

LUCAS RICARDO CARDOSO MARCON

**Potencialidade da célula combustível microbiana para
geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário**

São Carlos – SP
2011

Página intencionalmente deixada em branco

LUCAS RICARDO CARDOSO MARCON

**Potencialidade da célula combustível microbiana para
geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário**

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, como parte dos requisitos exigidos
para obtenção do título de Mestre em
Ciências (Engenharia Hidráulica e
Saneamento)

ORIENTADOR: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

São Carlos – SP
2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA
TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

M321	<p>Marcon, Lucas Ricardo Cardoso Potencialidade da célula combustível microbiana para geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário / Lucas Ricardo Cardoso Marcon ; orientador Luiz Antonio Daniel.-- São Carlos, 2011.</p> <p>Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2010.</p> <p>1. Reator anaeróbio-aeróbio. 2. Bioeletricidade. 3. Tratamento esgoto sanitário. 4. Eletrodos de grafite. I. Título.</p>
------	--

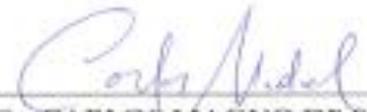
FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Bacharel LUCAS RICARDO CARDOSO MARCON.

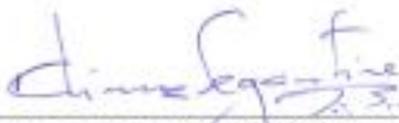
Dissertação defendida e julgada em 25.03.2011 perante a Comissão Julgadora:


 Prof. Dr. LUIZ ANTONIO DANIEL - (Orientador)
 (Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO


 Prof. Associado MARCELO ZAIAT
 (Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO


 Prof. Dr. CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL
 (Universidade Estadual do Centro-Oeste/UNICENTRO) APROVADO


 Prof. Titular EDSON CEZAR WENDLAND
 Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
 Engenharia Hidráulica e Saneamento.


 Prof. Associado PAULO CÉSAR LIMA SEGANTINE
 Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

Dedicatória

À minha família, em especial a minha mãe Rozane, meus avós Ieda e Juce e a minha irmã Yasmin.

Agradecimentos

Ao professor Dr. Luiz Antonio Daniel, pelo apoio, orientação, amizade, paciência, disposição e confiança no desenvolvimento de todo esse trabalho.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.

À FAPESP, pelo suporte financeiro para realização desta pesquisa (processo 2009/17149-1).

Ao professor Dr. Marcelo Zaiat, pelos valiosos conselhos e sugestões.

À Maria Teresa Hoffmann, técnica do LATAR, pela ajuda na realização de análises e exames e principalmente pela grande amizade.

As amigas do LATAR-UNICENTRO, Aline Escher, Eloá Pelegrino e Solange Mucha pela amizade, dicas, conselhos, apoio e paciência.

Aos amigos do Laboratório de Saneamento Júlio Cesar Trofino e Paulo Fragiácomo pelos ensinamentos repassados.

A Roberto Bérghamo, pela tardes nas quais engenhamos o reator.

Aos colegas de republica Elaine Schornobay e Wanderley Nunes, pelos tantos momentos de amizade e companheirismo

Ao Alcino, sempre tão solícito para ajudar em todos os problemas.

Aos professores Jeanette Beber de Souza, Carlos Magno de Sousa Vidal , Adelena Gonçalves Maia, Hélio Rodrigues dos Santos, pela amizade, conselhos e incentivo.

Aos colegas e amigos do Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento Amanara Potykytã, Andreza Oliveira, Aurélia Almeida, Dagoberto Okada, Daniel Costa, Daniel Lima, Débora Fonseca, Fabiana Mestrinelli, Filipe Ferreira, Jorge Pantoja, Juliana Simião, Luis Gustavo D'Aloia, Mariana Carosia, Melida Pilar, Narumi Abe, Rafael Moura, Rafael Paes, Rodrigo Córdoba, Romualdo Brito, Tais Shinma e Tiago Palladino

As funcionárias Maria Auxiliadora de C. Altieri Pin, Pavlovna Damião Rocha Bueno, Rosemeira Aparecida de Jesus do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) pela atenção e simpatia.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original”
(Albert Einstein)

"O futuro pertence àqueles que acreditam na
beleza de seus sonhos"
(Eleanor Roosevelt)

Página intencionalmente deixada em branco

RESUMO

MARCON, L. R. C. **Potencialidade da célula combustível microbiana para geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário.** 2011. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2011.

O presente projeto avaliou uma célula combustível microbiana (CCM) composta de um reator combinado (anaeróbio e aeróbio), operada em fluxo contínuo com tempo de detenção hidráulico de 12 horas, alimentada com esgoto sintético (487 ± 115 mg DQO L^{-1}) e esgoto sanitário (631 ± 213 mg DQO L^{-1}). A estabilidade da CCM variou conforme as características do substrato aplicado. A eficiência de remoção de DQO ficou em 61 ± 17 ; 67 ± 26 %, para esgoto sintético e sanitário respectivamente. Em média tensão obtida com o esgoto sintético foi de 76 mV com picos – 112,5 e 409 mV, enquanto que com o esgoto sanitário foi possível obter 52,1 mV na média e pico de geração em 325 mV. A potência variou de 10-150 $mW m^{-2}$ com resistências entre 50-650 Ω . A geração de energia elétrica não apresentou relação linear com a DQO consumida em nenhum dos casos. A aplicação de barras de grafite como eletrodos se mostrou satisfatória na condução da corrente elétrica, o fator limitante foi à transferência de massa, principalmente a transferência de prótons do anodo para o catodo e a difusão de oxigênio para o anodo. Contudo os resultados obtidos demonstraram que é possível gerar eletricidade e, simultaneamente, tratar esgoto sanitário.

Palavras-chave: Reator anaeróbio-aeróbio, Bioeletricidade, Tratamento esgoto sanitário, Eletrodos de grafite

ABSTRACT

MARCON, L. R. C. **Potential microbial fuel cell to generate electricity from wastewater**. 2011. M.Sc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2011.

This project evaluated a microbial fuel cell (MFC) consisting of combined reactor (anaerobic and aerobic), operated in continuous flow with hydraulic detention time of 12 hours, fed with synthetic wastewater ($487 \pm 115 \text{ mg COD L}^{-1}$) and wastewater ($631 \pm 213 \text{ mg COD L}^{-1}$). The stability of the CCM varied according to the characteristics of the substrate applied. The efficiency of COD removal was at 61 ± 17 ; 67 ± 26 for synthetic wastewater and sewage respectively. On a average voltage obtained with synthetic wastewater was 76 mV with peaks – 112.5 and 409 mV, while the wastewater was obtained 52.1 mV on average peaks generation at 325 power was varied from 10 - 150 mW m^{-2} with resistances between 50-650 Ω . The power generation showed no liner relationship with the COD consumed in any case. The application of graphite rods as electrodes were satisfactory in the conduction of electrical of protons from the anode to the cathode and the diffusion of oxygen to the anode. However the results showed that it is possible to generate electricity while simultaneously treating sewage.

Keywords: anaerobic-aerobic reactor, bioelectricity, wastewater treatment, graphite electrodes

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema de Lodos Ativados.....	7
Figura 3.2 - Número de artigos que contenham a expressão CCM no sistema Scopus. 10	10
Figura 3.3- Subdivisões na classificação das CCM.....	11
Figura 3.4 - Diagrama de CCM com duas câmaras.....	12
Figura 3.5 - Diagrama da CCM a ar.	13
Figura 3.6 - Diagrama da CCM sem MTP.	14
Figura 3.7 - Diagrama da CCM a ar sem MTP.	14
Figura 4.1 - Fluxograma das etapas da pesquisa.	24
Figura 4.2 - Detalhe da câmara intermediária com ênfase no preenchimento com conduítes de plástico.....	25
Figura 4.3 - Esquema da CCM.	26
Figura 4.4 - Fotografia da CCM.	27
Figura 4.5 - Fotografia do sistema de aquisição de dados e do computador para armazenar as leituras de tensão em corrente.	27
Figura 4.6 - Acessório para peneiramento de sólidos grosseiros.	28
Figura 4.7 - Barras de grafite utilizadas como eletrodos na CCM.	29
Figura 4.8 - Layout do programa de aquisição de dados.....	32
Figura 4.9 - Imobilização de biomassa nos eletrodos do anodo e catodo.	33
Figura 5.1 - Biomassa aderida aos eletrodos do anodo ao final da operação da CCM. .	35
Figura 5.2 - Biomassa aderida aos eletrodos do catodo ao final da operação da CCM. 36	36
Figura 5.3 - Biomassa aderida nos anéis de conduíte da câmara intermediária.	36
Figura 5.4 - Variação temporal da DQO para a CCM operada durante a Fase I.....	37
Figura 5.5 - Variação temporal da DQO filtrada para a CCM operada durante a Fase I	38
Figura 5.6 - Variação da eficiência na remoção de DQO para a CCM operada durante a Fase I.	38
Figura 5.7 - Relação entre carga orgânica consumida/ carga orgânica aplicada e carga orgânica aplicada a CCM operada durante a Fase I.	39
Figura 5.8 - Relação entre a carga orgânica aplicada e consumida para a CCM operada durante a Fase I.....	40
Figura 5.9 - Variação temporal do pH da CCM operada durante a Fase I.	40
Figura 5.10 - Variação temporal do potencial redox da CCM operada durante a Fase I.	41
Figura 5.11 - Variação temporal da alcalinidade total para a CCM operada durante a Fase I.	42
Figura 5.12 - Variação temporal da alcalinidade parcial para a CCM operada durante a Fase I.	42
Figura 5.13 - Variação temporal da alcalinidade intermediária para a CCM operada durante a Fase I.....	43
Figura 5.14 - Variação temporal da relação AI/AP para a CCM operada durante a Fase I.....	43
Figura 5.15 - Variação temporal dos ácidos orgânicos voláteis para a CCM operada durante a Fase I.....	44
Figura 5.16 - Variação temporal da concentração de ST para a CCM durante a Fase I. 44	44

Figura 5.17 - Variação temporal da concentração de SST para a CCM durante a Fase I.	45
Figura 5.18 - Variação temporal da concentração de SSV para a CCM durante a Fase I.	45
Figura 5.19 - Variação temporal da geração de energia elétrica para a CCM durante a Fase I.	46
Figura 5.20 - Variação da tensão em função da DQO consumida para a Fase I.	47
Figura 5.21 - Variação temporal do pH para a CCM operada durante a Fase II.	48
Figura 5.22 - Variação temporal do potencial redox da CCM operada durante a Fase II.	48
Figura 5.23 - Variação temporal da DQO para a CCM operada durante a Fase II.	49
Figura 5.24 - Variação temporal da DQO filtrada para a CCM operada durante a Fase II.	49
Figura 5.25 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para a CCM operada durante a Fase II.	50
Figura 5.26 - Relação entre carga orgânica consumida/ carga orgânica aplicada e carga orgânica aplicada a CCM operada durante a Fase II.	51
Figura 5.27 - Relação entre a carga orgânica aplicada e consumida para a CCM operada durante a Fase II.	51
Figura 5.28 - Variação temporal da concentração de SST para a CCM durante a Fase II.	52
Figura 5.29 - Variação temporal da concentração de SSV para a CCM durante a Fase II.	52
Figura 5.30 - Variação temporal da alcalinidade total para a CCM operada durante a Fase II.	53
Figura 5.31 - Variação temporal da alcalinidade parcial para a CCM operada durante a Fase II.	53
Figura 5.32 - Variação temporal da alcalinidade intermediária para a CCM operada durante a Fase II.	54
Figura 5.33 - Variação temporal da relação AI/AP para a CCM operada durante a Fase II.	54
Figura 5.34 - Variação temporal da concentração de fósforo total para a CCM operada durante a Fase II.	55
Figura 5.35 - Variação temporal da concentração de fósforo inorgânico para a CCM operada durante a Fase II.	55
Figura 5.36 - Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal para a CCM operada durante a Fase II.	56
Figura 5.37 - Variação temporal da concentração de nitrogênio Kjeldahl para a CCM operada durante a Fase II.	57
Figura 5.38 - Curva de Polarização no 152° dias de operação.	59
Figura 5.39 - Curva de Polarização no 160° dias de operação.	59
Figura 5.40 - Curva de Polarização no 166° dias de operação.	59
Figura 5.41 - Curva de Polarização no 170° dias de operação.	60
Figura 5.42 - Curva de Polarização no 186° dias de operação.	60
Figura 5.43 - Curva de Polarização no 193° dias de operação.	60
Figura 5.44 - Curva de Polarização no 204° dias de operação.	61
Figura 5.45 - Curva de Polarização no 214° dias de operação.	61
Figura 5.46 - Curva de Polarização no 221° dias de operação.	61
Figura 5.47 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 152° dias de operação.	62

Figura 5.48 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 160° dias de operação.....	62
Figura 5.49 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 166° dias de operação.....	62
Figura 5.50 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 170° dias de operação.....	63
Figura 5.51 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 186° dias de operação.....	63
Figura 5.52 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 193° dias de operação.....	63
Figura 5.53 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 204° dias de operação.....	64
Figura 5.54 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 214° dias de operação.....	64
Figura 5.55 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 221° dias de operação.....	64
Figura 5.56 - Variação na geração de energia elétrica na CCM durante a Fase II.	65
Figura 5.57 - Monitoramento na geração de energia elétrica em diferentes dias.	66
Figura 5.58 - Perfil I da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM. ..	67
Figura 5.59 - Perfil II da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM. .	67
Figura 5.60 - Perfil III da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM. .	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Tipos de substratos aplicados a CCM e suas respectivas características de operação.....	16
Tabela 4.1 Características das câmaras do reator.	25
Tabela 4.2 Número e área de eletrodos em cada câmara do reator.	28
Tabela 4.3 Composição da água residuária sintética.....	29
Tabela 4.4 Caracterização do afluente à ETE do Campus USP - São Carlos	30
Tabela 4.5 Variáveis analisadas e método utilizado.....	31
Tabela 4.6 Tipo de substrato e temperatura de operação.	34
Tabela 5.1 Principais características do esgoto sintético, efluente anaeróbico e aeróbico para a CCM operada durante a Fase I.	46
Tabela 5.2 - Principais características do esgoto sintético, efluente anaeróbico e aeróbico para a CCM operada durante a Fase II.	57
Tabela 5.3 - Média e desvio padrão na geração de energia elétrica em diferentes dias de operação da CCM durante a Fase II.	66
Tabela A 1 - Valores de potencial redox monitorados durante a Fase I.....	79
Tabela A 2 - Valores de pH monitorados durante a Fase I.....	79
Tabela A 3 - Valores de DQO monitorados durante a Fase I.....	80
Tabela A 4 - Valores de DQO filtrada monitorados durante a Fase I.	80
Tabela A 5 - Valores de alcalinidade total monitorados durante a Fase I.	81
Tabela A 6 - Valores de alcalinidade parcial monitorados durante a Fase I.	81
Tabela A 7 - Valores de alcalinidade intermediária monitorados durante a Fase I.....	82
Tabela A 8 - Valores de ácidos orgânicos voláteis monitorados durante a Fase I.	82
Tabela A 9 - Valores de sólidos totais monitorados durante a Fase I.	83
Tabela A 10 - Valores de sólidos suspensos totais monitorados durante a Fase I.	83
Tabela A 11 - Valores de sólidos suspensos voláteis monitorados durante a Fase I.....	84
Tabela B 1 - Valores de potencial redox monitorados durante a Fase II.....	85
Tabela B 2 - Valores de pH monitorados durante a Fase II.	85
Tabela B 3 - Valores de DQO monitorados durante a Fase II.....	86
Tabela B 4 - Valores de DQO filtrados monitorados durante a Fase II.	86
Tabela B 5 - Valores de alcalinidade total monitorados durante a Fase II.....	87
Tabela B 6 - Valores de DQO alcalinidade parcial durante a Fase II.	87
Tabela B 7 - Valores de alcalinidade intermediária durante a Fase II.....	88
Tabela B 8 - Valores relação AI/AP monitorados durante a Fase II.	88
Tabela B 9 - Valores de ácidos orgânicos voláteis monitorados durante a Fase II.	89
Tabela B 10 - Valores de sólidos totais monitorados durante a Fase II.	89
Tabela B 11 - Valores de sólidos totais voláteis monitorados durante a Fase II.	90
Tabela B 12 - Valores de sólidos suspensos totais monitorados durante a Fase II.	90
Tabela B 13 - Valores de sólidos suspensos voláteis monitorados durante a Fase II....	91
Tabela B 14 - Valores de fósforo total monitorados durante a Fase II.....	91
Tabela B 15 - Valores de fósforo inorgânico durante a Fase II.....	92
Tabela B 16 - Valores de nitrogênio amoniacal monitorados durante a Fase II.	92
Tabela B 17 - Valores de nitrogênio kjeldahl monitorados durante a Fase II.	93

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AI	Alcalinidade Intermediária
AOV	Ácidos Orgânicos Voláteis
AP	Alcalinidade Parcial
AT	Alcalinidade Total
CCM	Célula de Combustível Microbiana
Cov	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
MTP	Membrana de Troca de Prótons
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors</i>)
USP	Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

RESUMO	x
ABSTRACT	xi
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE TABELAS	xv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xvi
SUMÁRIO.....	xvii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário	4
3.1.1 Digestão Anaeróbia	5
3.1.2 Digestão Aeróbia	6
3.1.3 Reatores Combinados Anaeróbios/Aeróbios.....	7
3.2 Histórico da Célula a Combustível Microbiana	9
3.3 Reatores Aplicados as Células a Combustível Microbianas	10
3.3.1 Componentes da Célula a Combustível Microbiana	12
3.4 Aplicações	23
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
4.1 Apresentação	24
4.2 Equipamentos e acessórios	25
4.2.1 Célula a Combustível Microbiana	25
4.2.2 Reservatório de Água residuária	28
4.2.3 Eletrodos.....	28
4.3 Alimentação do Reator	29
4.3.1 Substrato Sintético.....	29
4.3.2 Esgoto Sanitário.....	30
4.4 Inóculo	31
4.5 Análises	31
4.5.1 Monitoramento da Célula a Combustível Microbiana	31
4.5.2 Potencial de geração de energia elétrica.....	32
4.6 Procedimento Experimental	33
4.6.1 Imobilização da biomassa.....	33

4.6.2 Operação da Célula a Combustível Microbiana.....	34
4.6.3 Amostragem	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 Características dos Inóculos Utilizados.....	35
5.2 Avaliação do Desempenho do Reator na Fase I.....	37
5.2.1 Geração de energia elétrica.....	46
5.3 Avaliação do Desempenho do Reator na Fase II.....	48
5.3.1 Geração de energia elétrica.....	58
6. CONCLUSÕES	69
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	70
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
APÊNDICES	77
APÊNDICE A – VALORES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE A FASE I.....	79
APÊNDICE B – VALORES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE A FASE II.....	85

1. INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais causados pelo lançamento “in natura” de águas residuárias são conhecidos de longa data, bem como o emprego de diversos processos voltados ao tratamento destes. Porém, o tratamento de águas residuárias gera resíduos que posteriormente deverão ser tratados ou então, sob uma mudança de paradigma, é dada ênfase na gestão destes resíduos. Sendo assim, os resíduos são reclassificados como subprodutos do tratamento de águas residuárias os quais são reutilizados, levando assim a uma nova visão sobre a forma como esses são qualificados. Por exemplo, a queima do gás metano originado da digestão anaeróbia pode ser usado na geração de energia elétrica e aquecimento e o lodo após ser digerido e estabilizado pode ser aplicado em alguns cultivos agrícolas.

Nos últimos anos, outras formas de se aproveitar energeticamente os subprodutos dos sistemas de tratamento de águas residuárias são explorados, como a obtenção de bio-hidrogênio a partir da digestão anaeróbia, bem como a geração de energia elétrica direta pelas células a combustível microbianas (CCM).

A exploração de fontes renováveis de energia tem sido muito discutida nos últimos anos, favorecida por uma mudança de pensamento quanto ao uso de fontes não renováveis como o carvão e o petróleo, os quais têm sido responsabilizados pelo aquecimento global e por mudanças climáticas. Para o desenvolvimento de uma sociedade sustentável será necessária a menor dependência dos combustíveis fósseis e o controle da poluição gerada por estes.

Neste contexto, as CCM podem alcançar o objetivo de tratar águas residuárias e simultaneamente gerar energia elétrica, minimizando os custos operacionais da estação de tratamento de esgoto. Porém, ainda existem obstáculos científicos e técnicos para a implementação desta tecnologia e escala plena.

Os processos biológicos que serão utilizados para o tratamento de águas residuárias no futuro serão escolhidos como foram no passado: de acordo com a viabilidade técnica, simplicidade, economia, necessidades sociais e prioridades políticas. Muitos bioprocessos poderão fornecer produtos químicos ou bioeletricidade ao mesmo tempo, alcançando o objetivo de controle da poluição.

Vários modelos de CCM têm sido sugeridos nos últimos anos, empregando o processo anaeróbio ou juntamente com o processo aeróbio. As CCM estão em fase inicial de estudo, principalmente no Brasil, onde são praticamente inexistentes e

encontram-se poucas informações a seu respeito. No Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (EESC-USP) essa é a primeira pesquisa que investiga a geração de energia elétrica direta por bioprocessos aplicando CCM.

Também se deve considerar que a literatura aborda em sua grande maioria CCM de pequeno porte, utilizando principalmente experimentos em escala laboratorial tal que se nota uma necessidade de investigação de substratos mais complexos visando aumento de escala e utilização de águas residuárias reais. Além disso os trabalhos científicos desta área de conhecimento ainda não alcançaram a viabilidade na geração de bioeletricidade.

Dessa forma, a presente pesquisa esclarece algumas características técnicas e de projeto da CCM operada em fluxo contínuo alimentada com água residuária sintética e esgoto sanitário. Ressalta-se que esse estudo reflete da necessidade de se compreender como os processos anaeróbios e aeróbios podem ser empregados para geração de energia elétrica a partir da degradação de substratos orgânicos.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a potencialidade da célula a combustível microbiana, aplicada ao tratamento de água residuária sintética e esgoto sanitário, a fim de gerar bioeletricidade e simultaneamente converter biologicamente os substratos aplicados.

2.2 Específicos

Averiguar a interação entre a remoção da matéria orgânica, geração de bioeletricidade e a relação energia gerada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) removida.

Estudar a interação entre a remoção da matéria orgânica, geração de bioeletricidade associada a variação da resistência externa da CCM, mantendo constante a vazão, temperatura, área e distância dos eletrodos a cada resistência aplicada.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo aborda a importância ambiental do tratamento de efluentes aplicado à geração de bioeletricidade, fornecendo informações sobre os processos de digestão anaeróbia, aeróbia e bioprocessos e contextualiza o presente trabalho acerca dos estudos já realizados.

A disposição deste capítulo segue a seguinte ordem: apresentar os princípios da digestão anaeróbia, aeróbia e sistemas combinados e relatar um breve histórico das CCM e seus componentes. Em seguida, serão comparados diversos trabalhos abordando os tipos de reatores, substratos utilizados e resultados obtidos, finalizando com uma perspectiva da utilização das CCM quanto à geração de bioeletricidade, biohidrogênio, tratamento de efluentes e biosensor aplicado à matéria orgânica.

3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário

A importância ambiental do tratamento de esgoto sanitário e industriais tem por objetivo minimizar os impactos causados pelos despejos, garantindo a preservação de recursos hídricos e a melhora dos índices de saúde ambiental. Os processos de tratamento de efluentes líquidos visam associar prioritariamente a remoção de matéria orgânica, nutrientes e agentes patogênicos.

No aprimoramento dos processos de tratamento de efluentes buscou-se desenvolver unidades mais compactas, reduzindo o requisito de área. Posteriormente, foi dada atenção ao aproveitamento de subprodutos do tratamento de efluentes.

Os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias doméstica são remover o material particulado e dissolvido, remover nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e em alguns casos retirar constituintes orgânicos específicos (METCALF & EDDY, 1991).

A estabilização biológica da matéria orgânica particulada e dissolvida pode ser realizada por uma grande variedade de microrganismos, bactérias principalmente. Os processos utilizados no tratamento biológico de águas residuárias são classificados conforme a sua função metabólica como processos aeróbios, anaeróbios, anóxicos, facultativos e combinados (METCALF & EDDY, 1991).

As relações dos diversos grupos de microrganismos envolvidos no tratamento de águas residuárias são complexos e sofrem a influência de diversos fatores ambientais, como temperatura, nutrientes e pH.

Segundo Rittmann (2008), os custos associados ao tratamento de águas residuárias são muito elevados e o desenvolvimento de uma tecnologia que possibilitasse simultaneamente o tratamento da água residuária e produzisse energia elétrica diretamente seria altamente relevante.

As CCM vêm se destacando nos últimos anos como um modo de converter de resíduos orgânicos, incluindo águas residuárias, em bioeletricidade. A produção de bioeletricidade pode se tornar uma importante fonte de energia elétrica no futuro, porque oferece a possibilidade de geração de energia elétrica a partir de uma ampla gama de compostos orgânicos renováveis (PANT et al. 2010).

Infelizmente, a eficiência das CCM atualmente não apresenta viabilidade para serem aplicadas comercialmente. Rittmann (2008) reporta a necessidade que durante os próximos anos sejam desenvolvidas pesquisas para que seja alcançada a viabilidade técnica e econômica das CCM.

3.1.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia metanogênica de resíduos orgânicos é de longa data conhecida, sendo vantajosa sobre os sistemas de lodos ativados, devido a sua alta taxa de carregamento orgânico, baixa exigência de energia elétrica, produção de energia (metano) e baixa produção de lodo.

As etapas da digestão anaeróbia dependem da interação de diferentes comunidades de microrganismos. Inicialmente os polímeros orgânicos (proteínas, polissacarídeos) são hidrolisados a monômeros de baixo peso molecular (ácidos, orgânicos e alcoóis) por bactérias fermentativas. Os produtos da fermentação são convertidos a hidrogênio e ácido acético pelas bactérias acetogênicas ocorrendo também a produção de acetato a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. A produção das bactérias acetogênicas está correlacionada ao crescimento das arqueas metanogênicas hidrogenotróficas que mantêm a pressão parcial de hidrogênio baixa o suficiente para tornar a acetogenese termodinamicamente favorável. As metanogênicas acetoclásticas convertem o acetato e dióxido de carbono a metano (metanogênese). Angenent et al. (2002) reportam que grande parte do metano (~70 %) produzido deve-se às metanogênicas acetoclásticas.

A tecnologia dos Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*) desenvolvida por Lettinga

et al. (1980) demonstraram que os grânulos biológicos são capazes de manter a eficiência da comunidade microbiana sem a necessidade de imobilização em um meio suporte. Segundo Jantsch et al. (2002) e Karim & Gupta (2003), aproximadamente 60% das instalações de tratamento de efluente, em grande escala, estão baseados no conceito do reator UASB. Em sua concepção original o reator UASB foi projetado para escoamento ascendente, como uma condição necessária para granulação. Entretanto Angenent et al. (2004) cita a observação desse fenômeno em reatores de fluxo horizontal (AMBR).

Na fase acidogênica são gerados elétrons (e^-) e íons de H^+ . Os elétrons produzidos nessa fase serão utilizados para gerar energia elétrica da CCM. A tendência dos elétrons de seguirem para os eletrodos do anodo é devido a menor resistência imposta pelo meio. Para que haja aumento do desempenho da CCM deve haver concomitantemente maior disponibilidade de elétrons os quais podem ser obtidos pelo desequilíbrio do processo de digestão anaeróbia, favorecendo a fase acidogênica, o qual é claro limitado pela quantidade de elétrons presentes. Portanto, a geração de energia elétrica é dependente da disponibilidade de matéria orgânica e de microrganismos que degradem os compostos orgânicos.

