5.0) / 1024.0;
tensao_BB = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão BB: ");
myFile.print(tensao_BB, 2);
myFile.print(" V");
myFile.println();
```

```
int tensao_c = myAnalogRead(3, analog);
tensaoEntrada = (tensao_c * 5.0) / 1024.0;
tensao_CC = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão CC: ");  
myFile.print(tensao_CC, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_d = myAnalogRead(4, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_d * 5.0) / 1024.0;  
tensao_DD = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão DD: ");  
myFile.print(tensao_DD, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_e = myAnalogRead(5, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_e * 5.0) / 1024.0;  
tensao_EE = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão EE: ");  
myFile.print(tensao_EE, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_f = myAnalogRead(6, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_f * 5.0) / 1024.0;  
tensao_FF = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão FF: ");  
myFile.print(tensao_FF, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_g = myAnalogRead(7, analog);
```

```
tensaoEntrada = (tensao_g * 5.0) / 1024.0;  
tensao_GG = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão GG: ");  
myFile.print(tensao_GG, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_h = myAnalogRead(8, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_h * 5.0) / 1024.0;  
tensao_HH = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão HH: ");  
myFile.print(tensao_HH, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_i = myAnalogRead(9, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_i * 5.0) / 1024.0;  
tensao_II = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão II: ");  
myFile.print(tensao_II, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
int tensao_j = myAnalogRead(10, analog);  
tensaoEntrada = (tensao_j * 5.0) / 1024.0;  
tensao_JJ = tensaoEntrada / (valorR2/(valorR1+valorR2));
```

```
myFile.print("Tensão JJ: ");  
myFile.print(tensao_JJ, 2);  
myFile.print(" V");  
myFile.println();
```

```
sensors.requestTemperatures();

myFile.print("Temperatura do Líquido: ");
myFile.print(sensors.getTempCByIndex(0));
myFile.print(" C");
myFile.println();

myFile.print("Temperatura: ");
myFile.print(DHT.temperature, 1);
myFile.print(" C");
myFile.println();

myFile.print("Umidade: ");
myFile.print(DHT.humidity, 1);
myFile.print(" %");
myFile.println();

delay(1200000);

myFile.close();
Serial.println("done.");
} else {
  // if the file didn't open, print an error:
  Serial.println("error opening test.txt");
}
}

unsigned myAnalogRead(short inputCH, short an_in){

  unsigned analogVal;

  switch(inputCH){
```

case 0:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 1:

```
digitalWrite(S0, HIGH);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 2:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, HIGH);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 3:

```
digitalWrite(S0, HIGH);  
digitalWrite(S1, HIGH);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 4:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, HIGH);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 5:

```
digitalWrite(S0, HIGH);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, HIGH);
```

```
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 6:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, HIGH);  
digitalWrite(S2, HIGH);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 7:

```
digitalWrite(S0, HIGH);  
digitalWrite(S1, HIGH);  
digitalWrite(S2, HIGH);  
digitalWrite(S3, LOW);  
break;
```

case 8:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, HIGH);  
break;
```

case 9:

```
digitalWrite(S0, HIGH);  
digitalWrite(S1, LOW);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, HIGH);  
break;
```

case 10:

```
digitalWrite(S0, LOW);  
digitalWrite(S1, HIGH);  
digitalWrite(S2, LOW);  
digitalWrite(S3, HIGH);  
break;
```

case 11:

```
digitalWrite(S0, HIGH);
```

```
        digitalWrite(S1, HIGH);
        digitalWrite(S2, LOW);
        digitalWrite(S3, HIGH);
        break;
    case 12:
        digitalWrite(S0, LOW);
        digitalWrite(S1, LOW);
        digitalWrite(S2, HIGH);
        digitalWrite(S3, HIGH);
        break;
    case 13:
        digitalWrite(S0, HIGH);
        digitalWrite(S1, LOW);
        digitalWrite(S2, HIGH);
        digitalWrite(S3, HIGH);
        break;
    case 14:
        digitalWrite(S0, LOW);
        digitalWrite(S1, HIGH);
        digitalWrite(S2, HIGH);
        digitalWrite(S3, HIGH);
        break;
    case 15:
        digitalWrite(S0, HIGH);
        digitalWrite(S1, HIGH);
        digitalWrite(S2, HIGH);
        digitalWrite(S3, HIGH);
        break;
}

analogVal = analogRead(an_in);
return analogVal;

}
```

```
//*****  
//Código da leitura e armazenamento de dados relacionados a tensão elétrica,  
temperatura ambiente, temperatura do líquido e umidade relativa do ar  
//Autor: Leonardo de Aguiar, e-mail: aguiarl@alunos.utfpr.edu.br  
//Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade  
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Brasil  
//Orientador: Fernando Hermes Passig (UTFPR)  
//Copyright © 2023. Todos os direitos reservados.  
  
// Code for reading and storing data related to electrical voltage, ambient  
temperature, liquid temperature and relative humidity  
//Author: Leonardo de Aguiar, e-mail: aguiarl@alunos.utfpr.edu.br  
//Postgraduate Program in Civil Engineering (PPGEC) of the Federal Technological  
University of Paraná (UTFPR), Brazil  
//Supervisor: Fernando Hermes Passig (UTFPR)  
//Copyright © 2023. All rights reserved.  
//*****
```