3.1.2 Digestão Aeróbia

O processo de lodos ativados é empregado largamente para o tratamento de águas residuais. No entanto, o consumo de energia elétrica é muito alto e de acordo com o Electric Power Research Institute, (2002¹) *apud* Pant et al. (2010) a quantidade de eletricidade necessária para fornecer oxigênio em processos de lodos ativados nos E.U.A. é equivalente a quase 2% do consumo total de eletricidade nesse país.

As unidades que integram um sistema de lodos ativados, tanque de aeração, tanque de decantação a recirculação de lodo são observadas na Figura 3.1.

¹ Electric Power Research Institute, 2002. Water and Sustainability. Research Plan, vol. 1. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.

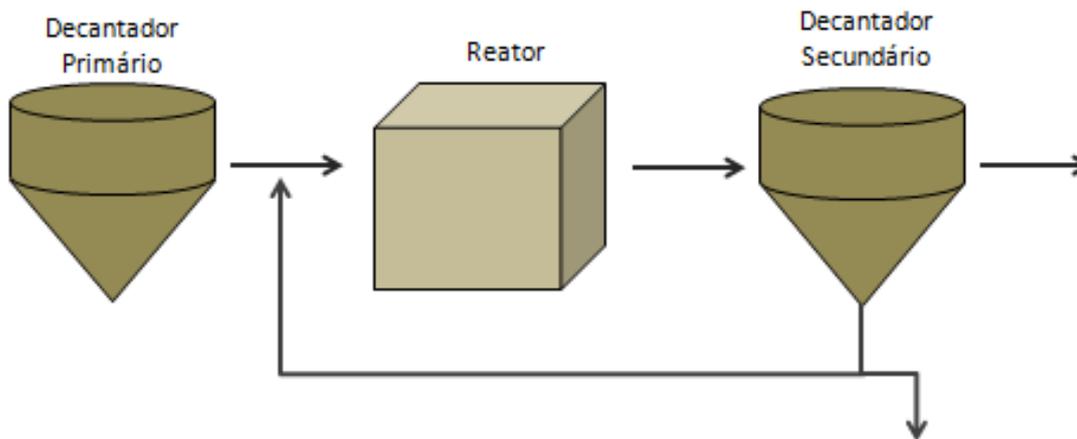


Figura 3.1 - Esquema de Lodos Ativados

No sistema representado na Figura 3.1 o decantador primário remove parte da matéria orgânica sedimentável. No reator a matéria orgânica é consumida por bactérias aeróbias. O decantador secundário tem a função de clarificar melhorando a qualidade final do efluente por meio da sedimentação dos sólidos (biomassa), parte da biomassa retida é recirculada no reator aumentando a concentração de sólidos o que é responsável pela elevada eficiência do sistema. Nos sistemas de lodos ativados tradicionais, o tempo de detenção hidráulico (TDH) aplicado é menor que os de reatores anaeróbios, resultam em reatores menores. O sistema de lodos ativados também pode ser adaptado para remover biologicamente nitrogênio e fósforo. Existe uma forte tendência de substituição do decantador primário pelo reator UASB. Essa substituição apresenta muitos benefícios como: produzir lodo adensado, prover tratamento biológico ao efluente e assim reduzir a carga orgânica ao tanque de aeração, além do reator UASB apresentar maior robustez à variação de carga orgânica aplicada.

3.1.3 Reatores Combinados Anaeróbios/Aeróbios

Pesquisas em reatores combinados (anaeróbio/anaeróbio) foram desenvolvidas no programa de pós-graduação em Hidráulica e Saneamento (USP/São Carlos) com o objetivo de avaliar a eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes, sendo testadas diversas concepções de reatores e condições operacionais.

Lopes (1999) pesquisou o desempenho de um sistema de reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio em série no tratamento de esgoto sintético. O reator anaeróbio removeu 77 % DQO para TDH de 12 horas. Quando aplicado o

sistema anaeróbio/aeróbio a eficiência média de remoção de DQO foi de 89 e 85 % para TDH de 8 e 6 horas (em cada reator).

Lozada (2000) analisou um sistema composto de reator anaeróbio UASB e reator aeróbio de batelada sequenciais, tratando esgoto sanitário. A remoção da DQO, Sólidos Suspensos Totais (SST) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foram superiores a 87, 84 e 79 %. O sistema apresenta-se como uma alternativa viável no tratamento de esgoto sanitário considerando a eficiência na remoção de DQO, SST, NTK, com melhores eficiências que o reator anaeróbio e custos operacionais menores que o reator aeróbio quando operados separadamente. Além disso, a produção de lodo foi menor que o encontrado em sistemas aeróbios convencionais.

Callado (2001) avaliou o desempenho de um sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) em reatores sequenciais em batelada, para remoção de carbono, nitrogênio e fósforo presentes no esgoto sintético. O sistema, composto por três reatores em série, operados com ciclos de 24,12, 8 e 6 horas e vazão de 8,0 L/batelada apresentou remoção de matéria orgânica e nitrogênio superior a 85 %. O autor conclui que a qualidade desse efluente era compatível a um tratamento terciário nas condições operacionais ensaiadas.

Silva & Nour (2004) pesquisaram o uso, para pequenas comunidades urbanas e rurais, de um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio formado por quatro câmaras sequenciais: as três primeiras câmaras anaeróbias e a última câmara aeróbia. Utilizando esgoto sanitário e TDH de 8 horas, a melhor eficiência na remoção de DQO e SST foram 73,7 e 78,8 % respectivamente.

Oliveira Netto (2007) avaliou o desempenho de um sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) para o tratamento de esgoto sanitário utilizando um reator em escala de bancada, de leito fixo e fluxo contínuo de escoamento ascendente com argila expandida e espuma de poliuretano como suportes de imobilização de biomassa. A fase anaeróbia removeu 80 % da DQO e com a inserção da fase aeróbia a eficiência foi superior a 90 % com DQO efluente abaixo dos 50 mg L⁻¹.

O sistema de tratamento de águas residuárias com reatores combinados (anaeróbio/aeróbio) tem-se mostrado como uma opção viável quanto aos aspectos econômicos e técnicos, pois é suficientemente capaz de oxidar a matéria orgânica e remover nutrientes (CALLADO, 2001).

3.2 Histórico da Célula a Combustível Microbiana

O termo bioeletricidade provavelmente remete ao final do século XVIII quando Luigi Galvani observou a contração das pernas de rãs ao serem expostas à descarga de corrente elétrica (BULLEN et al., 2006; GALVANI 1791² *apud* DANIEL et al., 2009). Em 1912, Potter³ *apud* Ieropoulos et al., (2005) demonstrou a produção de energia elétrica por culturas vivas de *Escherichia coli* e *Saccharomyces* usando eletrodos de platina. Depois esse conceito passou despercebido e visto apenas como curiosidade científica.

Na década de 60 a Agência Espacial Americana (NASA *National Aeronautics and Space Administration* NASA) apresentou interesse pelas CCM com o objetivo de gerar energia elétrica e degradar os resíduos orgânicos produzidos durante as viagens espaciais (LOGAN, 2003).

Logan (2003) cita que no início da década de 60 estiveram disponíveis a venda comercial de CCM para rádios receptores e luzes sinalizadores em alto mar. Porém, as CCM desapareceram do mercado pela baixa aceitação.

Na década de 80, Karube et al. (1986) avaliaram a produção de hidrogênio empregando *Anabaena ssp*, o qual foi inserido em uma célula de combustível com ácido fosfórico gerando potência de 50 mW com corrente de 300 mA durante 4 horas.

Pant et al. (2010) apresentaram dados do sistema de busca Scopus (Figura 3.2) que exibe o aumento de quase 60 vezes do número de artigos publicados entre 1998 a 2009 que continham a palavra-chave “célula de combustível microbiana”. A origem desses trabalhos advém de diferentes países com concentração expressiva nos EUA e China. Torna-se evidente que o interesse na investigação da CCM é considerado global e tem chamado atenção de diversos pesquisadores em diferentes países.

² Galvani L. De bononiensi scientiarum et artium instituto atque academia. Comentarrii 1791; 7:363–418.

³ POTTER, M. C. Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. Proc R Soc Ser B 1912;84:260–76.

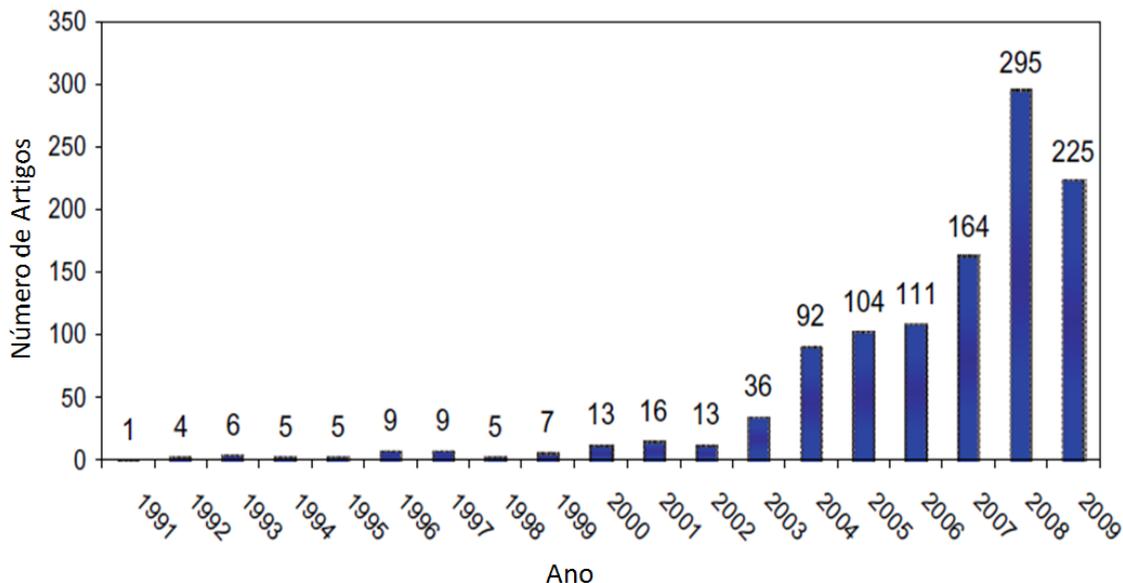


Figura 3.2 - Número de artigos que contenham a expressão CCM no sistema Scopus.

Fonte: Scopus (2009) *apud* Pant et al. (2010).

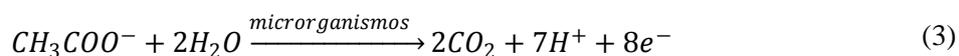
3.3 Reatores Aplicados as Células a Combustível Microbianas

A CCM é um sistema bioeletroquímico que espontaneamente converte um substrato em eletricidade por meio da atividade metabólica de microrganismos, ou seja, microrganismos interagem com eletrodos utilizando elétrons, que podem ser removidos ou fornecidos através de um circuito elétrico.

O processo e a geração de bioenergia podem ser comparados, de maneira análoga, ao funcionamento de célula galvânica, que produz corrente contínua devido ao fluxo de elétrons, sendo as principais características:

- Os elétrons circulam do eletrodo de menor potencial de oxidação para o maior potencial de oxidação;
- Pólo positivo apresenta maior potencial de oxidação – catodo;
- Pólo negativo apresenta menor potencial de oxidação – anodo.

Portanto, a CCM pode ser comparada a célula de Daniell, que é um exemplo antigo de célula galvânica. As equações 1 a 4 apresentam as reações ocorridas no anodo e catodo para a CCM e para a célula de Daniell. Para a CCM foi utilizado o acetato como exemplo de substrato.



A terminologia adotada para a CCM é a mesma presente na célula de Daniell, ou seja, estão presentes o anodo (ocorre a oxidação), catodo (ocorre a redução). As equações 1 e 3 ocorrem no anodo da célula de Daniell e na CCM respectivamente, enquanto que as equações 2 e 4 incidem no catodo da célula de Daniell e na CCM respectivamente.

Na literatura não há um consenso geral quanto à classificação das diferentes configurações de CCM, que estão sendo aplicadas no momento. Tal fato é justificado, pois os estudos são recentes e têm-se utilizado diferentes materiais e condições para sua composição. A Figura 3.3 apresenta uma divisão dos tipos de CCM em função do uso da membrana de troca de prótons (MTP) e no cátodo.

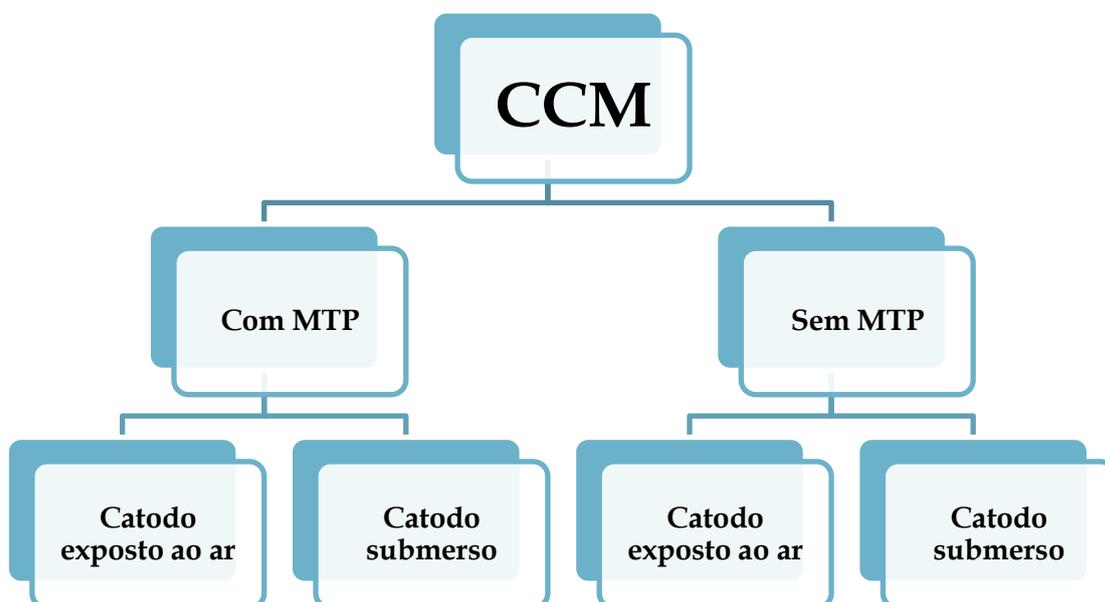


Figura 3.3- Subdivisões na classificação das CCM.

3.3.1 Componentes da Célula a Combustível Microbiana

A Figura 3.4 ilustra uma CCM na qual uma MTP separa as câmaras do anodo e catodo. Na câmara do anodo (anaeróbia) microrganismos oxidam o substrato produzindo elétrons e prótons, os quais são transferidos para a câmara do catodo (aeróbia). Os prótons são conduzidos pela MTP e os elétrons através do circuito externo que liga o anodo ao catodo (JANG et al., 2004). No catodo prótons, elétrons e o oxigênio combinam-se para produzir água. A função da MTP é assegurar que não ocorra a difusão de oxigênio para o anodo.

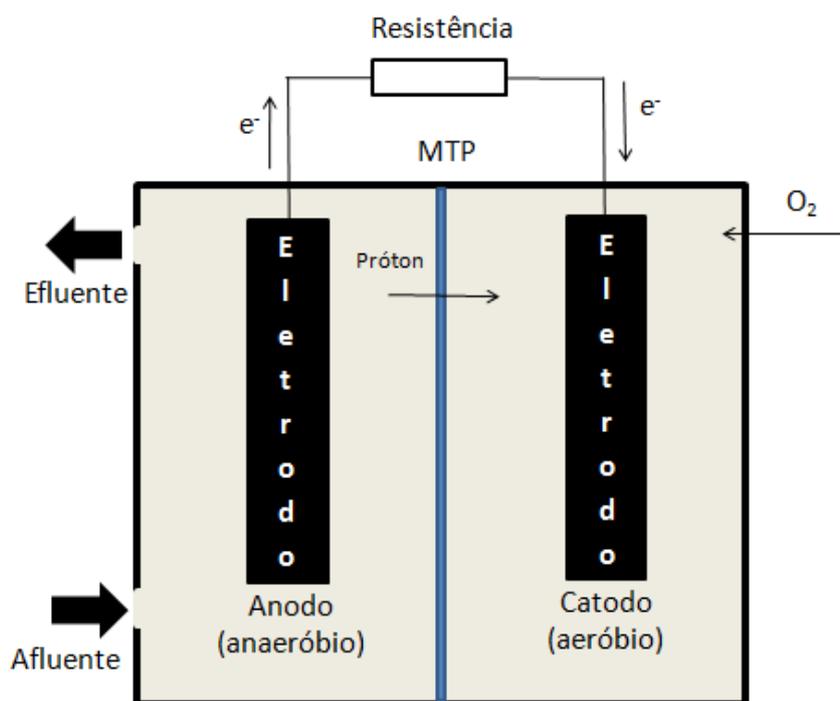


Figura 3.4 - Diagrama de CCM com duas câmaras.

Fonte: adaptado de DU, LI e GU (2007).

A outra concepção de CCM com MTP é exposta na Figura 3.5, na qual o catodo é exposto diretamente ao ar, sendo denominada CCM a ar, ou seja, é aquela no qual o catodo é exposto diretamente à atmosfera ambiente permitindo o uso de oxigênio disponível no ar como o aceptor final de elétrons e segundo Liu & Logan (2004), melhorando consideravelmente a sustentabilidade do processo e reduzindo os custos operacionais da célula, pois não há necessidade de aeração.

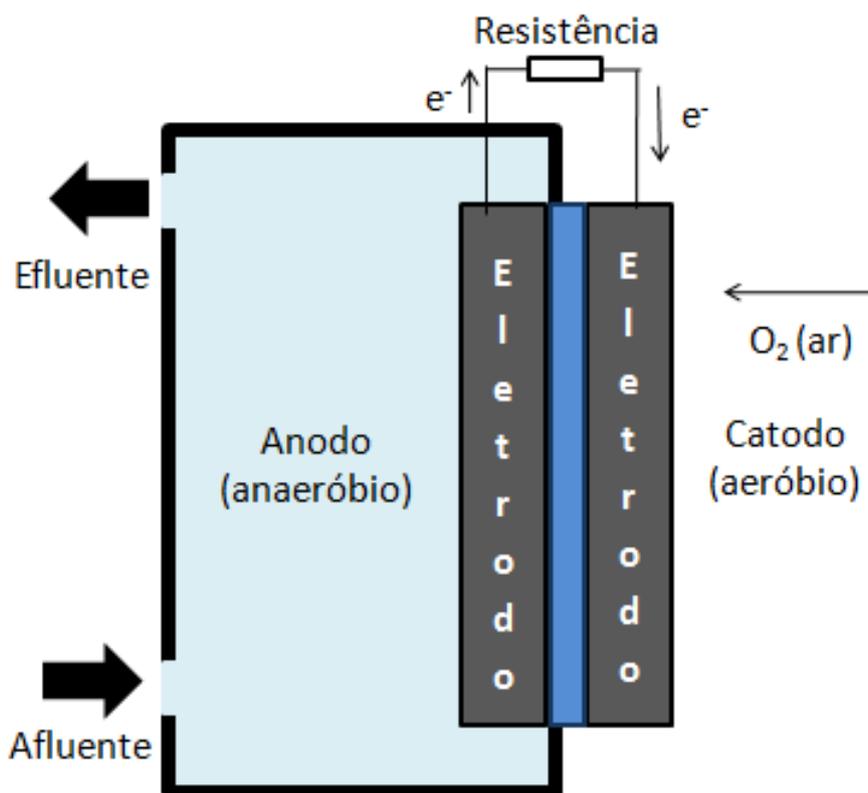


Figura 3.5 - Diagrama da CCM a ar.

O emprego da CCM, com a MTP, em água residuária com alta concentração de sólidos pode ser um fator limitante devido ao custo da substituição da membrana (GHANGREKAR & SHINDE, 2007; JANG et al., 2004). Sendo assim, autores como Jang (2004), Mohan (2008), Du et al. (2008), Aldrovandi (2009) descreveram reatores que não utilizam a MTP conforme as Figuras 3.6 e 3.7.

A Figura 3.6 representa um reator de fluxo ascendente onde a fase anaeróbia (anodo) é desenvolvida na base do reator e o topo do reator é aerado favorecendo a fase aeróbia (catodo).

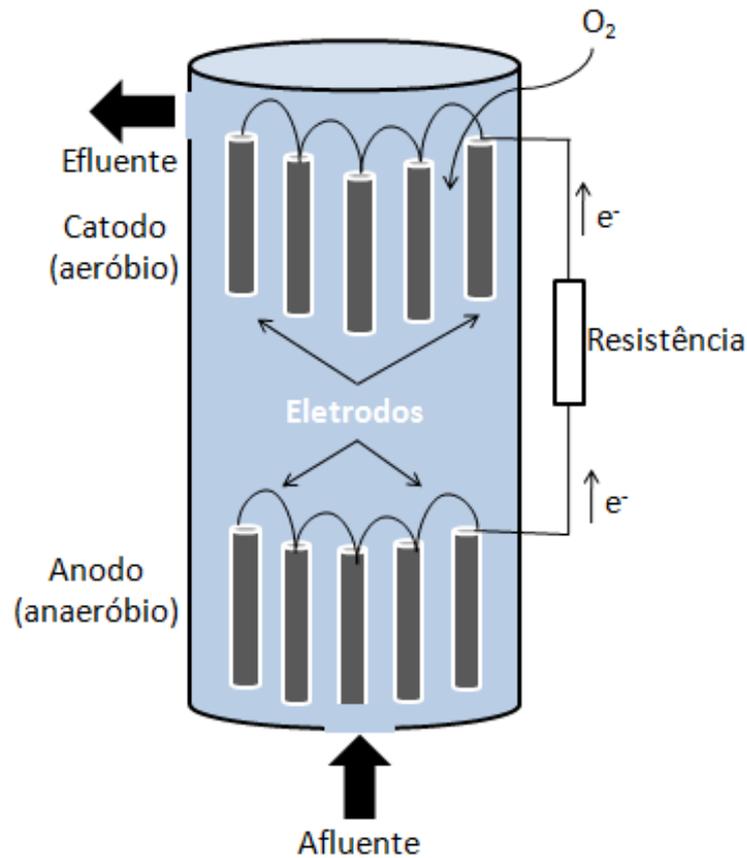


Figura 3.6 - Diagrama da CCM sem MTP.

Jang et al. (2004) empregaram materiais como lã e esfera de vidro no intuito de reduzir a difusão de oxigênio para a câmara do anodo;

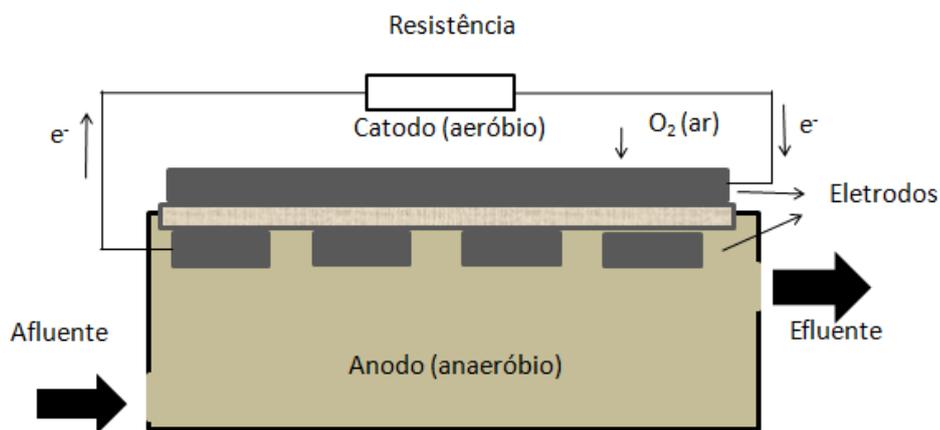


Figura 3.7 - Diagrama da CCM a ar sem MTP.

Fonte: adaptado MOHAN et al. (2008).

A grande vantagem do reator trabalhado por Mohan et al. (2008) é a possibilidade de adaptação de reatores anaeróbios já existentes o que favoreceria a implantação desse sistema nas diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) que estão em operação.

3.3.2 Substratos Aplicados

O substrato é importante para qualquer processo biológico, uma vez que serve de fonte de carbono e nutrientes. A eficiência e a viabilidade econômica da conversão de resíduos orgânicos dependem das características e componentes desses resíduos, especialmente a composição química e as concentrações desses elementos que podem ser convertidos em produtos ou em combustíveis (ANGENENT & WRENN, 2008). O substrato influencia não apenas a composição da comunidade de microrganismos que se desenvolvem no anodo, mas também afeta o desempenho da CCM (CHAE et. al., 2009). Na CCM o substrato é considerado um dos fatores mais importantes que afetam a geração de eletricidade (LIU et. al., 2004).

Existe uma grande diversidade de substratos passíveis de serem utilizados nas CCM – vão desde compostos puros a misturas complexas, como os efluentes sanitários e industriais. Efluentes industriais (por exemplo, alimentícia, cervejaria e agrícolas) são ideais ao processo de biotransformação, porque contêm alta concentração de matéria orgânica facilmente degradável. A Tabela 3.1 apresenta a aplicação de diferentes substratos e a intensidade de corrente obtida em para diferentes configurações de CCM.

Existe certa dificuldade em comparar o desempenho da CCM, devido às diferentes condições de operação, tipo de eletrodos, microrganismos envolvidos e diferentes unidades para expressar o desempenho da CCM. Uma das unidades utilizadas é a corrente gerada pela área superficial do anodo (mA cm^{-2}) ou pela corrente gerada por unidade de volume da CCM (mA cm^{-3}) também são correlacionadas a potência gerada por unidade de área superficial do anodo (mW cm^{-2}) ou unidade de volume da célula (mW cm^{-3}).

Tabela 3.1 Tipos de substratos aplicados a CCM e suas respectivas características de operação

Tipo de Substrato	Concentração	Inóculo	Tipo de CCM (área superficial do eletrodo e/ou volume da célula)	Corrente (mA cm⁻²) em potência máxima	Referência
Acetato	1 g L ⁻¹	Bactérias adaptadas	Câmara em forma de cubo com anodo em escova de fibra de grafite (7.170 m ² m ⁻³ volume da escova)	0,8	Logan et. al (2007)
Arabitol	1220 mg L ⁻¹	Bactérias adaptadas	CCM a ar (12 mL) anodo (2 cm ²) e cátodo (7 cm ²)	0,68	Catal et al. (2008b)
Partículas de celulose	4 g L ⁻¹	Cultura pura de <i>Enterobacter cloacae</i>	Anodo de carbono (1,13 cm ²) e cátodo de fibra de carbono	0,02	Rezaei et al. (2009b)
Biomassa de milho	1 g L ⁻¹ DQO	Esgoto sanitário	CCM a ar, papel de carbono como anodo (7,1 cm ²) e cátodo de carbono	0,15	Zuo et al. (2006)
Cisteína	385 mg L ⁻¹	Amostra de sedimento com 30 cm de profundidade	CCM em duas câmaras, eletrodos de papel carbono (11,25 cm ²)	0,0186	Logan et al. (2005)
1,2 - Dicloroetano	99 mg L ⁻¹	Consórcio microbiano enriquecido com acetato	CCM em duas câmaras, placa de grafite no anodo (20 cm ²) e grânulos de grafite no catodo	0,008	Pham et al. (2009 ^a)
Etanol	10 mM	Lodo anaeróbio de ETE	CCM em duas câmaras, eletrodos de papel carbono (22,5 cm ²)	0,025	Kim et al. (2007)
Estrume de Fazenda	3 kg em água (20% m/v)	Biomassa desenvolvida no processo	reator unico, anodo na parte inferior e cátodo superior, eletrodos de carbono (256 cm ²)	0,004	Scoot & Murano (2007)
Galactitol	1.220 mg L ⁻¹	Bactérias adaptadas pré	CCM a ar, anodo (2cm ²) e catodo (7cm ²) de carbono	0,78	Catal et al. (2008b)
Glicose	6,7 mM	Cultura de mista de bactérias mantidas por acetato de sódio por um ano (<i>Rhodococcus</i> and <i>Paracoccus</i>)	CCM a ar, anodo (2cm ²) e catodo (7cm ²) de carbono	0,70	Catal et al. (2008a)
Ácido Glucorônico	6,7 mM	Cultura mista de bactérias	CCM a ar, anodo (2cm ²) e catodo (7cm ²) de carbono	1,18	Catal et al. (2008a)

Lactato	18 mM	Cultura pura de <i>S. oneidensis MR-1</i>	CCM em duas câmaras com eletrodos de feltro de carbono (20 cm ²)	0,005	Manohar & Mansfeld (2009)
Chorume de Aterro	6000 mg L ⁻¹	Lixiviado e lodo	CCM em duas câmaras com eletrodos de carbono (30 cm ²)	0,0004	Greenman et al. (2009)
Manitol	1.220 mg L ⁻¹	Bactérias adaptadas pré	CCM a ar, anodo (2cm ²) e catodo (7cm ²) de carbono	0,58	Catal et al. (2008b)
Esgoto sintético com glicose e glutamato	330 mg L ⁻¹	Lodo anaeróbio	CCM com ânodo (465 cm ²) na parte inferior e cátodo (89 cm ²) com cilindro superior; grafite utilizado nos eletrodos.	0,02	Jang et al. (2004)
Efluente de Cervejaria	2.240 mg L ⁻¹	Água residuária da cervejaria	CCM a ar, anodo de carbon (7 cm ²) e cátodo de carbono com Pt	0,2	Feng et al. (2008)
Efluente de Cervejaria	600 mg L ⁻¹	Consortio anaeróbio misto	CCM a ar, anodo com fibras de carbono	0,18	Wen et al. (2009)
Efluente de processamento de alimetos	1.672 mg L ⁻¹ DQO	Lodo anaeróbio	CCM em duas câmaras com papel carbono como eletrodos (22,5 cm ²)	0,115	Oh & Logan (2005)
Esgoto sanitário	330 mg L ⁻¹	Esgoto doméstico	Câmaras do anodo (1000 cm ³) e catodo (100 cm ³) conectados por uma ponte de sal; anodo com grafite cilíndrico (20 cm ²)	0,018	Rodrigo et al. (2007)
Esgoto sintético	510 mg L ⁻¹	Culturas anaeróbias pré existentes na CCM	CCM em duas câmaras conectados por ponte de sal; varas de grafite usados como anodo (170 cm ²) e cátodo (150 cm ²)	0,009	Jadhav & Ghangrekar (2009)
Esgoto sintético de melaço de cana e uréia	1.000 mg L ⁻¹	Culturas anaeróbias de ETE	CCM em duas câmaras com fios de cobre no anodo (20,1 cm ²) e fios de ouro recoberto de cobre no catodo	0,005	Kargi and Eker (2007)
Esgoto reforçado com acetato	1.600 mg L ⁻¹	Esgoto doméstico	Anodo (papel carbono, 16 cm ²), catodo com aeração interna	0,08	Min & Angelidaki (2008)

Fonte: adaptado de Pant et al. 2010

3.3.2.1 Esgoto Sanitário

Liu et al., (2004) demonstraram a possibilidade de gerar eletricidade enquanto é realizado o tratamento biológico de águas residuárias. Os testes foram realizados em uma CCM cilíndrica, contendo oito eletrodos de grafite como anodo na periferia e um catodo na região central separados por uma MTP. O reator, quando operado em fluxo contínuo, removeu 80% da DQO e gerou potencia máxima de 26 mW m^{-2} .

Fangzhou et al., (2010) também avaliou a eficiência da CCM operada de forma semelhante a Liu et al., (2004) e removeram 71, 88 e 44 % da DQO, DQO solúvel e íons amônia respectivamente. Contudo obtiveram um maior rendimento quanto a potência da CCM que chegou a $70,8 \text{ mW m}^{-2}$.

Ahn & Logan (2010) utilizaram a CCM para o tratamento de esgoto sanitário e a maior potência para a célula foi de 422 mW m^{-2} enquanto que a remoção de DQO ficou apenas em 25 %. Os autores ainda reportam que a geração de energia depende das condições de operação da célula (vazão, temperatura, carga orgânica aplicada e TDH) além da configuração da CCM.

3.3.2.2 Efluentes Industriais

Min et al. (2005) compararam o potencial de energia que poderia ser gerado a partir de efluente da suinocultura por meio de dois modelos de CCM. A primeira era composta de duas câmaras separadas por uma MTP e gerou potência máxima de 45 mW m^{-2} (141 mA m^{-2}) com resistência externa de 1.000Ω , enquanto que a CCM a ar produziu 261 mW m^{-2} ($1,4 \text{ A m}^{-2}$) com resistência externa de 200Ω .

O efluente da indústria de processamento de amido de milho foi investigado por Lu et al. (2009) O reator foi operado em regime de batelada a $30 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, aplicando a membrana de Nafion (Dupont) como MTP, gerando $239,4 \text{ mW m}^{-2}$ e remoção de 98,0 e 90,6% para DQO e nitrogênio amoniacal, respectivamente. Os autores concluíram que para esse tipo de efluente (DQO bruta elevada 4.852 mgL^{-1}) podem ser usados simultaneamente para geração de eletricidade, remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal

Patil et al., (2009) analisaram o potencial do uso de efluente da indústria de chocolate para geração de energia elétrica e remoção de matéria orgânica, simultaneamente. O experimento foi realizado em escala laboratorial por meio de balões

de fundo chato (400 mL), separados por uma MTP (Nafion), e eletrodos de grafite. O uso desse tipo de efluente gerou uma corrente de 2,3 a 3,02 Am² e redução significativa para DQO, DBO, Sólidos Totais (ST) e sólidos totais dissolvidos em 75, 65, 68 e 50% respectivamente, sugerindo que esse tipo de efluente apresenta potencial para futuras aplicações nas CCM.

3.3.2.3 Substratos Sintéticos

Jang et al. (2004) também desenvolveram uma CCM sem o uso da MTP. O reator foi operado com fluxo ascendente e as fases anaeróbia e aeróbia foram separadas por uma camada de lã e esferas de vidro. O ânodo e o cátodo foram dispostos na base e no topo do reator. O reator era alimentado, com água residuária artificial, pela base e o efluente captado após transpor o cátodo. Tal configuração foi considerada satisfatória para enriquecer o meio eletroquimicamente e gerar uma corrente estável de 2 mA e remover 90% da DQO. Os autores recomendaram novos estudos sobre o modelo aplicado a fim de alcançar maior rendimento elétrico e eficiência de remoção da DQO. Ghangrekar & Shinde (2007) realizaram experimento em reator semelhante ao adotado por Jang et al. (2004) obtendo remoção de 80 % da DQO.

Zhen et al. (2005) pesquisaram uma CCM cilíndrica de fluxo ascendente com as câmaras do reator, anodo (250 mL) e catodo (520 mL), separadas por uma MTP, inclinada a 15° para impedir o acúmulo de bolhas de gás. O reator, operado em temperatura de 35 °C, alimentado com uma solução de glicose (vazão de 0,37 mLmin⁻¹) durante cinco meses. Os autores verificaram que a oxidação do substrato foi essencial para geração de eletricidade. Através da curva de polarização, a potência máxima de 170 mW m⁻² ocorreu em 66 Ω, e corrente de 516 mA m⁻².

Moon et al. (2006) exploraram a possibilidade de operação de uma CCM utilizando como água residuária uma solução de glicose e ácido glutâmico com a Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) variando de 100 a 400 mg L⁻¹. O volume dos compartimentos anodo mais catodo foi de 40 mL. A área projetada de cada eletrodo foi de 48 cm². As células foram estudadas em triplicatas e operadas por mais de 2 anos. Um multímetro media o potencial entre o anodo e o catodo a cada minuto. Quando aplicada uma DBO de 100 mg L⁻¹, vazão de 0,35 mL min⁻¹ e resistência externa de 10 Ω a corrente foi de aproximadamente 600 mA m². Os autores concluíram que para esse modelo de CCM a melhor resposta do sistema foi obtida com uma DBO de 300 mg L⁻¹ a uma vazão de 0,53 mL min⁻¹.

You et al. (2007) avaliaram a geração de energia de uma CCM a ar utilizando um reator tubular com volume de 95 mL. Grânulos de carbono foram utilizados para o anodo estimando uma área útil de 31 cm². Para o catodo foi utilizado papel carbono (área 90 cm²) revestido com uma camada de ácido perfluorosulfônico como solução aglutinante. Os autores utilizaram um inóculo de lodo anaeróbio alimentado com um substrato sintético (glicose, bicarbonato de sódio, cloreto de potássio, fosfato de sódio, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio, sulfato de manganês, e oligoelementos) a uma vazão de 0,4 mL min⁻¹. Durante os primeiros 13 dias de operação houve a colonização do anodo e aumento gradual da tensão. De 13 a 15 e de 15 a 20 dias de operação a tensão média passou de 376 a 384 mV respectivamente. A tensão máxima em circuito aberto foi de 710 mV e potência de 50,2 W m⁻³ a uma corrente de 216 mA m⁻³ (0,246 mV e resistência externa de 22 Ω). A configuração adotada por You et al. (2007) produziu baixa resistência interna e alta potência na geração de energia elétrica. Os autores concluíram que essa configuração de CCM poderá ser utilizada para efluente com alta carga orgânica.

DU et al. (2008) avaliaram a potencialidade de geração de energia para uma CCM sem a MTP. A CCM possuía formato cilíndrico de 10 cm de diâmetro. Para os eletrodos (anodo e catodo) utilizaram grafite granular com diâmetro aproximado de 0,5 cm. A base do reator era o anodo (anaeróbio) e o catodo (aeróbio) estava na parte superior. Os eletrodos foram conectados através de um fio de cobre com resistência de 96 Ω e se encontravam a uma distância variável de 10 a 30 cm. Como substrato foi utilizado um esgoto sintético que apresentava DQO de 880 mg L⁻¹ com vazão de 16 mL h⁻¹. A tensão máxima mensurada foi de 203 mV correspondente a uma corrente de 2,11 mA e potência de 536 mW m⁻³. Os autores reportaram que a não utilização da MTP pode ter favorecido a difusão do oxigênio para o anodo, reduzindo a geração de energia. Porém citam que lã ou esferas de vidro poderiam ser utilizadas para formar uma barreira evitando essa difusão.

Mohan et al (2008) avaliaram uma CCM a ar (320 mL e eletrodos de grafite) sem o uso da MTP, sendo esta substituída por uma camada de lã de vidro. Fora empregado esgoto sintético aplicando duas cargas orgânicas volumétricas (Cov) (2,64 e 3,54 kg DQO m⁻³ dia⁻¹) em dois pH (6 e 7) a uma resistência externa de 100 Ω. A maior corrente foi observada em condições acidofílicas (pH 6; 98,13 mA m⁻², 2,64 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ e 111,29 mA m⁻², 3,54 kg DQO m⁻³ dia⁻¹) e para as condições neutras (pH 7; 100,52 mA m⁻², 2,64 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ e 98,13 mA m⁻², 3,54 kg DQO m⁻³

dia⁻¹). O desempenho da CCM era dependente da Cov e do pH aplicado. O sistema descrito pelos autores pode ser integrado às unidades de tratamento anaeróbio, já existentes, com poucas modificações.

Rodrigo et al. (2009) avaliaram o desempenho de uma CCM alimentada com água residuária sintética. As câmaras do anodo e catodo foram separadas por uma placa de grafite, sendo o mesmo material também utilizado nos eletrodos. O cátodo foi aerado a uma vazão de 2,5 L min⁻¹. Os autores observaram que não houve fluxo de oxigênio para a câmara de anodo. Aplicando ao reator um TDH alto (80 dias) e uma resistência externa de 125 Ω foi mensurada uma corrente de 0,073 mA m⁻², potência 0,66 mW m⁻² e remoção de 90 % da DQO. Além disso, foram testadas duas composições de águas residuárias uma com 50 % de glicose, 50 % de peptona de soja e outra com 80 % de peptona de soja, 20 % de glicose. Apesar da glicose ser mais biodegradável do que a peptona de soja, o desempenho da CCM foi menor (2,1 mW m⁻² em comparação a 6,8 mW m⁻² quando utilizando 80 % peptona de soja), indicando que na degradação da peptona de soja são formados intermediários que favorecem a geração de energia elétrica.

Aldrovandi et al., (2009) realizaram experimentos em uma CCM de fluxo contínuo constituído de duas câmaras anaeróbias em série seguidas por uma aeróbia. As câmaras foram conectadas por gravidade e com recirculação do lodo anaeróbio entre as câmaras anaeróbias, sem uso de MTP. As câmaras anaeróbias foram inoculadas com 15,4 L de lodo anaeróbio proveniente de reator UASB de uma indústria papelreira enquanto que a câmara aeróbia recebeu 6 L de lodo aeróbio de ETE “municipal” com Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de 1,9 ± 0,5 mg SSV L⁻¹. O reator foi alimentado com substrato. Eletrodos de carbono com 160 cm² de área superficial foram utilizados na segunda câmara anaeróbia e na câmara aeróbia para completar a CCM. O estudo foi dividido em três Fases. Durante a Fase I a concentração de glicose afluente era aumentada de 1,5 a 5 g L⁻¹ correspondendo a uma remoção média de DQO de 66 e 91 %, respectivamente. A Fase II foi marcada pela operação sem a adição da fonte de carbono (glicose). Na Fase III houve a reinserção da glicose a 3 g L⁻¹ resultando na remoção de 94 % de DQO. O aumento da eficiência, na remoção da DQO, é explicada pelo crescimento da biomassa nas câmaras e a baixa carga orgânica aplicada (< 0,5 g DQO dia⁻¹ L⁻¹). O potencial da CCM durante a Fase I aumentou de 1,06 ± 0,1 a 67,3 ± 1,1 mW m⁻² sendo aplicada uma resistência externa de 250 Ω. Na Fase II, retirada a fonte de carbono, o potencial da célula caiu para 1,2 ± 0,3 mW m⁻². Na Fase III foi

obtida a maior potência da célula $73,4 \pm 0,9 \text{ mW m}^{-2}$. Os resultados mostraram que uma CCM sem MTP pode ser aplicada às ETE sem afetar a remoção de DQO e, sobretudo, será capaz de produzir bioeletricidade.

3.3.2.4 Lixiviado

A geração de lixiviados é um dos principais problemas ambientais associados a aterros. Os lixiviados são altamente impactantes e apresentam composição complexa. Normalmente é observada variação na qualidade e quantidade de lixiviado dificultando o seu tratamento. Diversas tecnologias já foram estudadas para o tratamento de lixiviados como co-tratamento com águas residuárias, tratamento físico-químico e processos biológicos.

Greenman et al. (2009) pesquisaram a aplicação de chorume de aterro sanitário em uma CCM avaliando a produção de energia, remoção e sensor de DBO. O chorume era proveniente do aterro sanitário Harnhill, ao norte de Bristol (Reino Unido). O experimento era composto de quatro colunas (provetas de plástico com altura total de 41,7 cm, diâmetro interno de 6 cm e volume útil de 0,9 L) denominadas C1, C2, C3 e C4. As colunas C1, C2 e C3 foram configuradas como CCM a ar com eletrodos de carbono conectados por fio de platina, a exceção da C3 onde foram associadas resistências externas variáveis. As CCM estavam ligadas a um sistema de aquisição de dados (tensão e corrente) que eram medidos a cada 5 minutos. A coluna C3 foi configurada como um filtro biológico preenchido com pedaços de tijolos.

Quando avaliado o efeito da vazão no desempenho das colunas os autores concluíram que a produção de energia aumentou quando aplicada uma maior vazão ($188,91 \pm 19,48 \mu\text{W m}^{-2}$; 192 mL h^{-1}). Entretanto a remoção de DBO foi inversamente proporcional ao aumento da vazão, 55 % para as colunas C1 e C2 e 66% para as demais. A influência da concentração foi investigada utilizando diferentes concentrações de chorume diluídas em água deionizada (1:2; 1:4; 1:8) a uma vazão constante de 96 mL h^{-1} . A potência aumentou linearmente ($R^2 = 0,971$) com o chorume mais concentrado. Para as colunas C1 e C2 os melhores resultados são $1,35 \pm 0,21 \text{ mW m}^{-2}$ e $1,38 \pm 0,24 \text{ mW m}^{-2}$, respectivamente. Os autores concluíram que esse sistema apresenta grande potencial como um novo método tanto para o tratamento de chorume como para gerar energia elétrica como biosensor de DBO.

3.4 Aplicações

A geração de energia elétrica é a aplicação mais direta da CCM. Com base na revisão bibliográfica encontrada a CCM pode funcionar por longos períodos de tempo com capacidade de manter dispositivos elétricos de pequeno porte. Existindo também a possibilidade de se agregar acessórios como capacitores e conversores para minimizar o problema da tensão e corrente que se encontram abaixo do desejado.

A energia elétrica produzida pela CCM também pode servir como parâmetro de referência para a concentração de material orgânico consumido no processo biológico, expressando de maneira análoga a DBO que é o método aprovado pela Associação Americana de Saúde Pública (APHA - *American Public Health Association*). Esse método para determinação da DBO é demorado (5 dias) não sendo considerado favorável para operação de ETE pelo longo tempo de resposta.

Pelo fato de haver uma relação direta entre a energia elétrica gerada e a DBO as CCM podem ser usadas como um sensor para DBO (KUMLANGHAN et al., 2007; MOON et al., 2006; CHANG et al., 2004), proporcionando assim um monitoramento em tempo real dessa variável.

Lorenzo et al. (2009) testaram uma CCM a ar como biosensor para DBO utilizando uma CCM com volume de 12,5 cm² com TDH de 40 min. Inicialmente a CCM foi operada com uma água residuária sintética para depois ser aplicado esgoto real. O sistema foi operado ao longo de 7 meses apresentando estabilidade e boa relação linear entre a geração de energia elétrica e a determinação da DBO. Kim et al (2009) desenvolveram dispositivo semelhante obtendo erros inferiores a 10 % entre os ensaios.

Embora a tecnologia das CCM esteja em desenvolvimento à possibilidade do aproveitamento de efluentes líquidos para a geração de energia elétrica dever ser considerada. As pesquisas devem convergir na possibilidade de adaptação das ETE já existentes de forma a minimizar os custos de implantação do sistema.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Apresentação

Esse capítulo detalha os procedimentos experimentais utilizados para cumprir os objetivos propostos nessa pesquisa. Os procedimentos experimentais foram divididos em três etapas: I Equipamentos e acessórios, II Água residuária e inóculo, III Operação e monitoramento da CCM. Na Figura 4.1 está representado o fluxograma das etapas desenvolvidas na pesquisa.

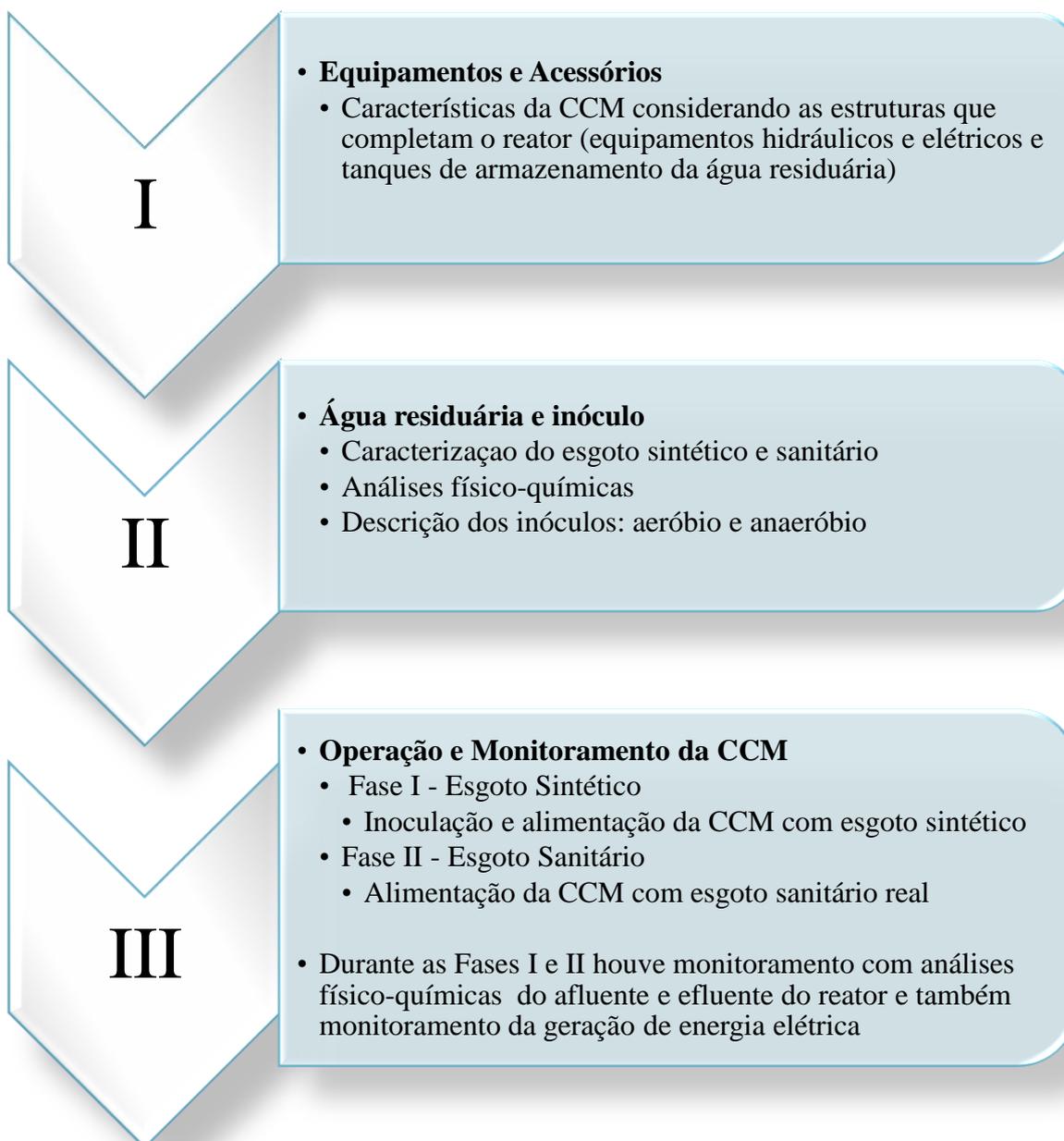


Figura 4.1 - Fluxograma das etapas da pesquisa.

4.2 Equipamentos e acessórios

4.2.1 Célula a Combustível Microbiana

A CCM era composta de um reator anaeróbio e aeróbio em um único módulo (Figura 4.3). A concepção adotada para a CCM pode ser dividida em quatro câmaras denominadas: anodo (reator anaeróbio), intermediária, catodo (reator aeróbio) e “head space”. Na Tabela 4.1 estão apresentados outros detalhes da CCM.

Tabela 4.1 Características das câmaras do reator.

Câmara	Volume	
	L	%
Anodo	9,35	31,29
Intermediária	2,83	9,49
Catodo	14,86	49,74
Head space	2,83	9,49
Total	29,87	100

Na câmara aerada foi colocada uma pedra porosa ligada a um soprador para promover aeração e agitação do líquido. A zona intermediária foi preenchida com anéis de conduíte de plástico corrugado para minimizar a difusão de oxigênio para o anodo (Figura 4.2). O fornecimento do substrato era feito por meio de uma bomba peristáltica (marca Provitec DM-5000), o qual era distribuído pela base do reator.

Diferente de outros formatos de CCM, abordados na revisão bibliográfica, esta não empregou a MTP, pois o substrato contém sólidos em elevada concentração que colmatariam a membrana elevando os custos de manutenção conforme reportado por Aldrovandi et al., (2009), Jang et al., (2004), Ghangrekar & Shinde (2007).



Figura 4.2 - Detalhe da câmara intermediária com ênfase no preenchimento com conduítes de plástico.

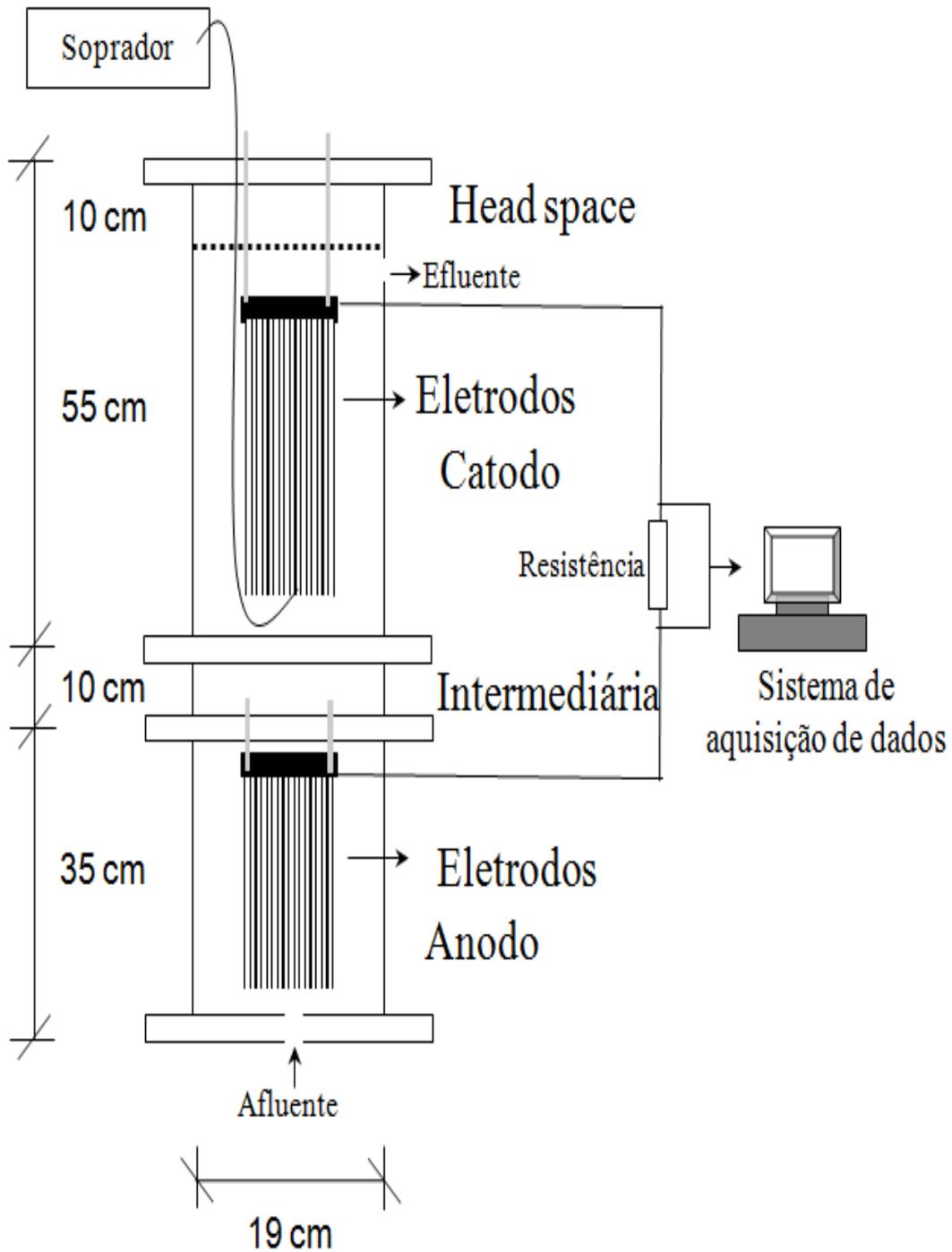


Figura 4.3 - Esquema da CCM.

A Figura 4.4 ilustra a CCM, na qual pode ser observada a bomba peristáltica para o fornecimento da água residuária, o ponto de coleta de amostra (efluentes anaeróbico e aeróbio), válvula de descarte de fundo e a Figura 4.5 mostra o sistema de aquisição de dados e o computador utilizado para armazenar os dados.



Figura 4.4 - Fotografia da CCM.



Figura 4.5 - Fotografia do sistema de aquisição de dados e do computador para armazenar as leituras de tensão em corrente.

4.2.2 Reservatório de Água residuária

A água residuária utilizada na pesquisa era armazenada num reservatório com capacidade de 150 L. No interior do reservatório (Figura 4.6) foi instalado um acessório para peneiramento, com malha de 2 mm, para remoção de sólidos suspensos de dimensões inconvenientes à operação da CCM. Esse acessório foi utilizado porque o sistema de retenção de sólidos da ETE apresentava problemas técnicos.



Figura 4.6 - Acessório para peneiramento de sólidos grosseiros.

4.2.3 Eletrodos

Foram empregadas barras de grafite (Figura 4.7) como eletrodos, as quais foram colocadas tanto na câmara do anodo como no catodo conforme as especificações apresentadas na Tabela 4.2. As barras de grafite foram escolhidas por apresentarem boa biocompatibilidade, estabilidade química e condutividade elétrica e serem consideradas como material inerte e não interferirem nos processos biológicos. Os eletrodos foram ligados utilizando fio de cobre (2,5 mm²) um a um até formar o conjunto de eletrodos anódicos e catódicos, os quais foram ligados ao sistema de aquisição de dados descrito no item 4.5.2

Tabela 4.2 Número e área de eletrodos em cada câmara do reator.

Câmara	nº eletrodos e dimensão	Área Superficial (m²)
Anodo (anaeróbia)	20 (ø 1 x 28 cm)	0,176
Catodo (aeróbia)	20 (ø 1 x 38 cm)	0,238



Figura 4.7 - Barras de grafite utilizadas como eletrodos na CCM.

4.3 Alimentação do Reator

Durante a realização da pesquisa foram empregadas duas águas residuárias: uma sintética que simulava as características do esgoto sanitário e propiciava um melhor controle das variáveis do processo e esgoto sanitário sendo ambos descritos a seguir.

4.3.1 Substrato Sintético

O substrato sintético utilizado nessa seguiu as recomendações de Torres (1992). Esse foi utilizado em diversas pesquisas como: Parsekian (2003), Michelan (2006), Oliveira (2006), Friedl (2008), Borges (2003), Mockaitis (2008).

Tabela 4.3 Composição da água residuária sintética

Constituinte	Concentração (mg L⁻¹)
Sacarose	35
Amido	112
Celulose	34
Extrato de Carne	208
Óleo de Soja*	51
Cloreto de Sódio (NaCl)	250
Cloreto de Magnésio (MgCl ₂ .6H ₂ O)	7
Cloreto de Cálcio (CaCl ₂ .2H ₂ O)	4,5
Bicarbonato de Sódio (NaHCO ₃)	200

*Foram adicionadas algumas gotas de detergente comercial para emulsificar o óleo de soja.

4.3.2 Esgoto Sanitário

O esgoto sanitário era proveniente de emissário que passa pela área I do Campus da USP/São Carlos. Essa rede atende à USP/São Carlos e uma parte da região periférica ao campus, sendo esta região composta predominantemente por residências e comércio.

O esgoto sanitário utilizado para alimentação da CCM era fornecido por uma derivação da estação elevatória da ETE que distribuía o esgoto bruto após o tratamento preliminar por gravidade para o reservatório. A Tabela 4.4 apresenta a caracterização do efluente realizada por diferentes autores.

Tabela 4.4 Caracterização do afluente à ETE do Campus USP - São Carlos

Variável	Unidade	MENDONÇA (1999)	PASSIG (2005)	OLIVEIRA NETTO (2007)
pH	-	6,5	6,9	6,72
Alcalinidade total	mgCaCO ₃ L ⁻¹	111	143	158
Alcalinidade parcial	mgCaCO ₃ L ⁻¹	74	73	-
Ácidos orgânicos totais	mgHACL ⁻¹	49	42	83
DQO total	mgO ₂ L ⁻¹	749	523	589
DQO solúvel	mgO ₂ L ⁻¹	294	375(filtrada)	259(filtrada)
DBO	mgO ₂ L ⁻¹	-	344	-
ST	mgL ⁻¹	416	557	-
STV	mgL ⁻¹	293	350	-
SST	mgL ⁻¹	152	121	264
SSV	mgL ⁻¹	130	91	24
Fósforo total	mg P-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹	15	22	-
NTK	mgNH ₃ ⁺ L ⁻¹	-	59	-
N-amoniacal	mgNH ₃ ⁺ L ⁻¹	-	32	-
Temperatura	°C	-	23	27

4.4 Inóculo

Como inóculo da CCM foram utilizados lodo anaeróbio e aeróbio. O inóculo anaeróbio, utilizado na câmara e eletrodos do anodo, foi obtido do reator UASB da ETE da área 1 do Campus USP/São Carlos.

O inóculo aeróbio, utilizado nos eletrodos do catodo, foi obtido de uma mistura de lodo aeróbio adaptado a partir de lodo anaeróbio (reator UASB-USP São Carlos) e lodo aeróbio da Indústria de fabricação de lápis situada em São Carlos SP.

4.5 Análises

4.5.1 Monitoramento da Célula a Combustível Microbiana

Para avaliar o desempenho do sistema e controlar o processo, durante a realização do experimento foram realizadas análises e exames no afluente e efluentes da CCM. Na Tabela 4.5 estão apresentadas as variáveis avaliadas e metodologias aplicadas.

Tabela 4.5 Variáveis analisadas e método utilizado.

Variáveis	Unidade	Método	nº Método	Referência
pH		Potenciômetro	4500 – H ⁺ B	APHA, 2005
Potencial redox	mV		2580 B	
Temperatura	° C	Termometria	2550 B	APHA, 2005
Alcalinidade	mgCaCO ₃ L ⁻¹	Titulométrico	Dilallo e Albertson, 1961 modificado por Ripley et al., 1986	
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	Espectrofotométrico	5220 D	APHA, 2005
Ac. org. voláteis	mgHACL ⁻¹	Titulométrico	Dilallo e Albertson, 1961	
ST	mgL ⁻¹	Gravimétrico	2540 B	APHA, 2005
SST	mgL ⁻¹	Gravimétrico	2540 D	APHA, 2005
SSV	mgL ⁻¹	Gravimétrico	2540 E	APHA, 2005
SSF	mgL ⁻¹	Gravimétrico	2540 E	APHA, 2005
N _{-NTK}	mgNL ⁻¹	Kjeldahl	4500 B N _{NTK}	APHA, 2005
N _{-AMON}	NH ₃ ⁺ -NL ⁻¹	Titulométrico	4500 BC NH ₃	APHA, 2005
Fósforo	mg P-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹	Espectrofotométrico	4500-P	APHA, 2005

4.5.2 Potencial de geração de energia elétrica

A CCM foi monitorada continuamente quanto à geração de energia elétrica por um sistema de aquisição de dados que mensurava tensão e corrente a cada 300 segundos. O sistema de aquisição de dados foi desenvolvido pela empresa T&S e consiste numa placa de aquisição de dados com diferentes resistências (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 550, 600, 650 Ω) que permitiu gerar as curvas de polarização que possibilitam a avaliação do desempenho da CCM. O software, também desenvolvido para a CCM, permitia o armazenamento e o acompanhamento em tempo real da tensão (mV), corrente (mA) e potência (mW) gerada pela CCM. Os dados eram armazenados em um computador para serem posteriormente analisados. A Figura 4.8 ilustra a tela do sistema de aquisição de dados.



Figura 4.8 - Layout do programa de aquisição de dados.

A corrente foi determinada pela lei de Ohm:

$$I = \frac{U}{R} \quad (5)$$

I: corrente elétrica (mA)

U: diferença de potencial (mV)

R: resistência externa (Ω)

A potência da CCM foi calculada pela equação 6

$$P = \frac{U \cdot I}{A} \quad (6)$$

P: densidade da potência (mW m⁻²)

U: diferença de potencial (mV)

I: corrente elétrica (mA)

A: área superficial do eletrodo do ânodo (m²)

4.6 Procedimento Experimental

4.6.1 Imobilização da biomassa

O procedimento de imobilização da biomassa, para os eletrodos (ânodo e cátodo), consistiu em colocar as barras de grafite em recipiente, juntamente com lodo. O lodo anaeróbico foi aplicado aos eletrodos do ânodo (Figura 4.9 - A e B) e os eletrodos do cátodo ficaram em contato com o lodo aeróbico (Figura 4.9 - C) que era aerado continuamente.

Os eletrodos permaneceram em contato com os seus respectivos lodos por um período de 24 horas em temperatura ambiente. Decorrido esse período, os eletrodos foram retirados dos recipientes e removido o excesso de lodo. Finalmente, os eletrodos foram transferidos para o interior do reator.

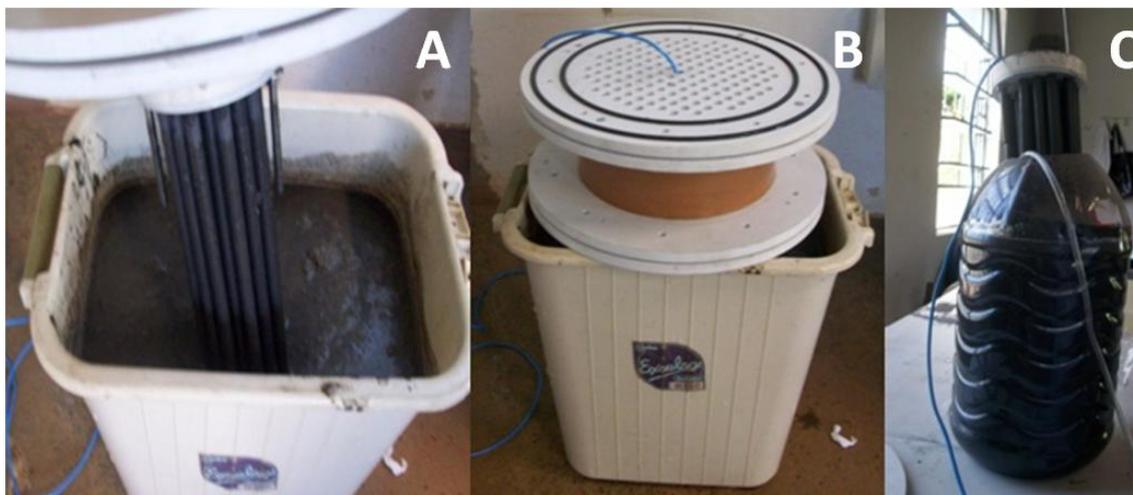


Figura 4.9 - Imobilização de biomassa nos eletrodos do ânodo e cátodo.

Na primeira semana de operação da CCM a vazão de alimentação foi inferior à prevista para operação, com intuito de adaptar a biomassa ao substrato e evitar o arraste

excessivo de biomassa. Após essa semana a vazão de alimentação foi normalizada e o monitoramento iniciado.

4.6.2 Operação da Célula a Combustível Microbiana

A operação da CCM foi dividida em duas fases. Na Fase I a CCM foi operada com esgoto sanitário sintético (item 4.3.1) durante 102 dias, Nessa Fase foram monitorados os parâmetros referentes a geração de energia em circuito aberto e remoção de matéria orgânica. Na Fase II, durante 123 dias, a célula foi alimentada com esgoto sanitário (item 4.3.2) e foram monitorados, além das variáveis da Fase I a variação do nitrogênio e fósforo. A Tabela 4.6 traz o tipo de substrato e a temperatura de operação nas fases de operação da CCM. Em todas as fases a vazão foi mantida constante em $2,34 \text{ L h}^{-1}$, conferindo um TDH ao reator de aproximadamente 12 horas distribuído em 4 horas no reator anaeróbio, 1,22 horas na zona intermediária, 6,37 horas no reator aeróbio.

Tabela 4.6 Tipo de substrato e temperatura de operação.

Fase	Substrato	Temperatura
I	Esgoto Sintético	Ambiente
II	Esgoto Real	Controlada ($35 \pm 2^\circ \text{ C}$)

4.6.3 Amostragem

O monitoramento do sistema foi realizado por análises de amostras coletas na entrada, saída anaeróbia e aeróbia do reator. As coletas eram realizadas no período da manhã, próximo às 7 h 30 min, uma vez por semana. A coleta era realizada nesse horário por proporcionar tempo para realizar as análises necessárias.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O objetivo da operação da CCM foi obter maior esclarecimento a respeito do reator e os parâmetros operacionais e verificar a potencialidade de geração de energia elétrica, assim como obter informações sobre a remoção de matéria orgânica, remoção de sólidos em um reator combinado (anaeróbio/aeróbio). A fase experimental foi realizada de 01/05/2010 a 11/12/2010 com tempo total de operação de 225 dias.

5.1 Características dos Inóculos Utilizados

O lodo do reator UASB da ETE da área I do campus USP/São Carlos foi escolhido como lodo de inóculo para a câmara do anodo, por ter sido utilizado em diversas pesquisas desenvolvidas no Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento (USP/São Carlos). O lodo aeróbio utilizado para a câmara do cátodo foi obtido de indústria de produção de lápis.

Após inoculação das câmaras do anodo e do cátodo, o reator foi operado com vazão de $1,15 \text{ L h}^{-1}$ durante sete dias, com o objetivo de proporcionar aclimação do sistema biológico com o esgoto sintético e também permitir melhor aderência dos microrganismos aos eletrodos.

Ao final da operação da CCM o reator foi desmontado e as Figuras 5.1 e 5.2 mostram a biomassa aderida aos eletrodos do anodo e catodo respectivamente.



Figura 5.1 - Biomassa aderida aos eletrodos do anodo ao final da operação da CCM.



Figura 5.2 - Biomassa aderida aos eletrodos do catodo ao final da operação da CCM.

Como pode ser observado nas Figuras 5.1 e 5.2, houve o crescimento da biomassa em ambos os conjuntos de eletrodos e aderência de material extracelular em toda a estrutura permitindo a fixação do biofilme. Essa imagem sugere que as barras de grafite foram satisfatórias para servir como meio suporte para a biomassa favorecendo o transporte de elétrons e além disso não foi observado nenhum processo de degradação do eletrodo. O crescimento de biomassa também foi observado na câmara intermediária conforme a Figura 5.3.



Figura 5.3 - Biomassa aderida nos anéis de conduíte da câmara intermediária.

5.2 Avaliação do Desempenho do Reator na Fase I

A operação do reator durante a Fase I durou 102 dias, nos quais o reator operou com vazão de $2,34 \text{ L h}^{-1}$ conferindo TDH de 4 e 6,36 horas nos sistemas anaeróbio e aeróbio, respectivamente.

A Figura 5.4 representa a variação da matéria orgânica medida como DQO para o esgoto sintético, efluentes anaeróbio e aeróbio. A DQO do esgoto sintético apresentou valor médio de $487 \pm 115 \text{ mg L}^{-1}$, efluente anaeróbio $322 \pm 138 \text{ mg L}^{-1}$ e o efluente aeróbio de $226 \pm 60 \text{ mg L}^{-1}$.

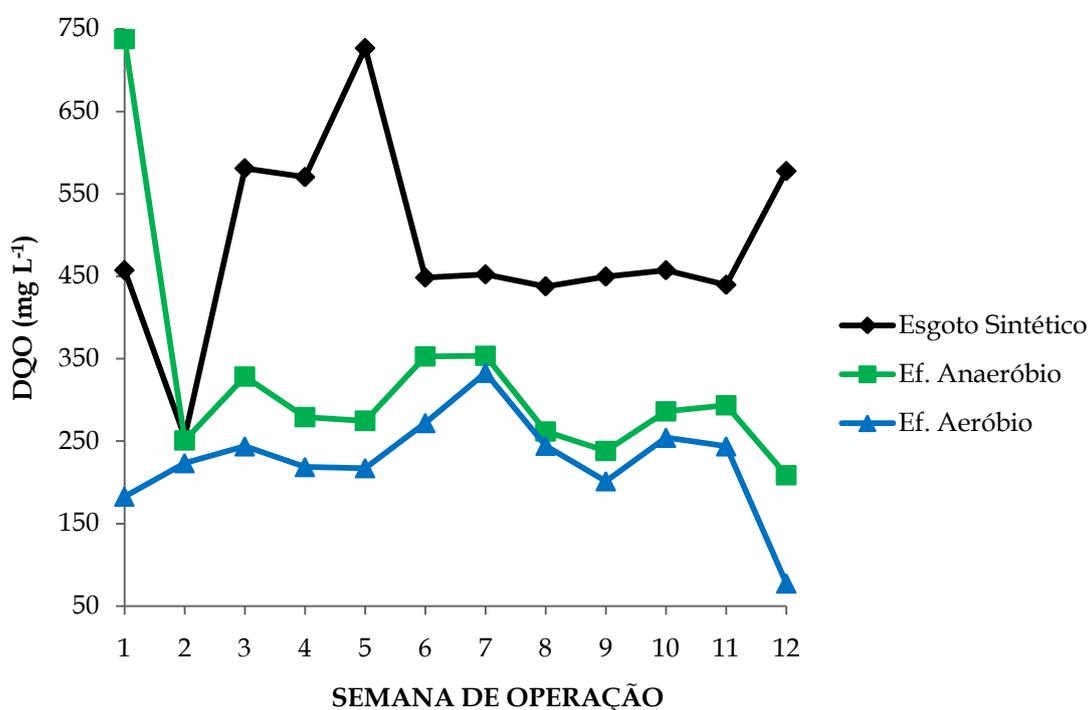


Figura 5.4 - Variação temporal da DQO para a CCM operada durante a Fase I.

A Figura 5.5 representa a variação da DQO filtrada. Em média o esgoto sintético ficou em $311 \pm 48 \text{ mg L}^{-1}$, o efluente anaeróbio $223 \pm 52 \text{ mg L}^{-1}$ e o efluente aeróbio $176 \pm 60 \text{ mg L}^{-1}$.

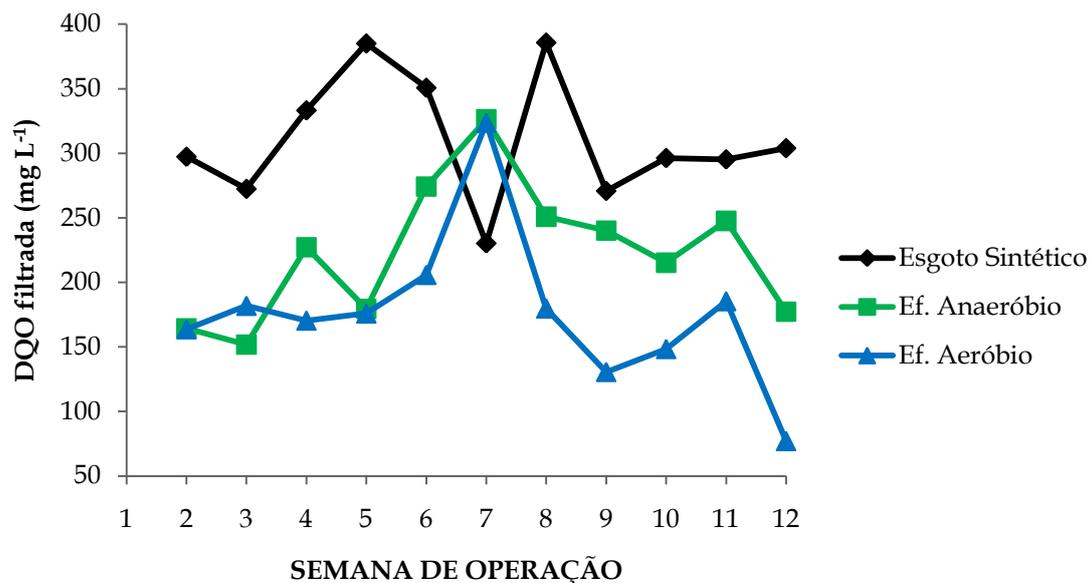


Figura 5.5 - Variação temporal da DQO filtrada para a CCM operada durante a Fase I

A Figura 5.6 representa as eficiências de remoção considerando o esgoto sintético sem filtrar e os efluentes anaeróbio e aeróbio filtrados, correspondendo à eficiência média de $54 \pm 16 \%$; $20 \pm 13 \%$ e $63 \pm 17 \%$ para os processos anaeróbio, aeróbio e global, respectivamente.

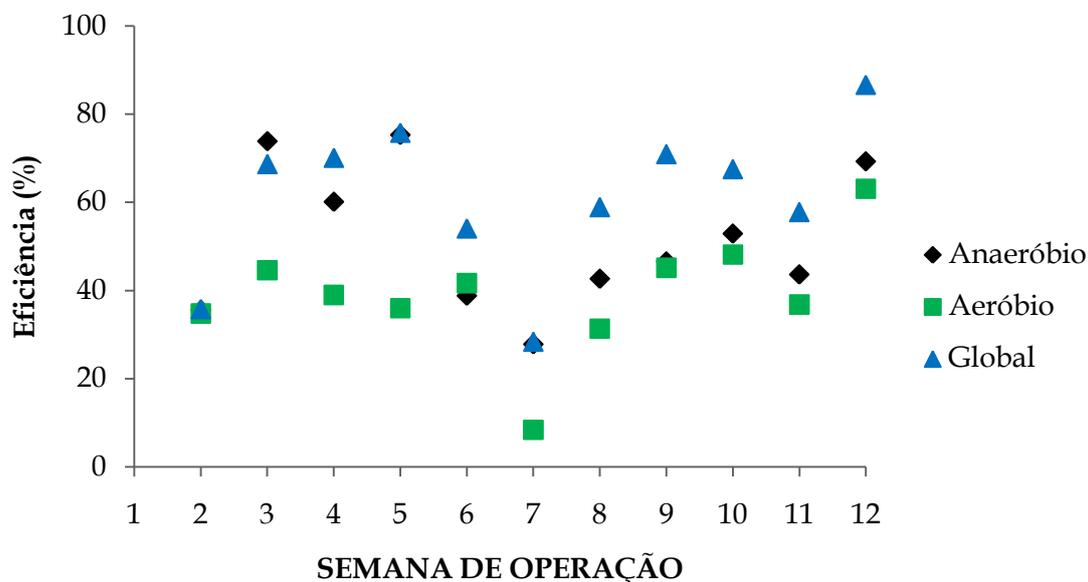


Figura 5.6 - Variação da eficiência na remoção de DQO para a CCM operada durante a Fase I.

Como pode ser observado na Figura 5.6 na sétima semana a eficiência do sistema reduziu bruscamente em função de problemas ocorridos com a bomba de alimentação do sistema, que após solucionado, o sistema retornou a se estabilizar. O melhor desempenho da CCM para remoção de DQO foi de 86 % (12ª semana de operação) estando próximo aos valores obtidos por Jang et al., (2004) e Ghangrekar & Shinde (2007).

A Figura 5.7 representa a relação entre a carga orgânica volumétrica (Cov) consumida e aplicada pela carga orgânica aplicada a CCM durante a Fase I de operação. A carga orgânica aplicada foi calculada pela razão da DQO afluente pelo TDH da CCM, enquanto a carga orgânica consumida é a relação entre a diferença da DQO afluente e efluente e o TDH da CCM. O valor médio da Cov aplicada a CCM foi de $1 \pm 0,2$ kg DQO $m^{-3}.dia^{-1}$ enquanto a carga orgânica removida foi $0,6 \pm 0,3$ kg DQO $m^{-3}.dia^{-1}$. A Figura 5.8 relaciona a carga orgânica aplicada e a consumida na Fase I de operação. O coeficiente de correlação (R^2) para ajuste linear apresentou valor de 0,6994 e a equação da reta é dada por:

$$CO_{consumida} = 0,6624 * CO_{aplicada} \quad (7)$$

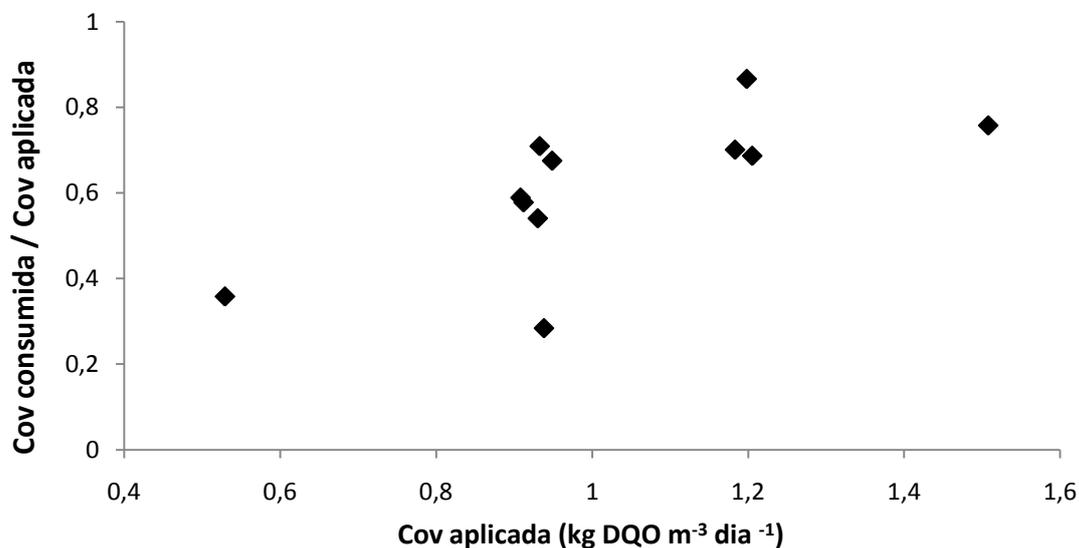


Figura 5.7 - Relação entre carga orgânica consumida/ carga orgânica aplicada e carga orgânica aplicada a CCM operada durante a Fase I.

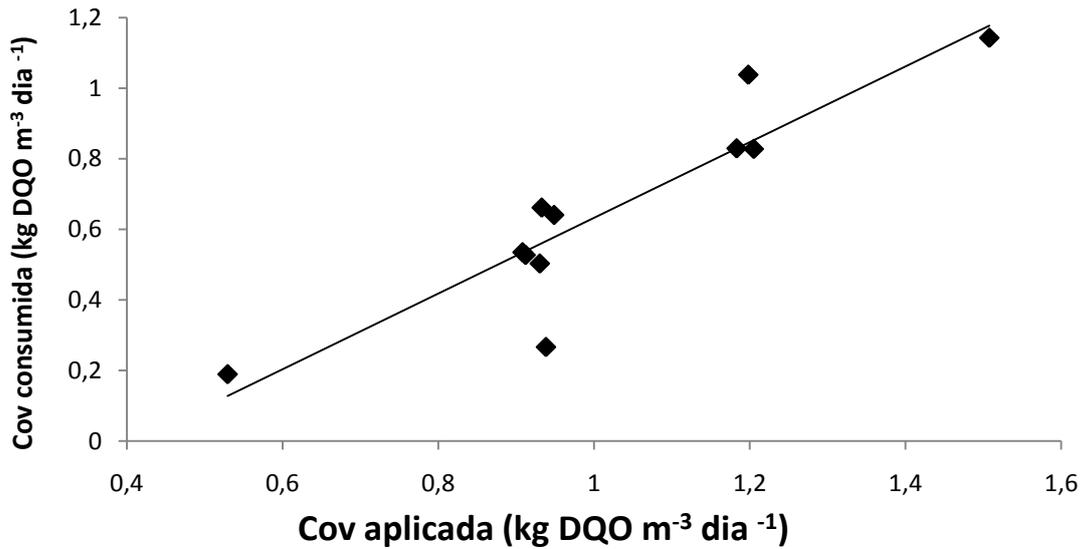


Figura 5.8 - Relação entre a carga orgânica aplicada e consumida para a CCM operada durante a Fase I.

A Cov aplicada em média foi $1 \pm 0,2$ kg DQO m⁻³ dia⁻¹ com eficiência de remoção de 60 ± 17 %, o reator ainda não estava em equilíbrio pois a eficiência na remoção de Cov variava em função da Cov aplicada.

Os valores de pH apresentaram pouca variação. Apenas durante a 5^a e 7^a semanas houve uma redução do pH ficando abaixo de 6,5. A Figura 5.8 representa o comportamento do pH, para a CCM e a Tabela 5.1 apresenta um resumo da variação do pH.

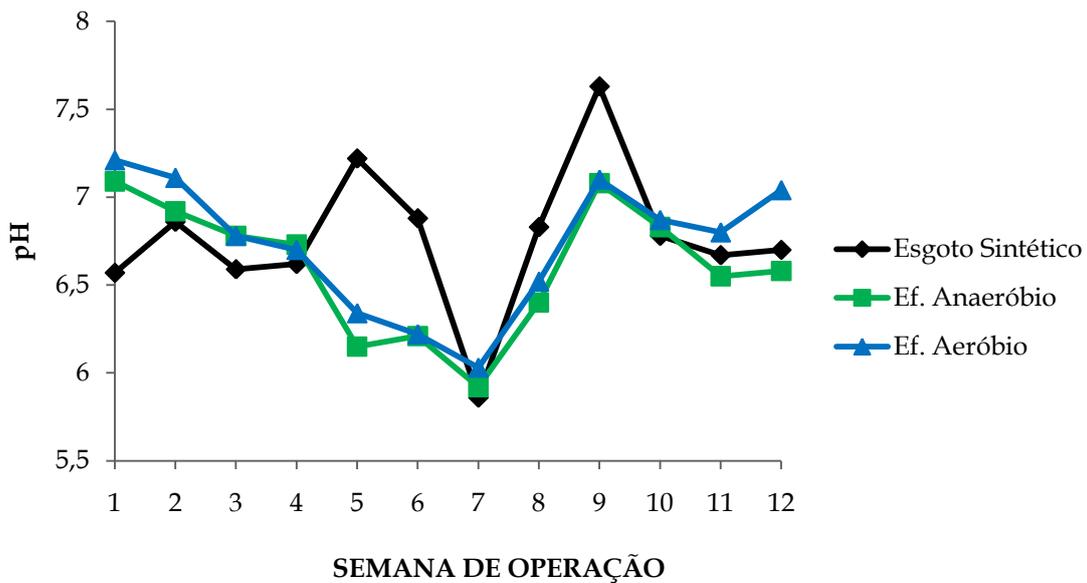


Figura 5.9 - Variação temporal do pH da CCM operada durante a Fase I.

Tabela. 5.1 Valores de mínimo, máximo e média acompanhada com o desvio padrão para o pH durante a Fase I.

pH	Mínimo	Máximo	Média (dp)
Esgoto Sintético	5,8	7,63	6,7 ± (0,4)
Anaeróbio	5,9	7,09	6,6 ± (0,3)
Aeróbio	6,0	7,21	6,7 ± (0,3)

A Figura 5.10 representa a variação do potencial redox durante a Fase I.

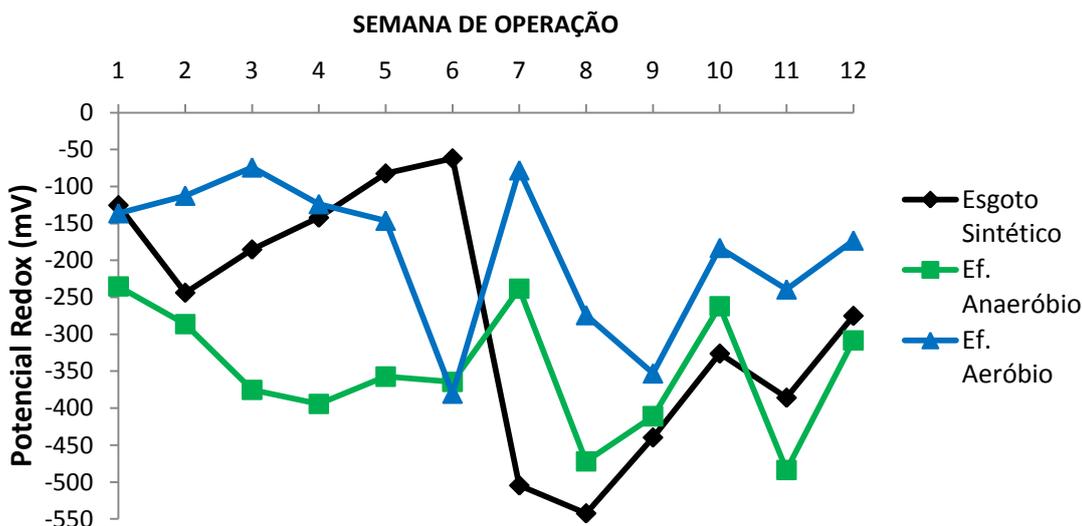


Figura 5.10 - Variação temporal do potencial redox da CCM operada durante a Fase I.

O pH durante a Fase I manteve-se próximo a neutralidade o que é recomendado para sistemas anaeróbio e aeróbio. Para verificar a estabilidade da CCM também são representadas as variações da concentração de Alcalinidade Total (AT) (Figura 5.11), Parcial (AP) (Figura 5.12), Intermediária (AI) (Figura 5.13.) e de ácidos orgânicos voláteis (AOV) (Figura 5.15).

Praticamente em todo o processo, como representa a Figura 5.11, a AT foi maior no efluente que no afluente. Essa geração de alcalinidade mostra o equilíbrio bioquímico entre microrganismos metanogênicos e acidogênicos/acetogênicos. O valor médio para o esgoto sintético foi $128 \pm 35 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, no efluente anaeróbio foi $145 \pm 46 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e para o efluente aeróbio $160 \pm 53 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

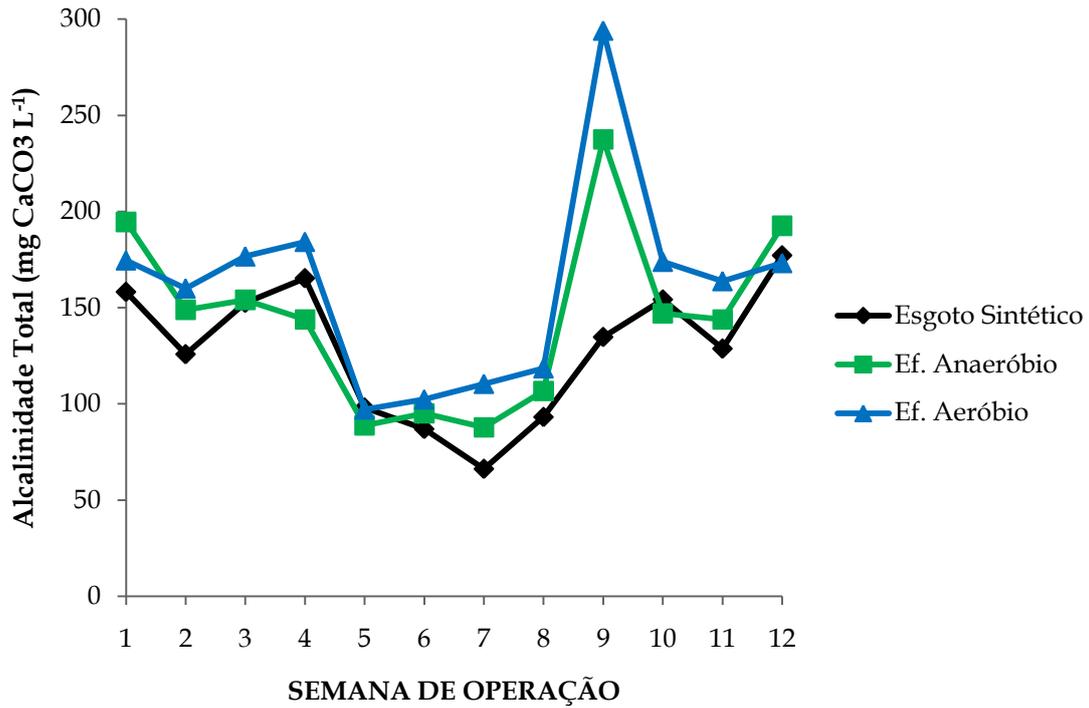


Figura 5.11 - Variação temporal da alcalinidade total para a CCM operada durante a Fase I.

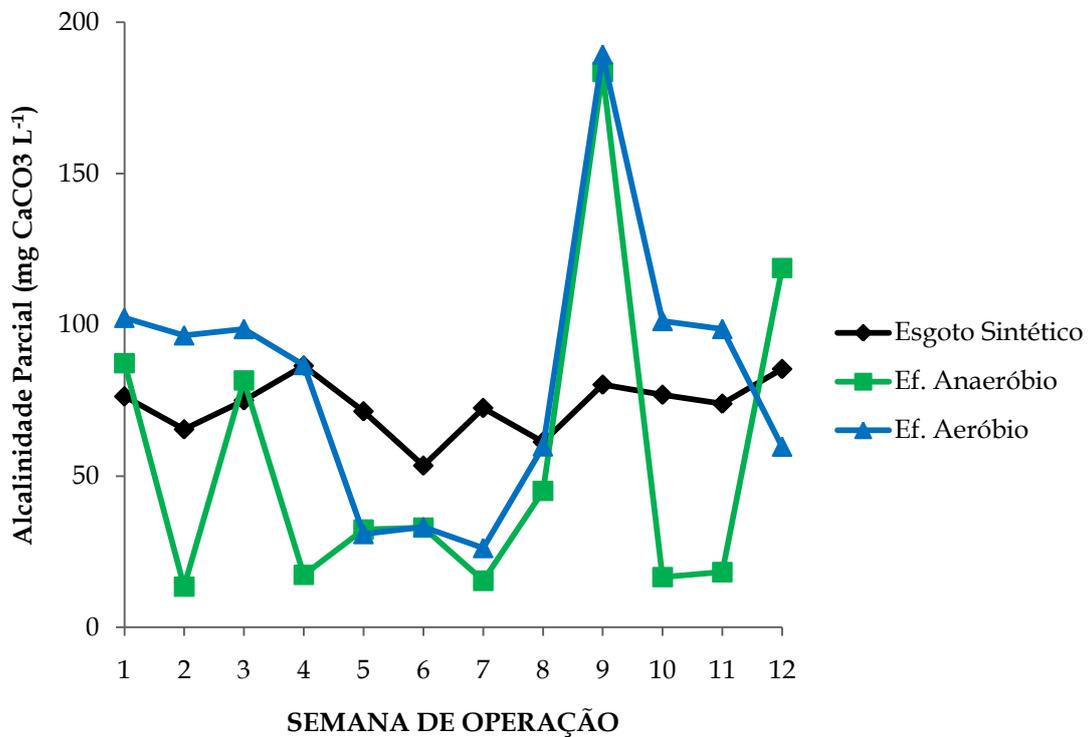


Figura 5.12 - Variação temporal da alcalinidade parcial para a CCM operada durante a Fase I.

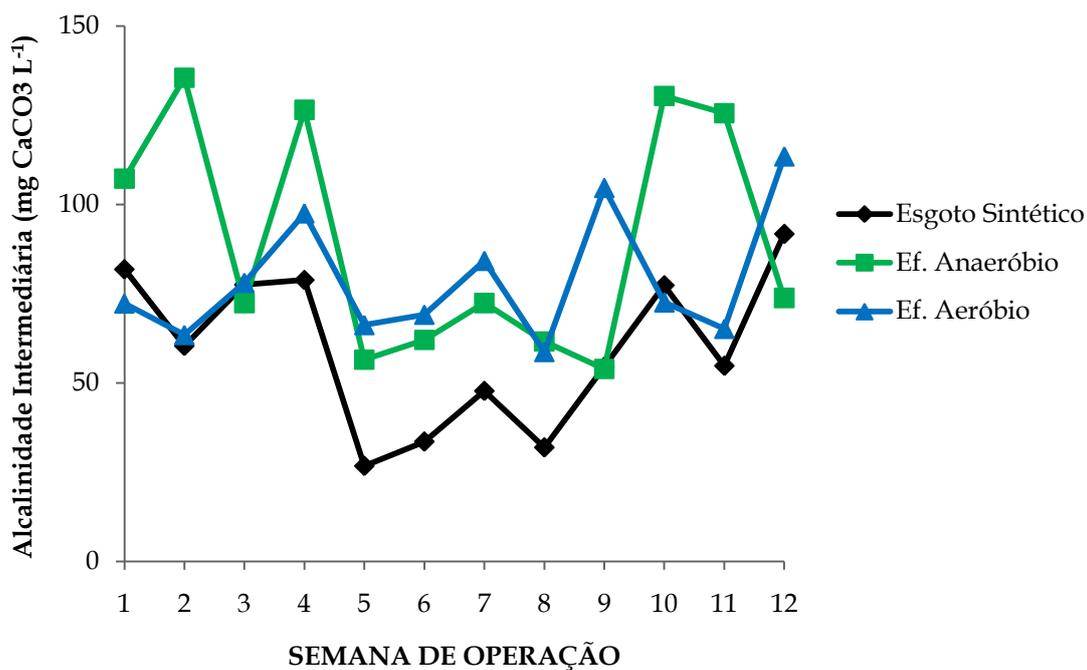


Figura 5.13 - Variação temporal da alcalinidade intermediária para a CCM operada durante a Fase I.

A Figura 5.14 representa a variação da relação AI/AP

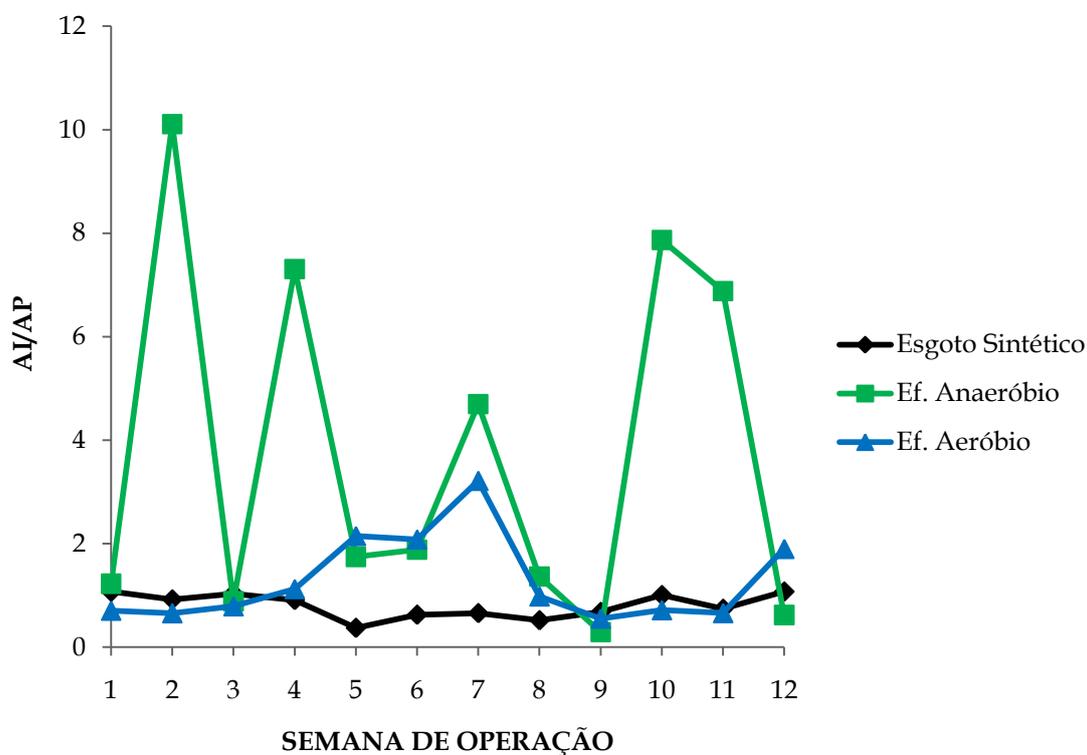


Figura 5.14 - Variação temporal da relação AI/AP para a CCM operada durante a Fase I.

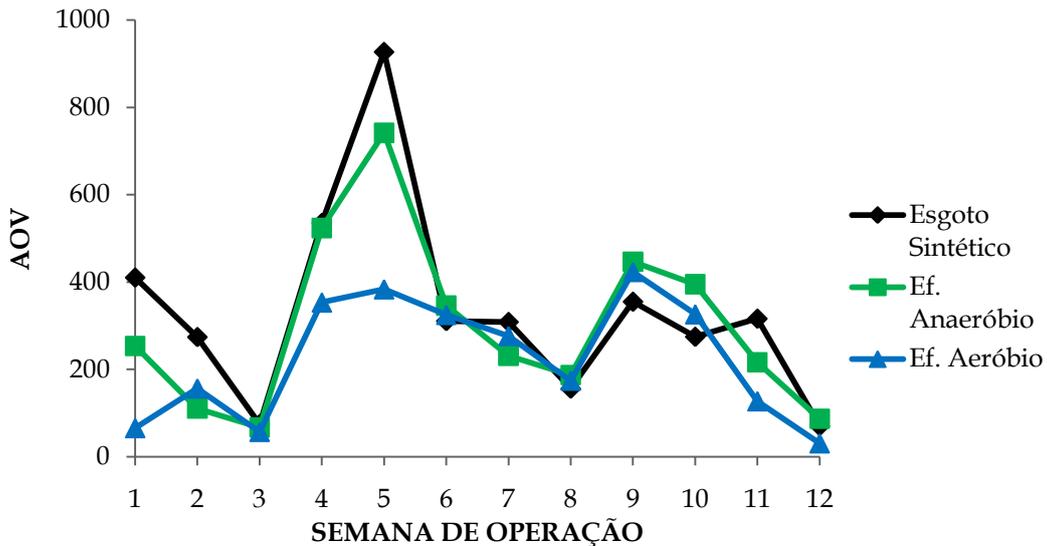


Figura 5.15 - Variação temporal dos ácidos orgânicos voláteis para a CCM operada durante a Fase I.

A alcalinidade presente no esgoto sintético foi suficiente nas etapas anaeróbia e aeróbia. Na Figura 5.16 estão representados a variação de ST na entrada e saídas anaeróbia e aeróbia da CCM. Os valores de ST do esgoto sintético são semelhantes aos obtido por Borges (2003) os quais ficaram em torno de $820 \pm 120 \text{ mg L}^{-1}$. Todavia Friedl (2008) e Mockaitis (2008), ao aplicarem a mesma base de esgoto sintético, descrita por Torres (1992), porém enriquecida com sulfato de sódio, obtiveram em média a concentração de ST próximo a 1.800 ± 270 e $1.650 \pm 400 \text{ mg L}^{-1}$. A aplicação de sulfato favoreceu o aumento da concentração de sólidos no efluente sintético.

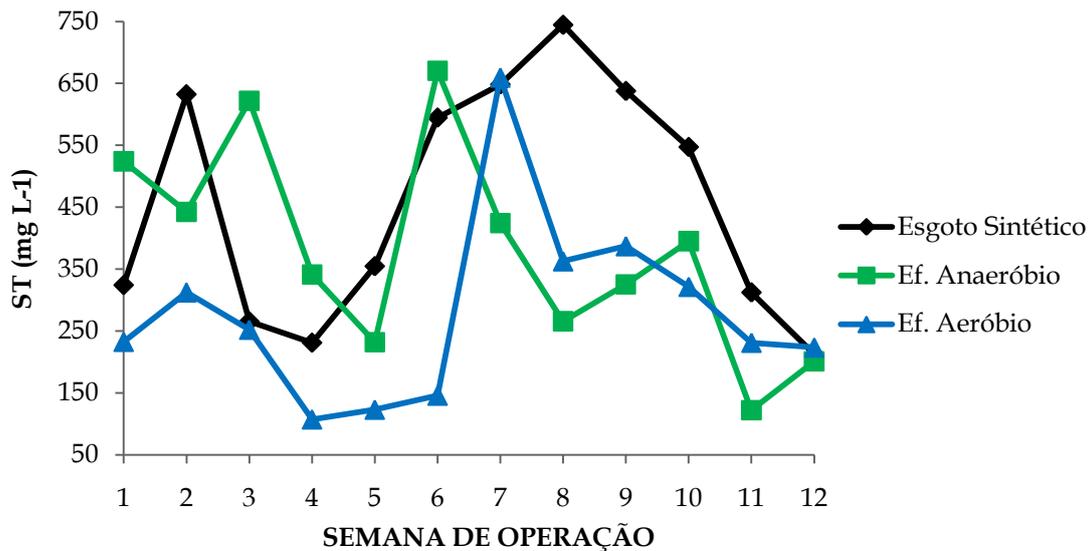


Figura 5.16 - Variação temporal da concentração de ST para a CCM durante a Fase I.

A eficiência na remoção de sólidos foi de 39 %. A Figura 5.17 apresenta os valores médios da concentração de SST durante a Fase I.

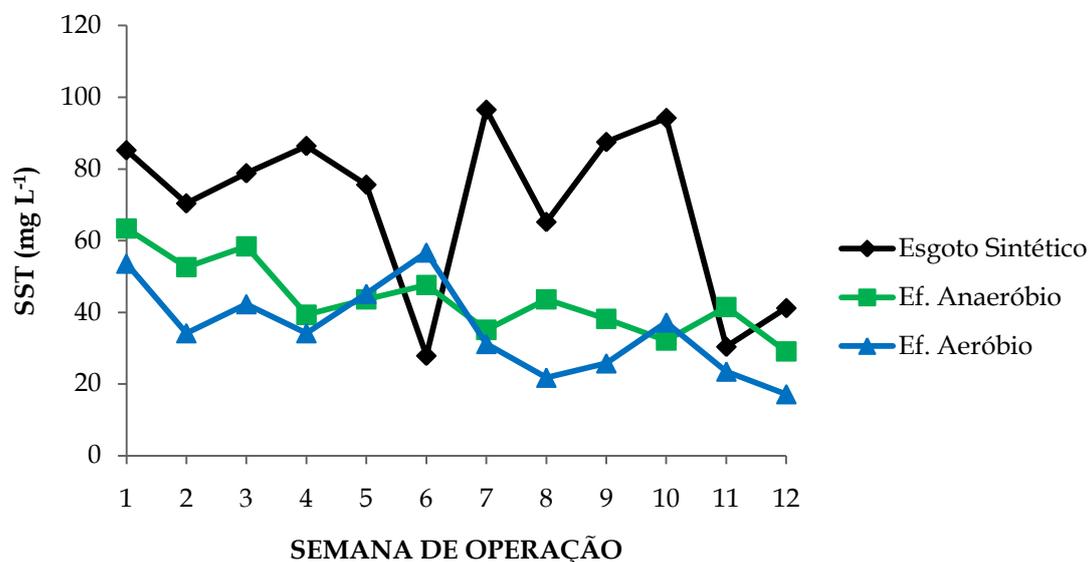


Figura 5.17 - Variação temporal da concentração de SST para a CCM durante a Fase I.

Como pode ser observado pela Figura 5.17 a retenção de sólidos tanto no sistema anaeróbio e aeróbio apresenta tendência de maior eficiência com o passar do tempo independente da concentração de entrada., com eficiência de remoção próxima a 50 %. A Figura 5.18 representa a variação dos sólidos suspensos voláteis durante a Fase I.

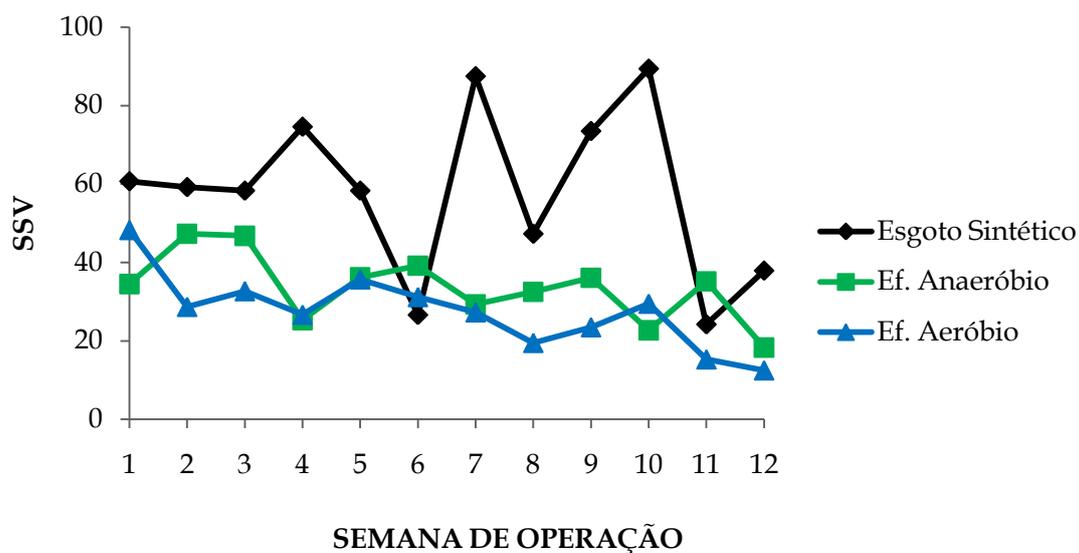


Figura 5.18 - Variação temporal da concentração de SSV para a CCM durante a Fase I.

Da mesma maneira que os SST e os SSV também apresentaram aumento da eficiência com ao longo das semanas. A eficiência na remoção de SSV foi de 53 %. a Tabela 5.1 mostra um resumo das condições monitoradas durante a Fase I.

Tabela 5.1 Principais características do esgoto sintético, efluente anaeróbio e aeróbio para a CCM operada durante a Fase I.

Variável	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
pH	$6,7 \pm 0,4$	$6,6 \pm 0,3$	$6,7 \pm 0,3$
Potencial Redox	-276 ± 164	-349 ± 84	-189 ± 101
DQO	487 ± 115	322 ± 138	226 ± 60
DQO filtrada	311 ± 48	223 ± 52	176 ± 60
AT	128 ± 35	145 ± 46	160 ± 53
AP	73 ± 9	55 ± 53	81 ± 44
AI	59 ± 21	89 ± 32	78 ± 17
AI/AP	$0,8 \pm 0,2$	$3,7 \pm 3,4$	$1,3 \pm 0,8$
AOV	334 ± 228	300 ± 200	225 ± 138
ST	458 ± 192	380 ± 167	280 ± 149
SST	69 ± 24	43 ± 10	35 ± 12
SSV	58 ± 21	33 ± 8	27 ± 9

5.2.1 Geração de energia elétrica

No início da operação da CCM o sistema de aquisição de dados não estava operante sendo as medições eram realizadas apenas de 1 a 3 leituras por dia, com uso de um multímetro digital marca SMART. Todavia com esse equipamento foi possível mensurar diferentes tensões no período conforme mostra a Figura 5.19. Nesse período foi possível observar tensão média de 76 mV em circuito aberto.

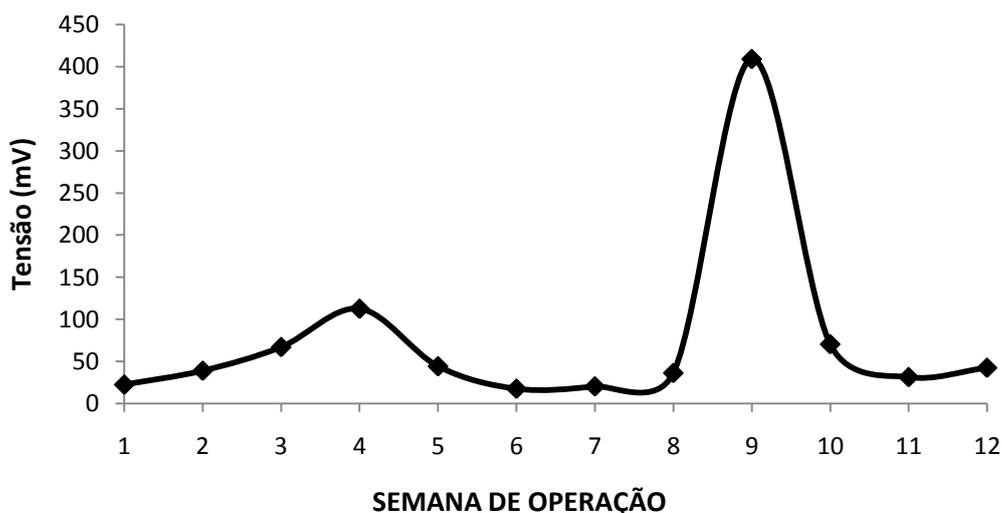


Figura 5.19 - Variação temporal da geração de energia elétrica para a CCM durante a Fase I.

Foram observados dois picos de geração 112,5 e 409 mV. O final da Fase I foi determinado quando a tensão não apresentava variação significativa no período de 10 dias, ficando entre 30 a 40 mV.

A Figura 5.20 apresenta a relação tensão (mV) gerada pela CCM em função da DQO consumida, diferentemente do reportado por Kumlanghan et. al (2007) e Kim et. al (2009), não foi possível estabelecer relação linear entre essas duas variáveis.

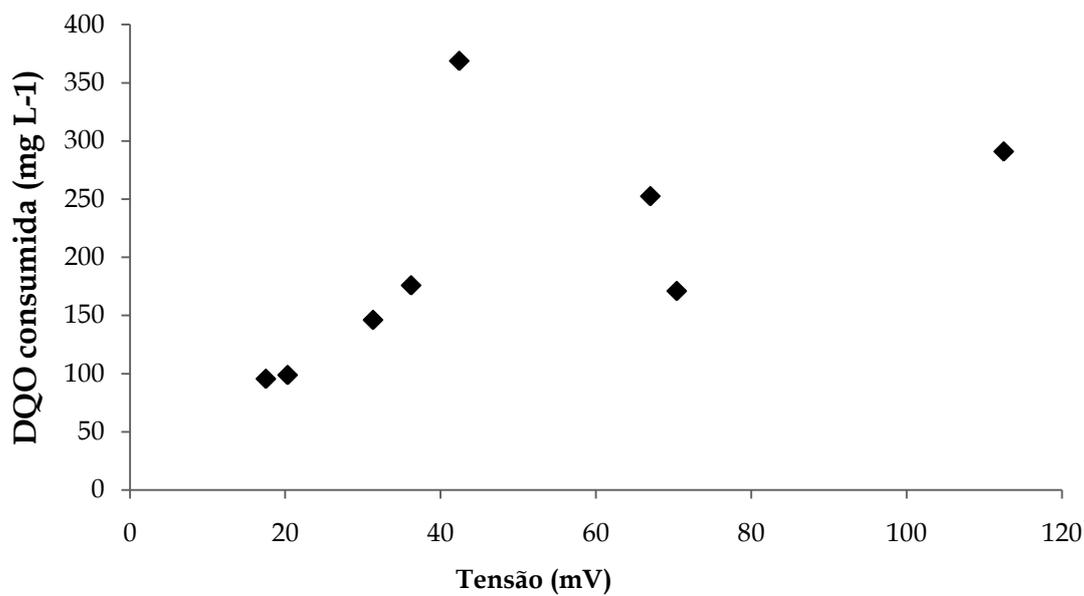


Figura 5.20 - Variação da tensão em função da DQO consumida para a Fase I.

Nessa fase a CCM estava sujeita a variação de temperatura ambiente. A temperatura média diária variou de 15 a 25 °C, abaixo da faixa de temperatura considerada ideal para processos biológicos. Moon et al. (2006) verificaram que o desempenho da CCM aumentava proporcionalmente com temperaturas variando de 24 à 35 °C e decaía para temperaturas superiores a 38 °C, sendo o melhor desempenho da CCM a 35 °C gerando potência de 0,56 W m⁻².

Foi verificada pequena variação da temperatura do substrato na entrada da CCM em relação a saída da câmara do anodo e do cátodo, podendo considerar que a temperatura ao longo do reator era praticamente constante com variação média de $\pm 0,7$ °C.

No entanto, como não havia monitoramento da variação da temperatura não é possível relacionar a variação da temperatura com o desempenho da CCM.

5.3 Avaliação do Desempenho do Reator na Fase II

Na segunda etapa da pesquisa o esgoto sanitário sintético foi substituído pelo esgoto sanitário (descrito em 4.3.2). A CCM foi operada durante 123 dias, com a mesma vazão operada na Fase I ($2,34 \text{ L h}^{-1}$).

A Figura 5.21 representa a variação do pH ao longo do tempo. Pode-se observar que durante a maior parte dessa fase do experimento, o pH no efluente foi maior que no afluente, o que confirma as afirmativas anteriores de o processo estar ocorrendo de forma estável. O valor médio do pH no afluente foi $6,7 \pm 0,5$, no efluente anaeróbio $6,7 \pm 0,6$ e no efluente aeróbio $6,9 \pm 0,6$.

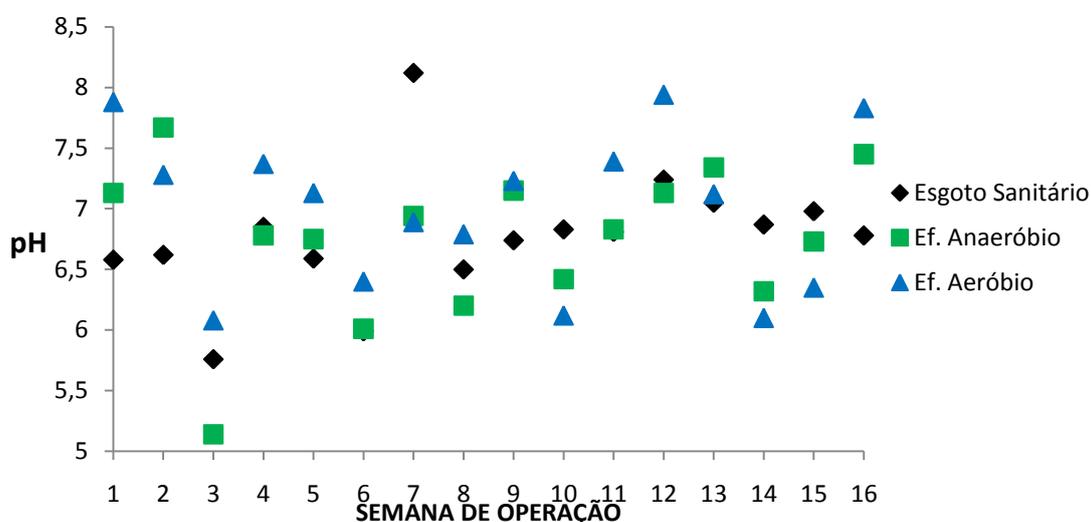


Figura 5.21 - Variação temporal do pH para a CCM operada durante a Fase II.

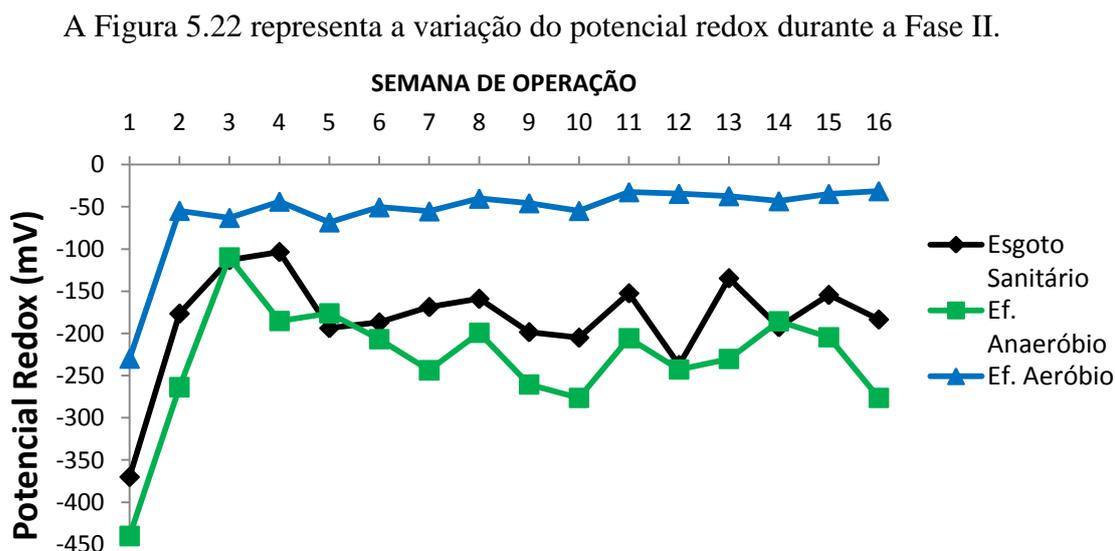


Figura 5.22 - Variação temporal do potencial redox da CCM operada durante a Fase II.

Nessa etapa foram concluídas as instalações do sistema de termostatização com a qual foi possível operar a CCM a uma temperatura de $35 \pm 0,7^\circ\text{C}$, minimizando a interferência da variação da temperatura. A Figura 5.23 representa a variação da matéria orgânica medida como DQO para a CCM. A DQO afluente apresentou valor médio de $630 \pm 200 \text{ mg L}^{-1}$, o efluente anaeróbio $470 \pm 213 \text{ mg L}^{-1}$ e o efluente aeróbio $263 \pm 190 \text{ mg L}^{-1}$. A Figura 5.24 representa a variação da DQO filtrada apresentando valor médio de $365 \pm 167 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $305 \pm 196 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente anaeróbio e $197 \pm 171 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente aeróbio.

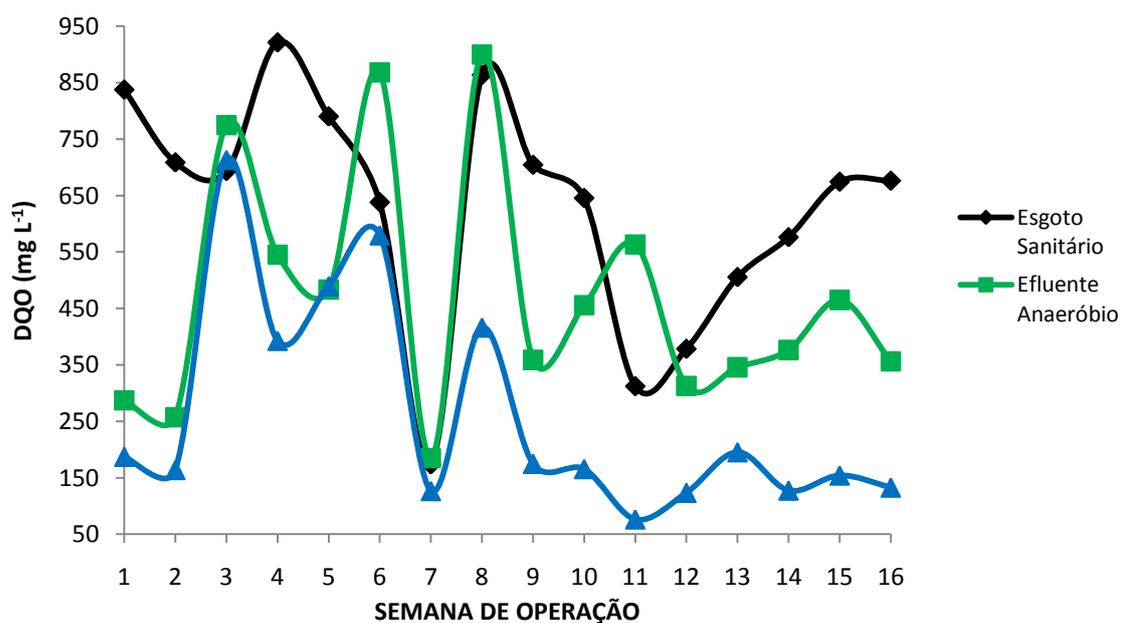


Figura 5.23 - Variação temporal da DQO para a CCM operada durante a Fase II.

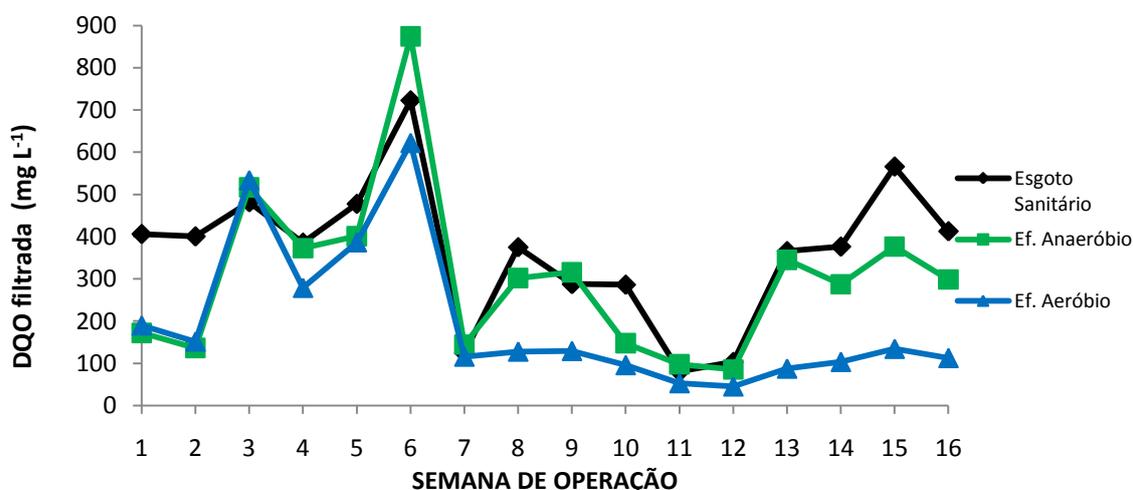


Figura 5.24 - Variação temporal da DQO filtrada para a CCM operada durante a Fase II.

A Figura 5.25 representa as eficiências de remoção de DQO para afluente não filtrado e efluentes (anaeróbio e aeróbio) filtrados. As eficiências são calculadas para o sistema anaeróbio, aeróbio e de todo da CCM.

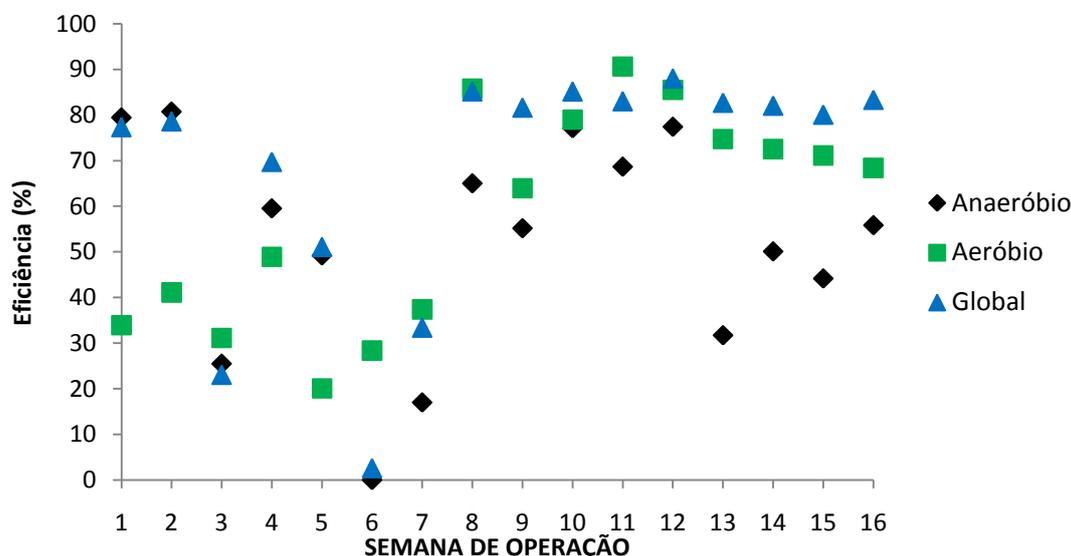


Figura 5.25 - Eficiências de remoção de DQO ao longo do tempo para a CCM operada durante a Fase II.

Pode-se observar na Figura 5.25, que as eficiências observadas para a CCM durante a Fase II são maiores que na Fase I, com exceção das primeiras semanas por constituírem a fase de adaptação da biomassa e entre a quinta e sexta semana nos quais a qualidade do esgoto sanitário estava a quem do esperado devido a despejos tóxicos.

Na Figura 5.26 é representada a relação entre a carga orgânica consumida e aplicada pela carga orgânica aplicada à CCM durante a Fase II de operação. O valor médio da carga orgânica aplicada a CCM foi de $1,3 \pm 0,4 \text{ kg DQO m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ enquanto a carga orgânica removida foi $0,8 \pm 0,4 \text{ kg DQO m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$. A Figura 5.27 relaciona a carga orgânica aplicada com a consumida na Fase II de operação. O coeficiente de correlação (R^2) para ajuste linear apresentou valor de 0,44 e a equação da reta é apresentada na equação 8.

$$CO_{\text{consumida}} = 0,6879 * CO_{\text{aplicada}} \quad (8)$$

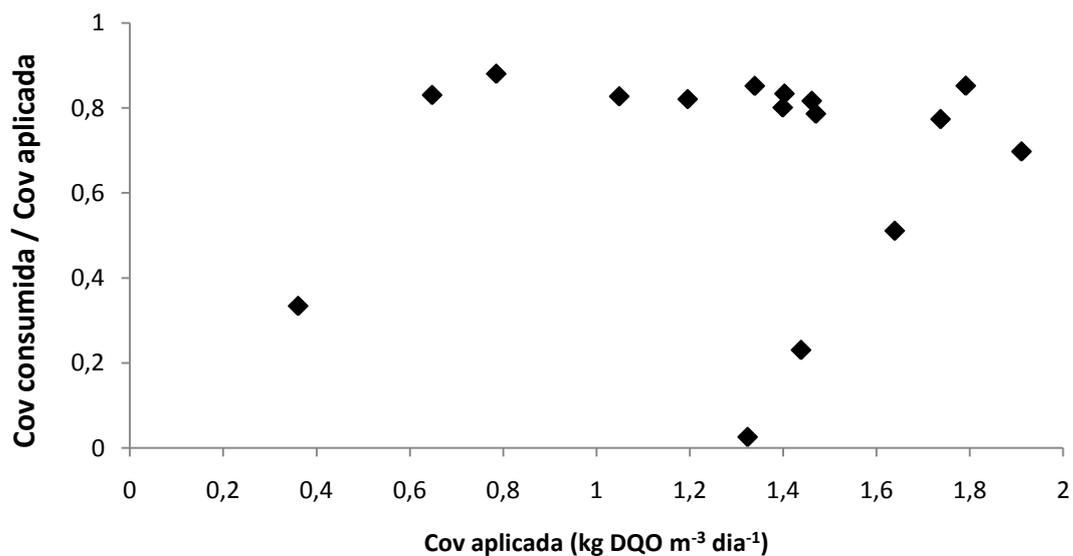


Figura 5.26 - Relação entre carga orgânica consumida/ carga orgânica aplicada e carga orgânica aplicada a CCM operada durante a Fase II.

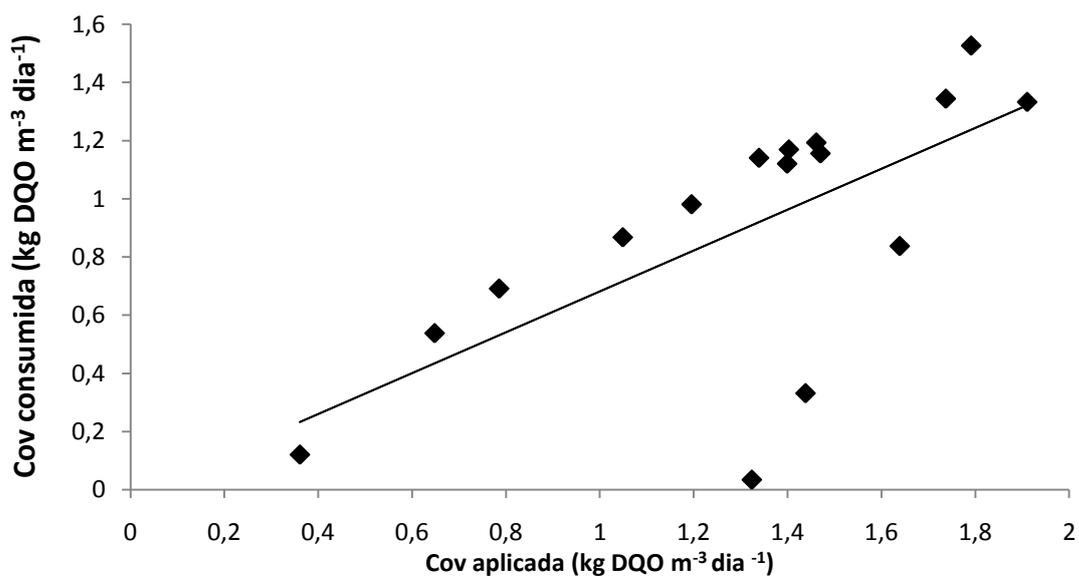


Figura 5.27 - Relação entre a carga orgânica aplicada e consumida para a CCM operada durante a Fase II.

Nas Figuras 5.28 e 5.29 estão representados valores de SST e SSV para a Fase II respectivamente.

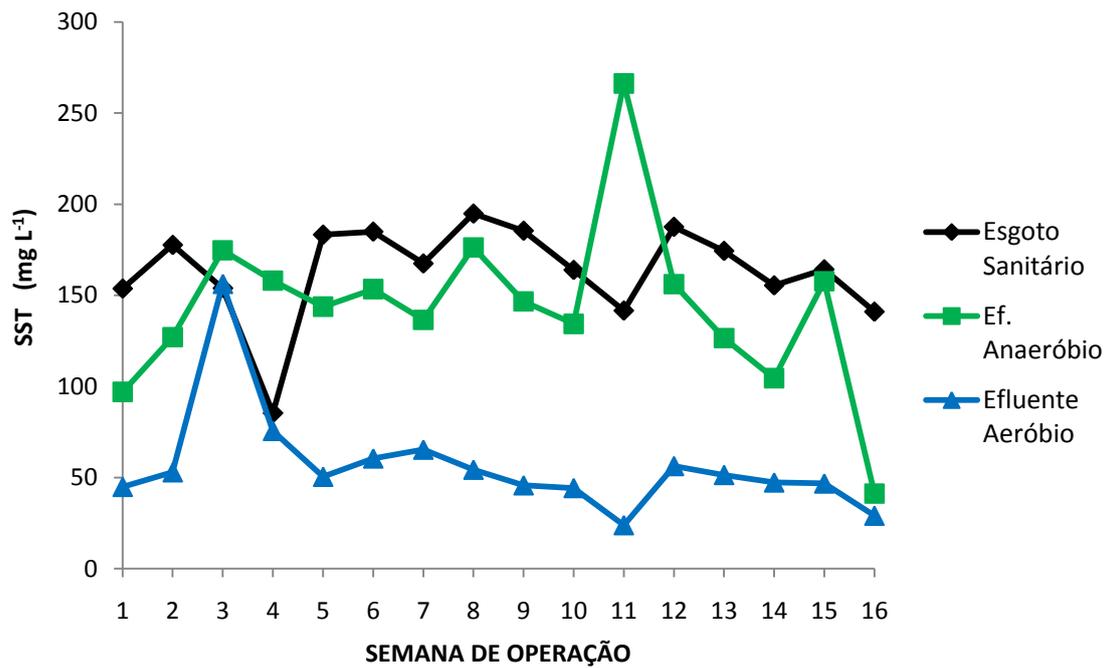


Figura 5.28 - Variação temporal da concentração de SST para a CCM durante a Fase II.

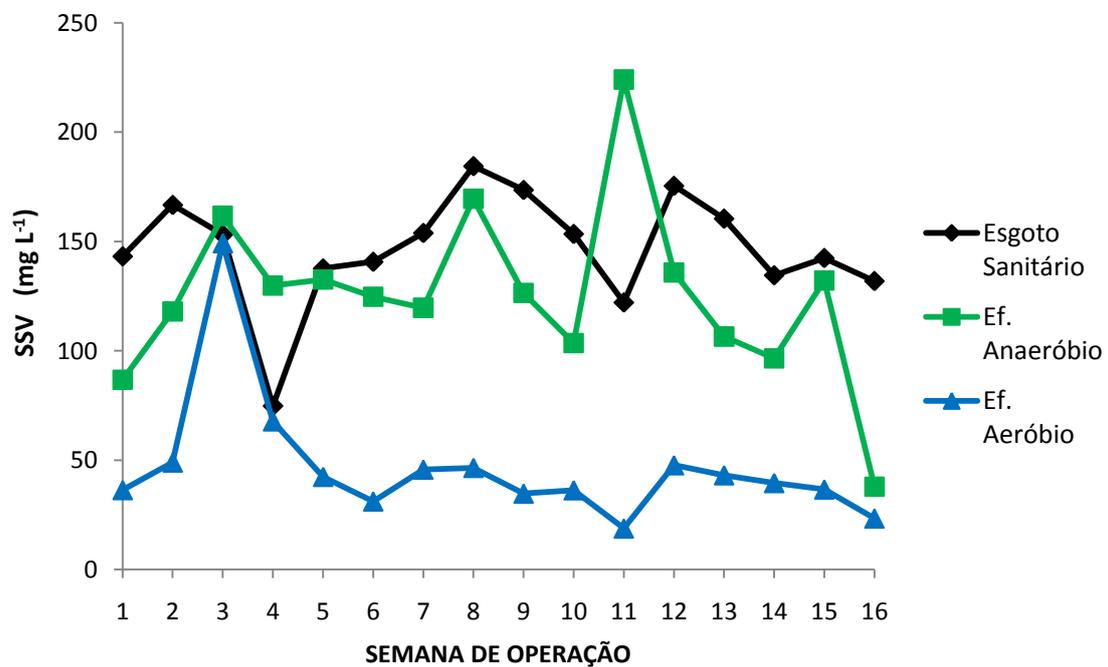


Figura 5.29 - Variação temporal da concentração de SSV para a CCM durante a Fase II.

Pode-se observar a semelhança entre o comportamento dos SST e dos SSV. A média de SST do esgoto sanitário foi $144 \pm 46 \text{ mg L}^{-1}$, efluente anaeróbio $56 \pm 29 \text{ mg L}^{-1}$

¹ e efluente aeróbio $16 \pm 12 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que para os SSV a média foi $146 \pm 25 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $125 \pm 40 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente anaeróbio e $47 \pm 30 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente aeróbio.

A Figura 5.30 representa a variação da AT para a CCM. Com média de $175 \pm 57 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $196 \pm 73 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente anaeróbio, e $180 \pm 74 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente aeróbio. Na Figura 5.31 está representada a variação da AP com média de $97 \pm 38 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $130 \pm 56 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente anaeróbio, e $130 \pm 760 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente aeróbio.

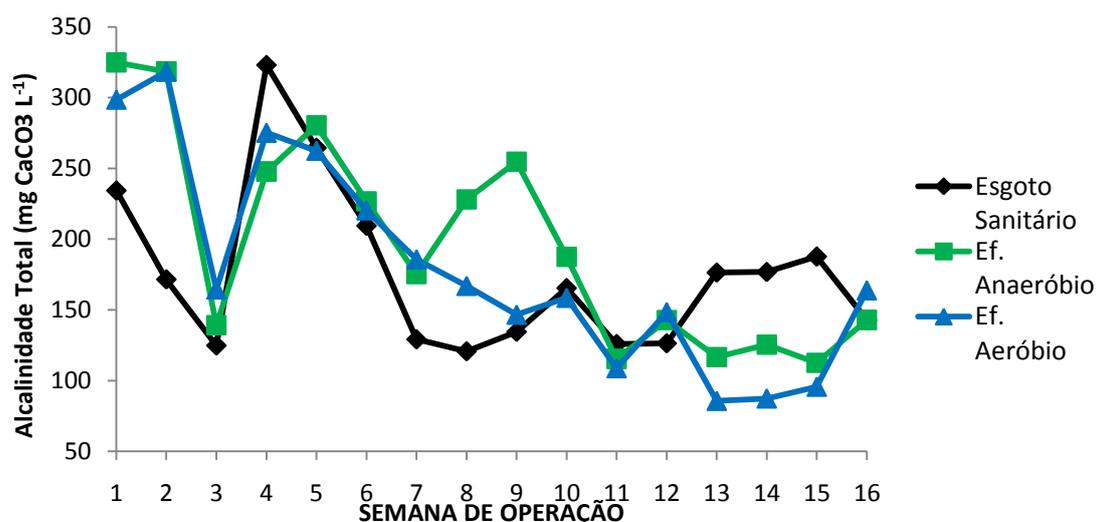


Figura 5.30 - Variação temporal da alcalinidade total para a CCM operada durante a Fase II.

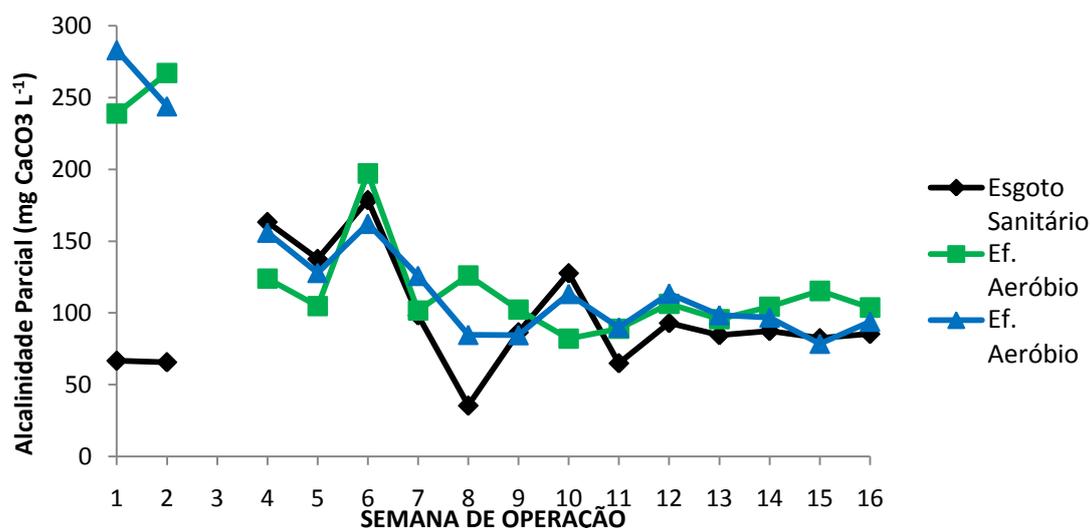


Figura 5.31 - Variação temporal da alcalinidade parcial para a CCM operada durante a Fase II.

Durante a terceira semana de operação não foi possível calcular o valor de alcalinidade parcial e intermediária devido ao pH do esgoto sanitário e do efluente anaeróbio estar abaixo de 5,75. A Figura 3.32 representa a variação da AI.

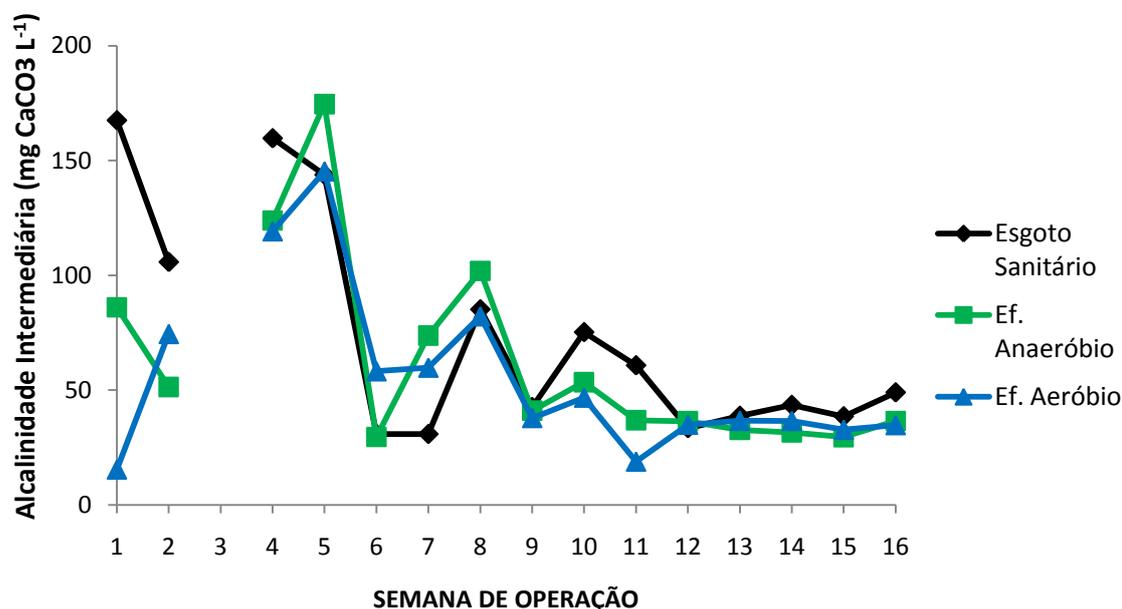


Figura 5.32 - Variação temporal da alcalinidade intermediária para a CCM operada durante a Fase II.

Conforme visualizado na Figura 5.33 depois da sétima semana a relação AI/AP se estabilizou próxima a 0,3 sendo uma condição de equilíbrio para os reatores anaeróbio.

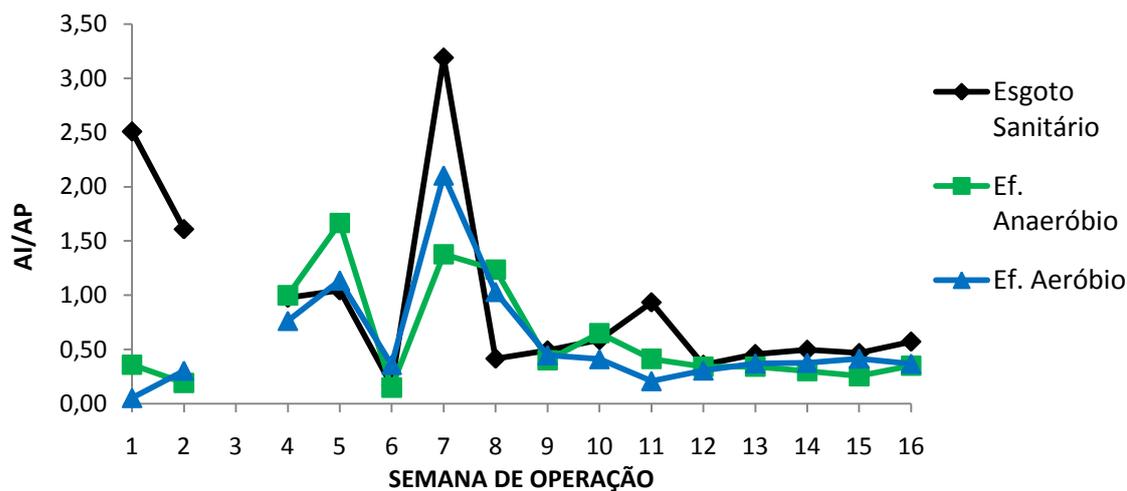


Figura 5.33 - Variação temporal da relação AI/AP para a CCM operada durante a Fase II.

A Figura 5.34 representa a variação da concentração de fósforo total. A remoção ficou em aproximadamente 8 %

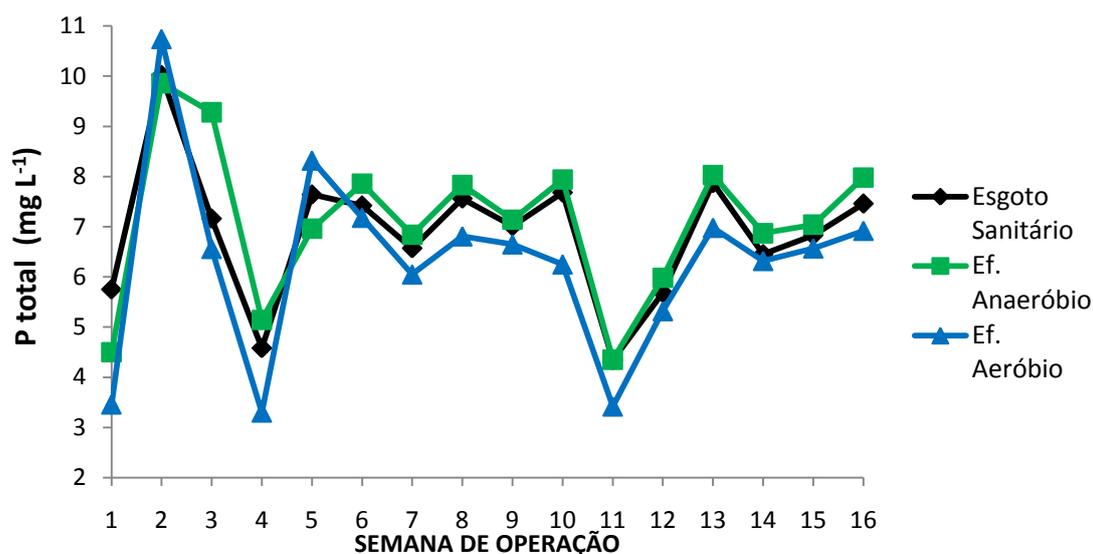


Figura 5.34 - Variação temporal da concentração de fósforo total para a CCM operada durante a Fase II.

A remoção de fósforo inorgânico foi mais expressiva chegando em média a 20%, (Figura 3.35).

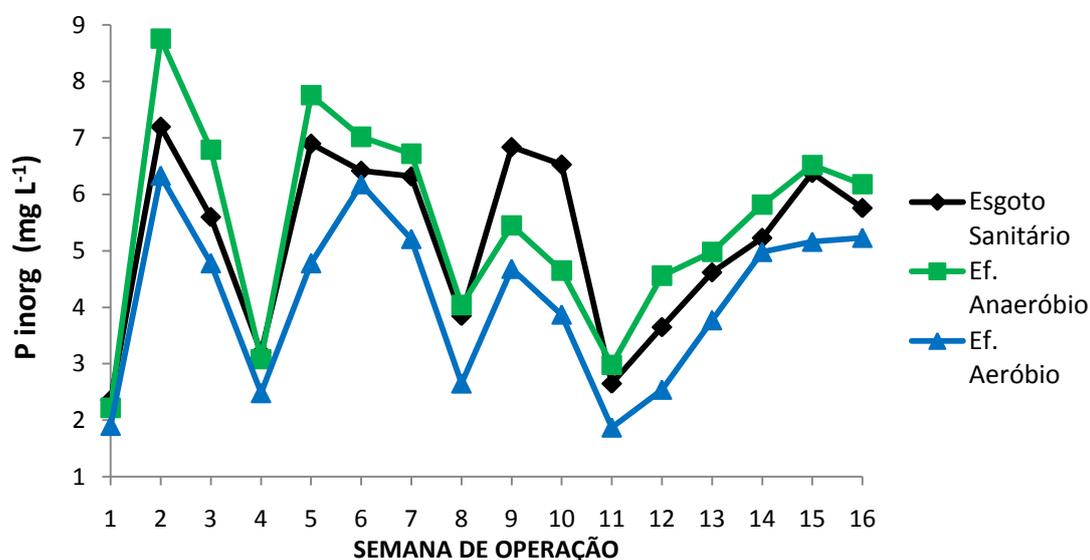


Figura 5.35 - Variação temporal da concentração de fósforo inorgânico para a CCM operada durante a Fase II.

Na Figura 5.36 está representada a variação da concentração de nitrogênio amoniacal para a CCM, com média de $57 \pm 8,6 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $50 \pm 11 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente anaeróbio e $41 \pm 13 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente aeróbio.

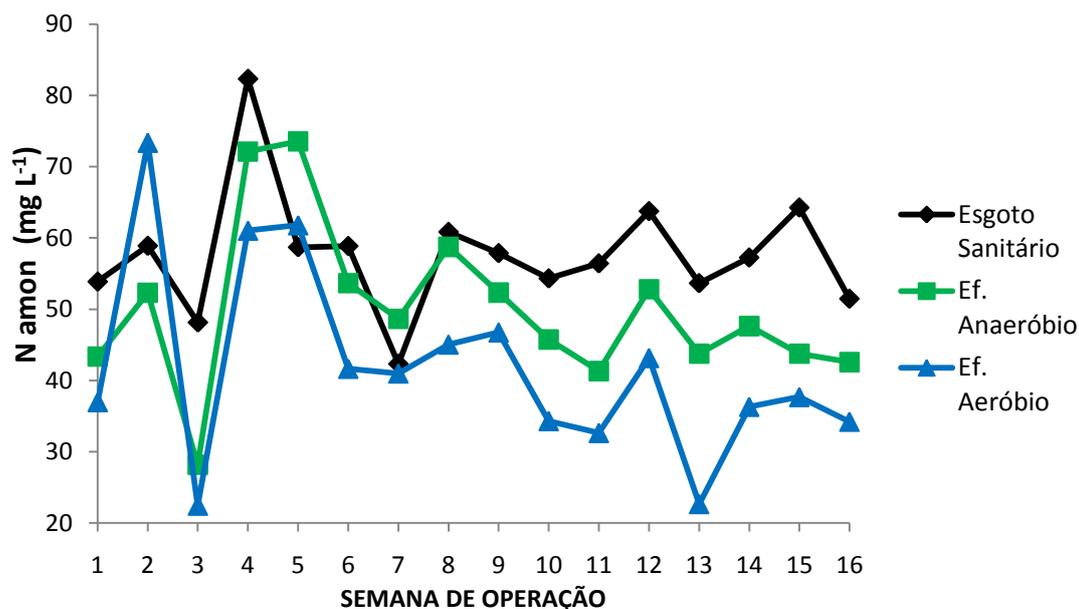


Figura 5.36 - Variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal para a CCM operada durante a Fase II.

Na Figura 5.37 está representada a variação da concentração de nitrogênio Kjeldahl para a CCM, com média fica em $70 \pm 16 \text{ mg L}^{-1}$ para o esgoto sanitário, $61 \pm 19 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente anaeróbico e $51 \pm 19 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente aeróbico. A eficiência de remoção tanto para o nitrogênio amoniacal e total ficou próxima a 30 %, abaixo do obtido por Oliveira Netto (2007), – 60 % de remoção na condição sem recirculação entre a fase aeróbia e anaeróbia e 90 % de remoção quando existia recirculação entre as fases. É evidente que com o reator operação sem recirculação de fase aeróbia para a anaeróbia a remoção de nitrogênio seria baixa e, portanto, esses resultados sugerem que a remoção de nitrogênio ocorreu por assimilação biológica na CCM.

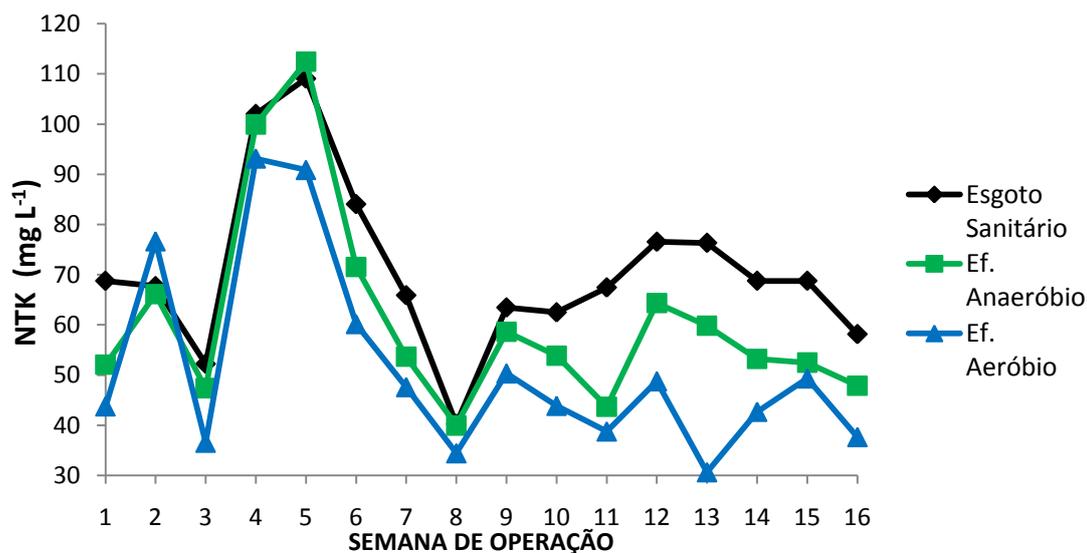


Figura 5.37 - Variação temporal da concentração de nitrogênio Kjeldahl para a CCM operada durante a Fase II.

A Tabela 5.2 apresenta um resumo das variáveis monitoradas durante a Fase II,

Tabela 5.2 - Principais características do esgoto sintético, efluente anaeróbio e aeróbio para a CCM operada durante a Fase II.

Variável	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
pH	6,8 ± 0,5	6,7 ± 0,6	7,0 ± 0,6
Potencial Redox (mV)	-183,1 ± 60	-231,7 ± 70	-57,4 ± 47
DQO (mg L ⁻¹)	631 ± 203	471 ± 213	263 ± 191
DQO filtrada (mg L ⁻¹)	365 ± 167	304 ± 196	197 ± 171
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	175 ± 57	196 ± 73	180 ± 74
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	97 ± 38	130 ± 56	130 ± 60
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	73 ± 48	62 ± 42	55 ± 36
AI/AP	1 ± 0,9	0,6 ± 0,5	0,6 ± 0,5
AOV (mg HAC L ⁻¹)	121 ± 39	233 ± 120	118 ± 40
ST (mg L ⁻¹)	533 ± 182	440 ± 194	259 ± 181
SST (mg L ⁻¹)	163 ± 26	143 ± 46	56 ± 29
SSV (mg L ⁻¹)	146 ± 25	125 ± 40	46 ± 30
P total (mg L ⁻¹)	6,9 ± 1,4	7,1 ± 1,5	6,3 ± 1,9
P inorg (mg L ⁻¹)	5,2 ± 1,6	5,5 ± 1,8	4,2 ± 1,5
N amon	57 ± 8	50 ± 11	41 ± 13
NTK	70 ± 16	61 ± 19	51 ± 19

5.3.1 Geração de energia elétrica

Durante a Fase II a potência da CCM foi verificada pelas curvas de polarização s quais são representados nas Figuras 5.38 a 5.46.

A potência máxima da CCM variou de 10 mW m^{-2} a 150 mW m^{-2} sendo a média de 40 mW m^{-2} . Os valores obtidos por Aldrovandi et al. (2009) estão próximos porém, apresentaram maior estabilidade, enquanto que o resultados de Jang et al. (2004), que trabalharam em condições semelhantes, porém empregando esgoto sintético, a potência é bem inferior e foi de $1,3 \text{ mW m}^{-2}$ Ghangrekar & Shinde (2007) obtiveram valores superiores para a potência da CCM variando de 10,9, 8,6 e $7,4 \text{ mW/ m}^{-2}$ conforme alteravam a distância dos eletrodos de 20, 24 e 28 cm. Mohan et al. (2008) obtiveram uma variação na potência de 7 a 8 mW m^{-2} alterando a carga orgânica e o pH.

Ao avaliar o comportamento da potência em função da distância dos eletrodos os resultados sugerem que a transferência de massa entre os dois eletrodos é um fator limitante, principalmente a transferência de prótons do anodo para o catodo. Portanto, os eletrodos devem ser colocados o mais próximo possível com o intuito de aumentar a produção de energia elétrica. No entanto, a difusão do oxigênio para a o anodo também deve ser considerada, para que não ocorra o consumo dos elétrons para redução do oxigênio originado no catodo.

Ao comparar o resultados obtidos por Lu et. al (2009) e Min et al. (2005) – potência foi de $239,4 \text{ mW m}^{-2}$ e 261 mW m^{-2} , respectivamente – É possível observar a influência da MTP no incremento da potência para a CCM. No entanto segundo os próprios autores o uso da MTP inviabiliza técnica e financeiramente a CCM. A potência foi calculada em função das diferentes resistências externas aplicadas as Figuras 5.47 a 5.55 representam a relação entre a potência, resistência externa e tensão para diferentes dias de operação da CCM.

A Figura 5.56 representa o resumo dos dados de geração de energia elétrica pela CCM durante a Fase II. O valor médio de geração foi 52,1 mV e a máxima produção de energia elétrica foi 325 mV. Como observado durante a Fase I houveram picos de geração de energia elétrica porem com maior intensidade. Essa faixa de valores é semelhante a encontrada por Mohan et al. (2008).

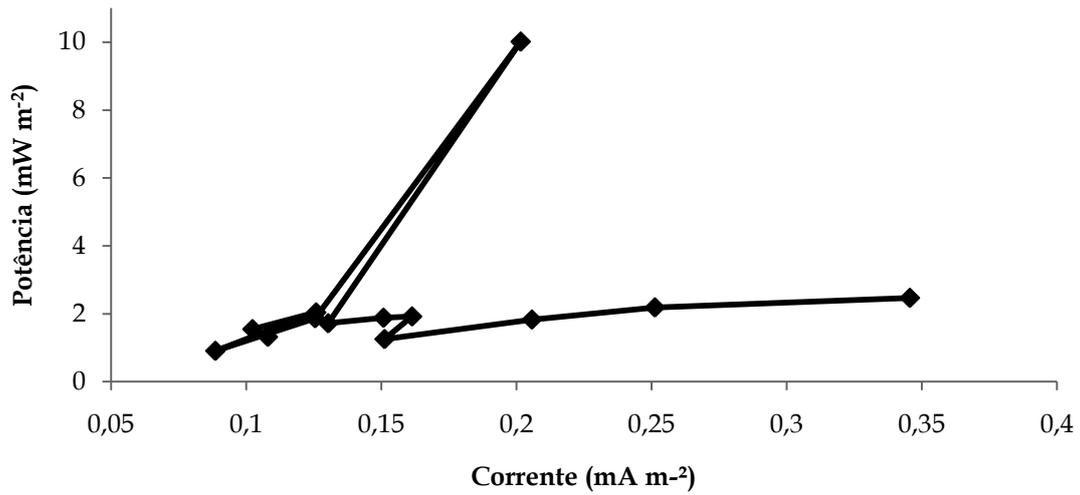


Figura 5.38 - Curva de Polarização no 152º dias de operação.

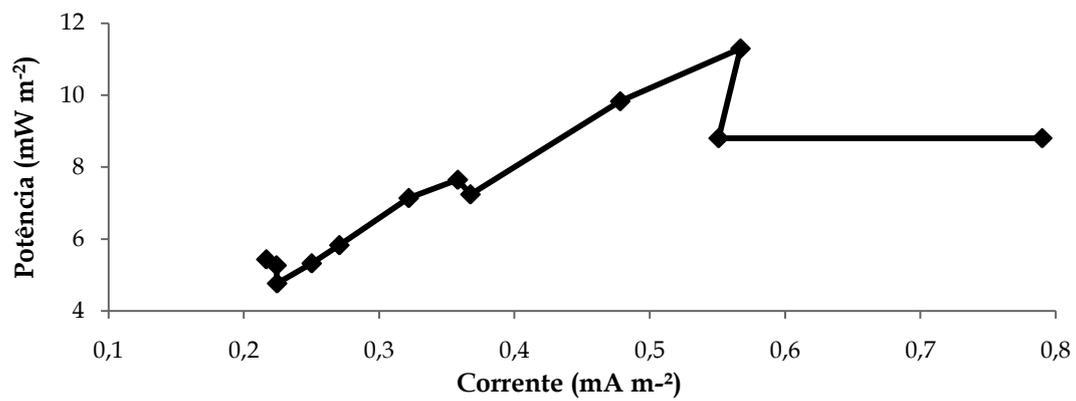


Figura 5.39 - Curva de Polarização no 160º dias de operação.

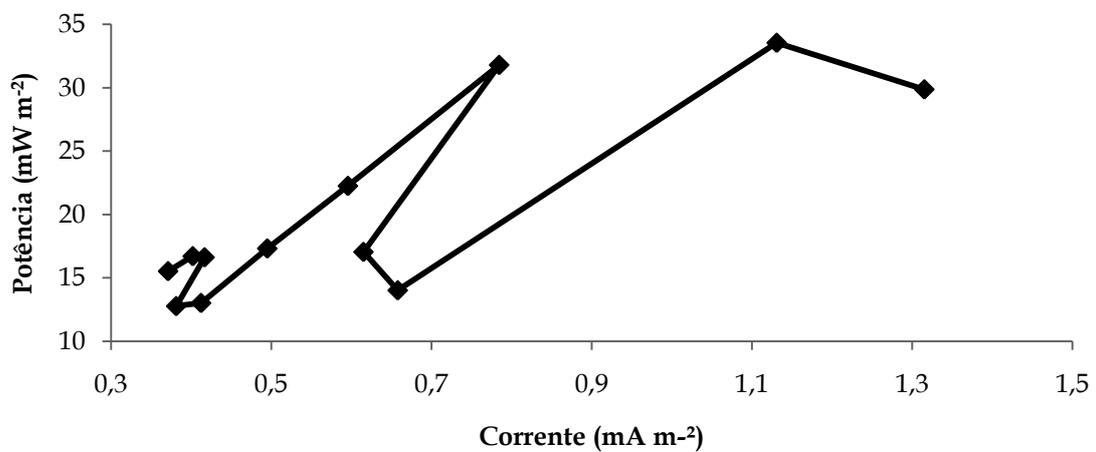


Figura 5.40 - Curva de Polarização no 166º dias de operação.

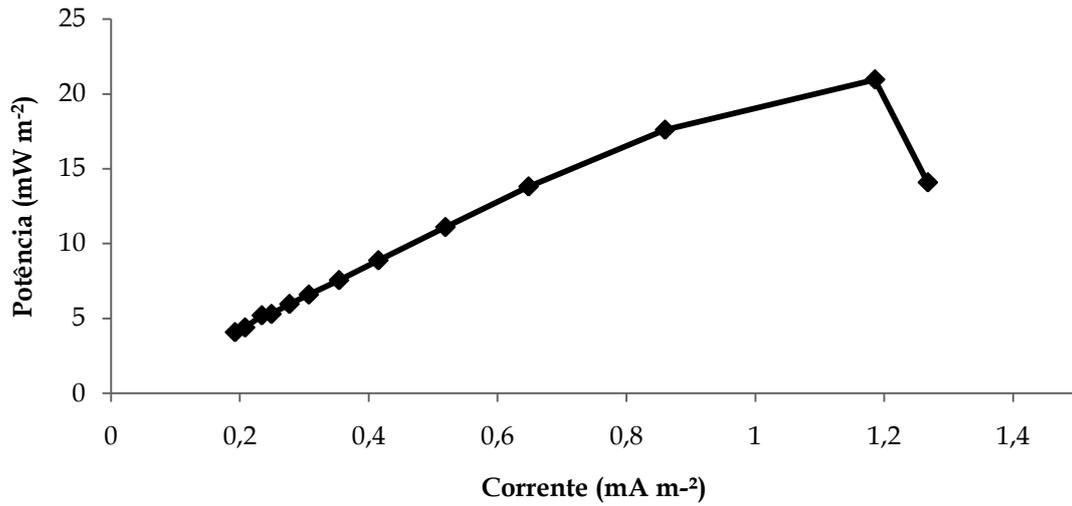


Figura 5.41 - Curva de Polarização no 170º dias de operação.

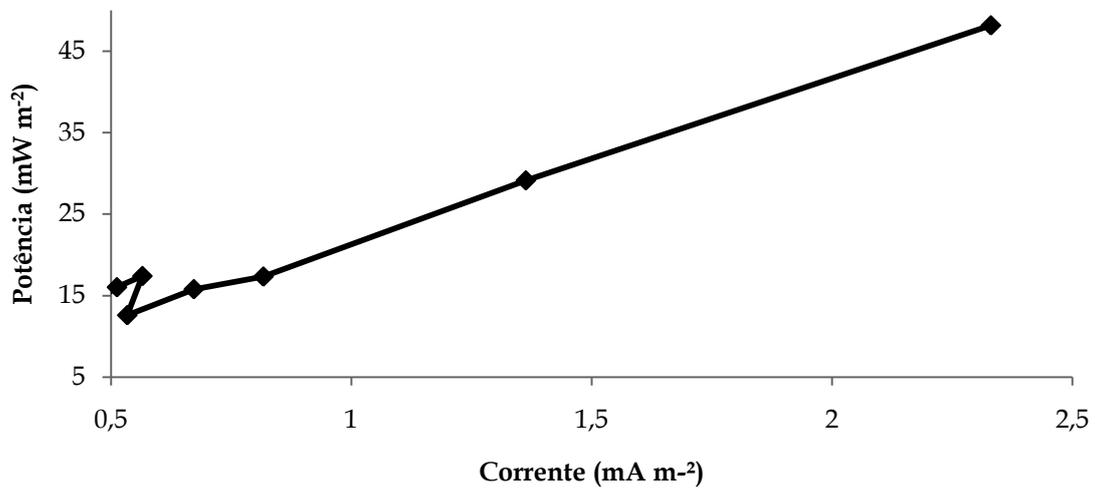


Figura 5.42 - Curva de Polarização no 186º dias de operação.

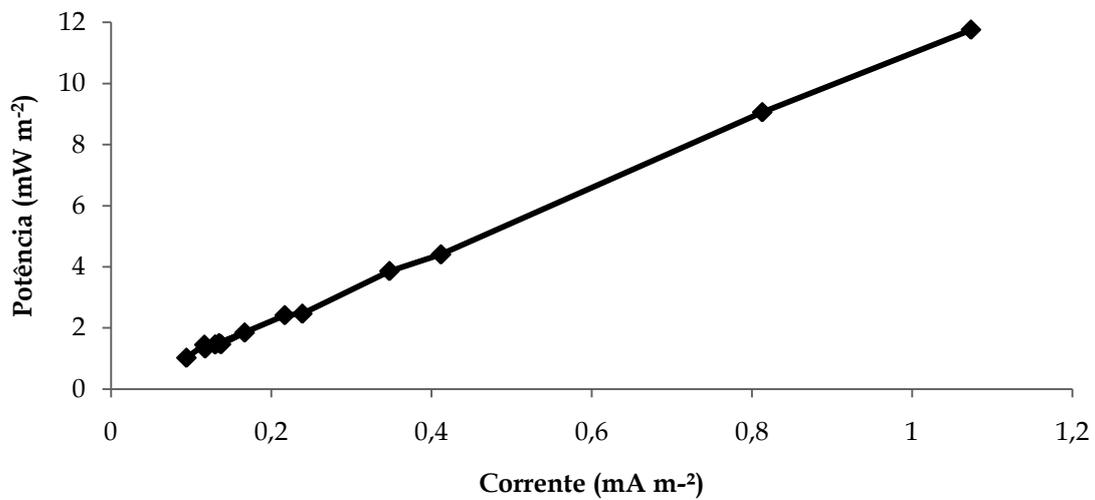


Figura 5.43 - Curva de Polarização no 193º dias de operação.

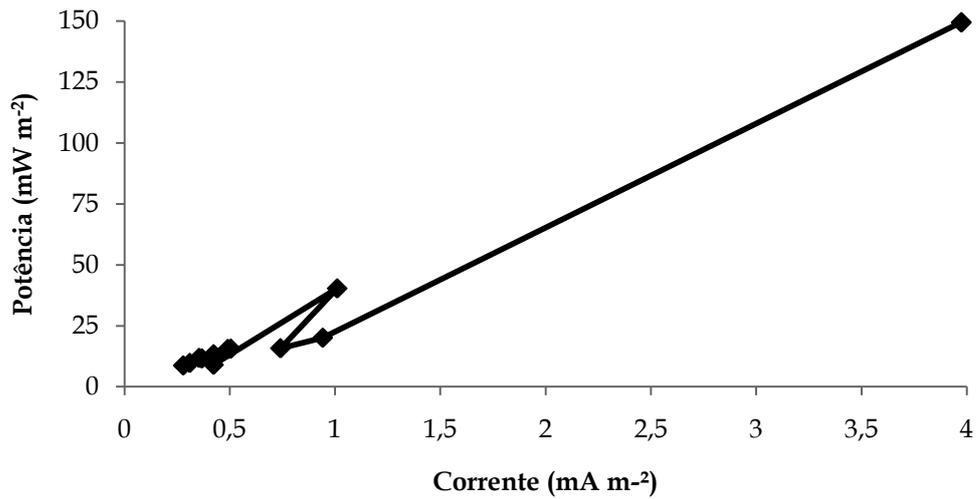


Figura 5.44 - Curva de Polarização no 204º dias de operação.

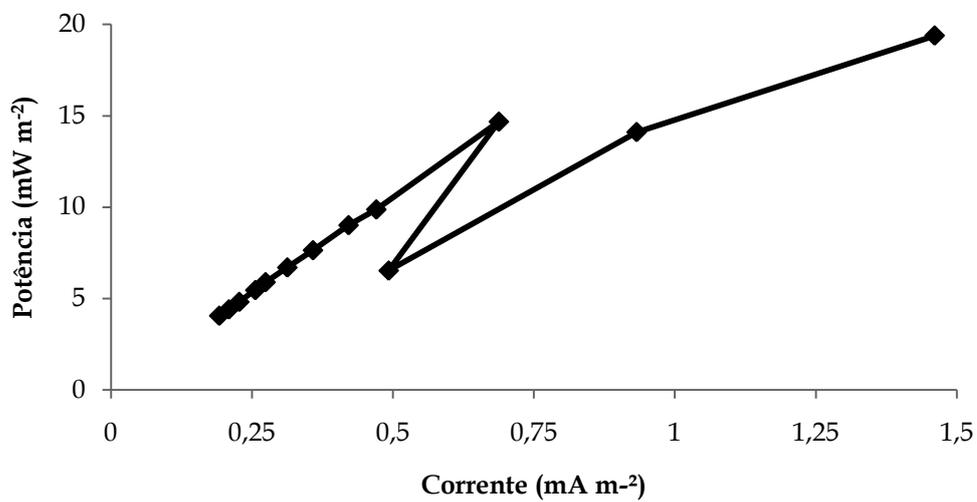


Figura 5.45 - Curva de Polarização no 214º dias de operação.

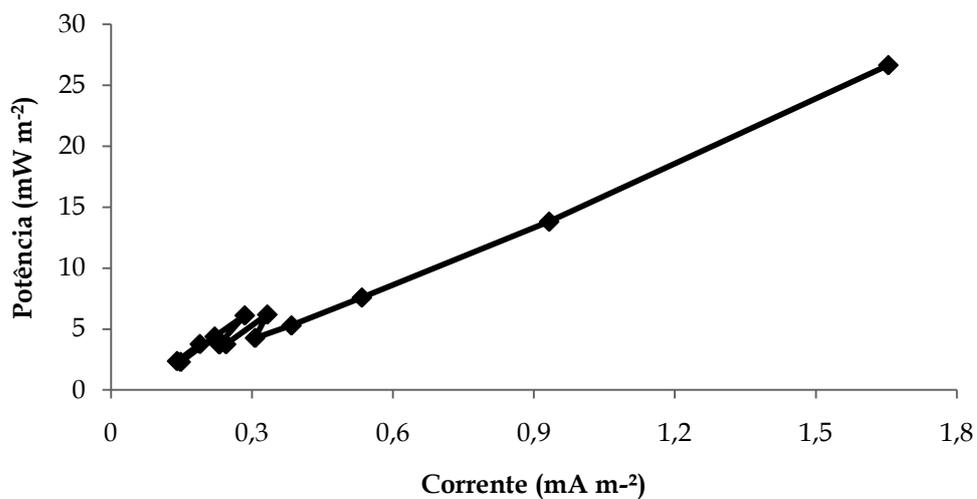


Figura 5.46 - Curva de Polarização no 221º dias de operação.

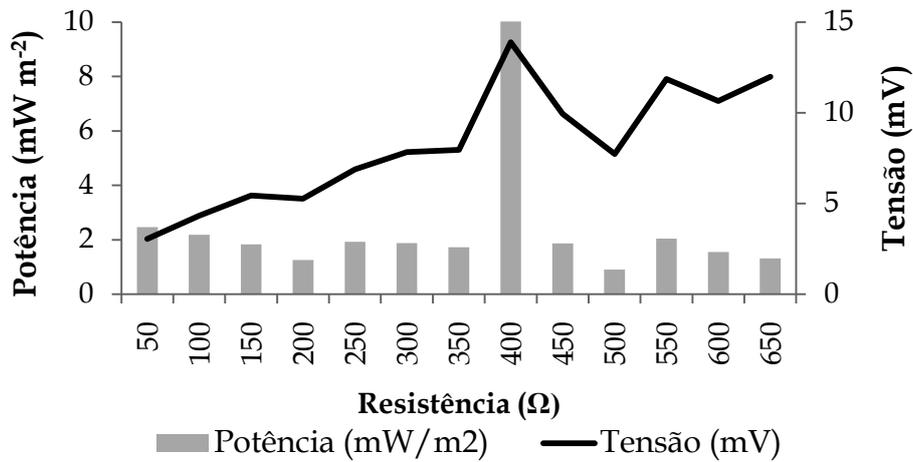


Figura 5.47 – Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 152º dias de operação.

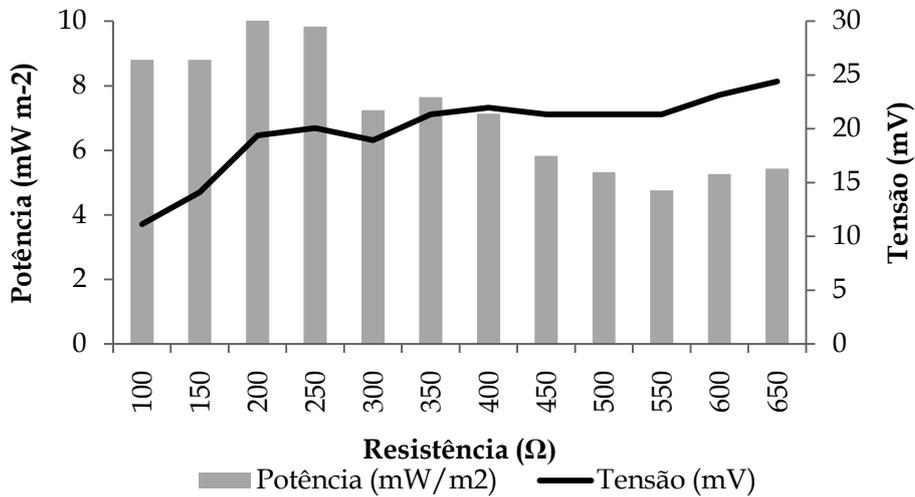


Figura 5.48 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 160º dias de operação.

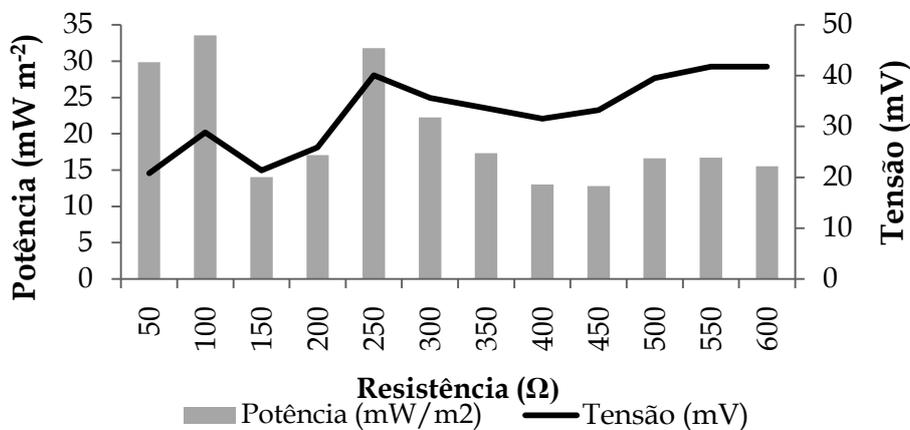


Figura 5.49 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 166º dias de operação.

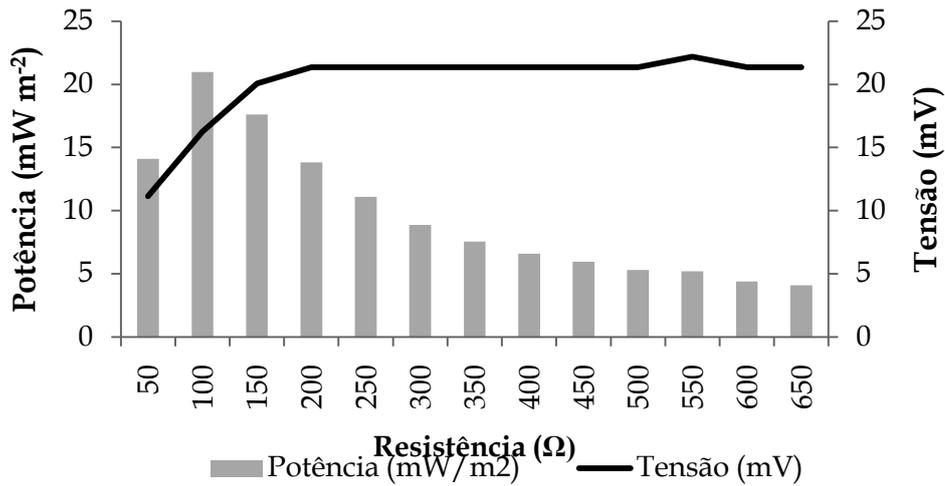


Figura 5.50 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 170º dias de operação.

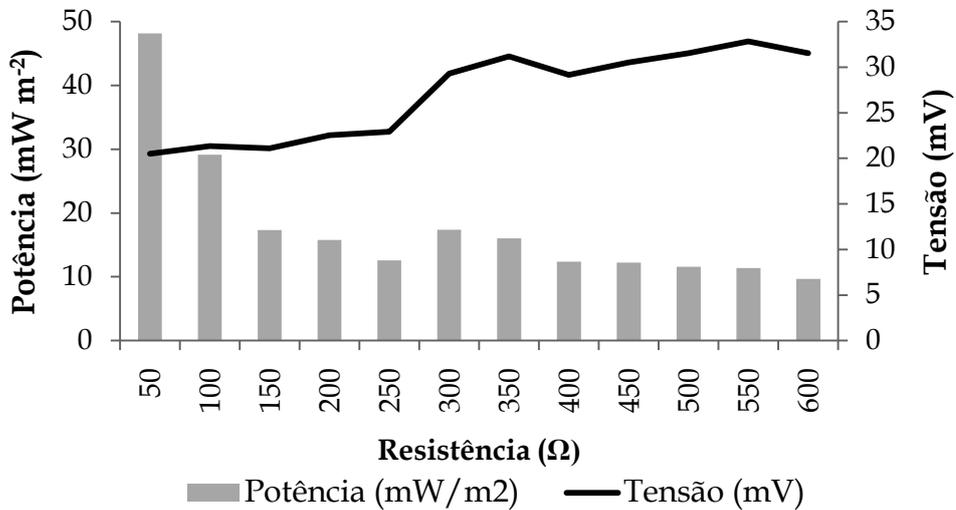


Figura 5.51 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 186º dias de operação.

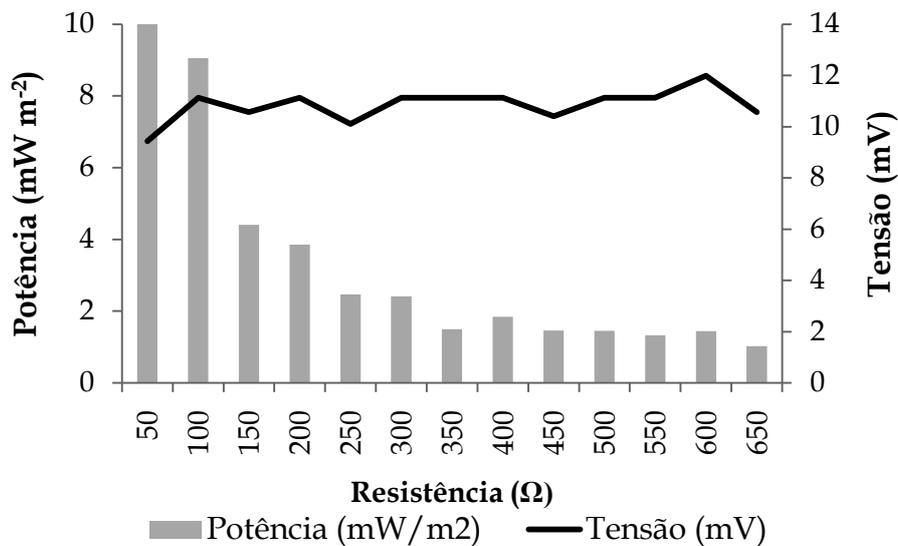


Figura 5.52 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 193º dias de operação.

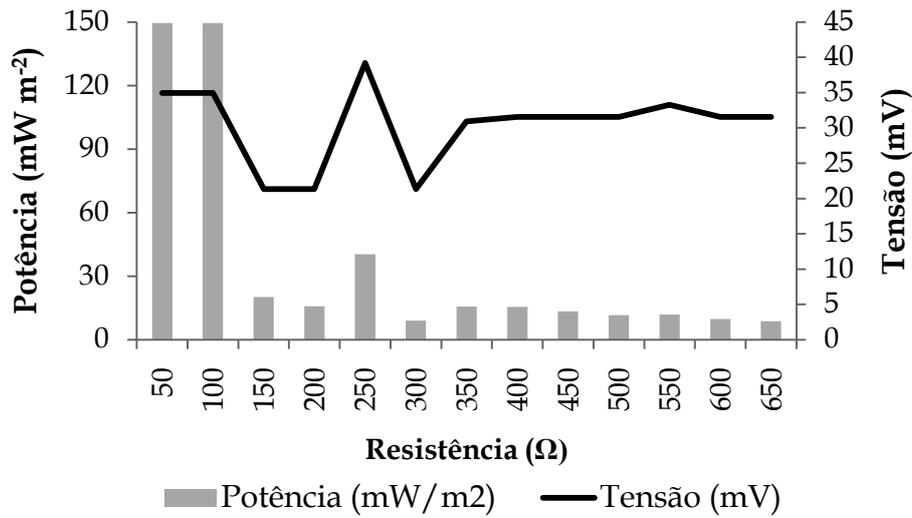


Figura 5.53 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 204º dias de operação.

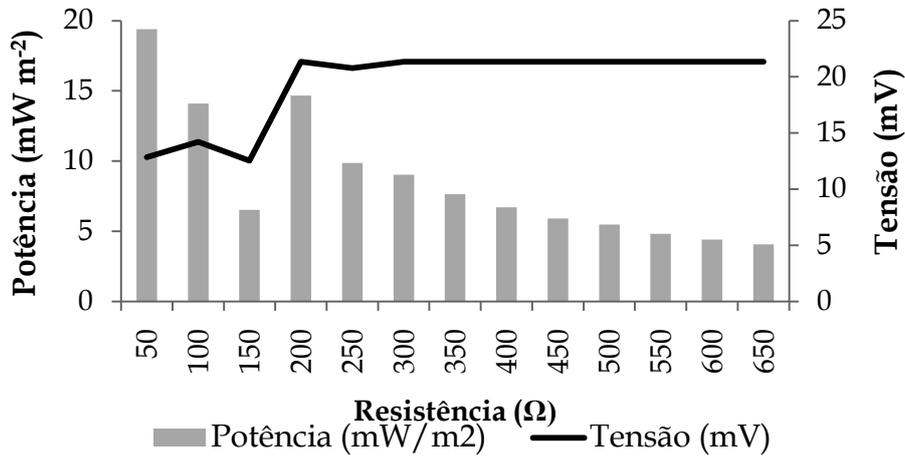


Figura 5.54 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 214º dias de operação.

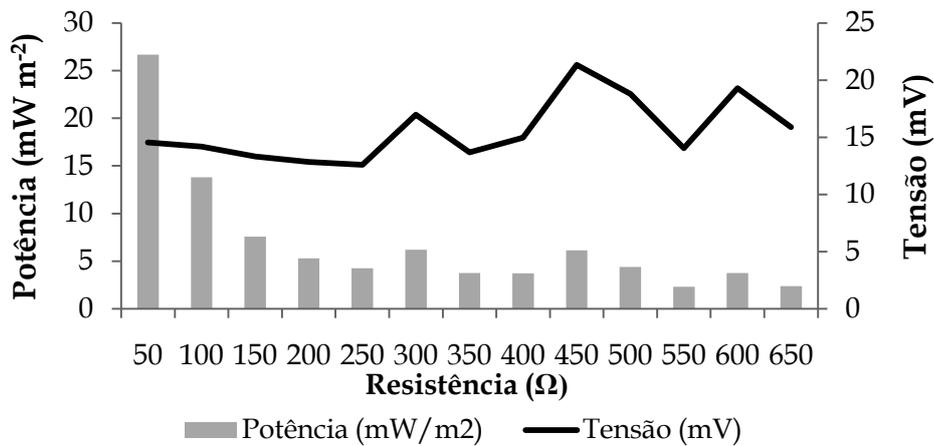


Figura 5.55 - Variação da potência e tensão em função da resistência externa no 221º dias de operação.

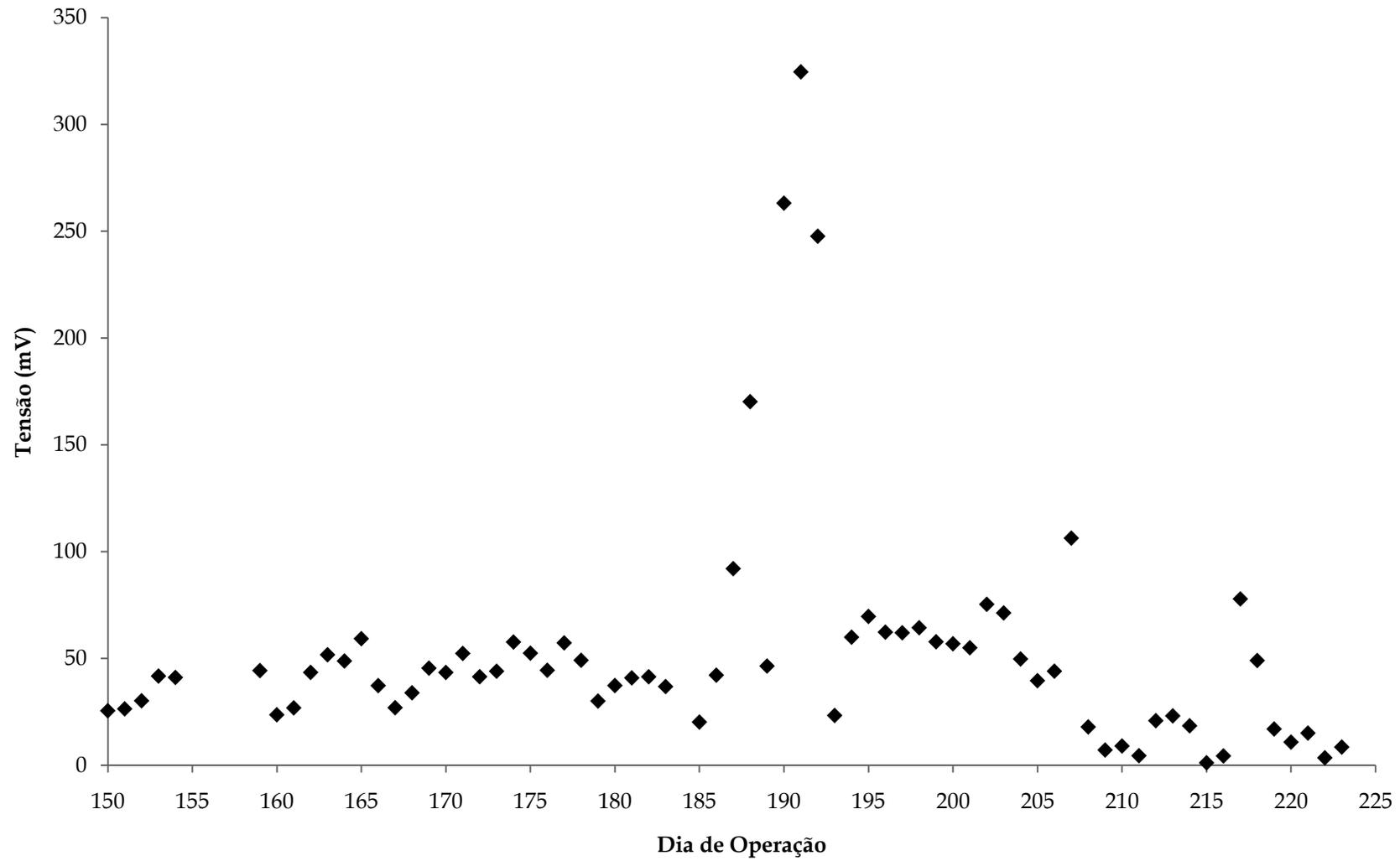


Figura 5.56 - Variação na geração de energia elétrica na CCM durante a Fase II.

A variação da potência em função da resistência aplicada não seguiu um padrão de distribuição. Com a resistência de 50 Ω foram obtidas potências máximas de 11 – 150 mW m^{-2} , semelhante quando a resistência ficou em 100 Ω – 20 a 150 mW m^{-2} . O aumento da resistência em alguns casos não refletiu em queda da potência e sim em aumento, por exemplo, em 200 Ω foi mensurada potência de 12 mW m^{-2} , já em 250 Ω potência 40 mW m^{-2} . A partir de 300 a potência cai para 30 mW m^{-2} , chegando a 10 mW m^{-2} em 400 Ω .

Quando relacionadas às potências da célula, em diferentes dias, com o monitoramento dos parâmetros operacionais (pH, DQO, alcalinidade) não foi possível correlacionar essas variáveis com a alteração da potência.

O monitoramento contínuo também permitiu gerar a Figura 5.57, na qual está representada a média de geração de energia elétrica monitorada de hora em hora em diferentes dias de operação da CCM.

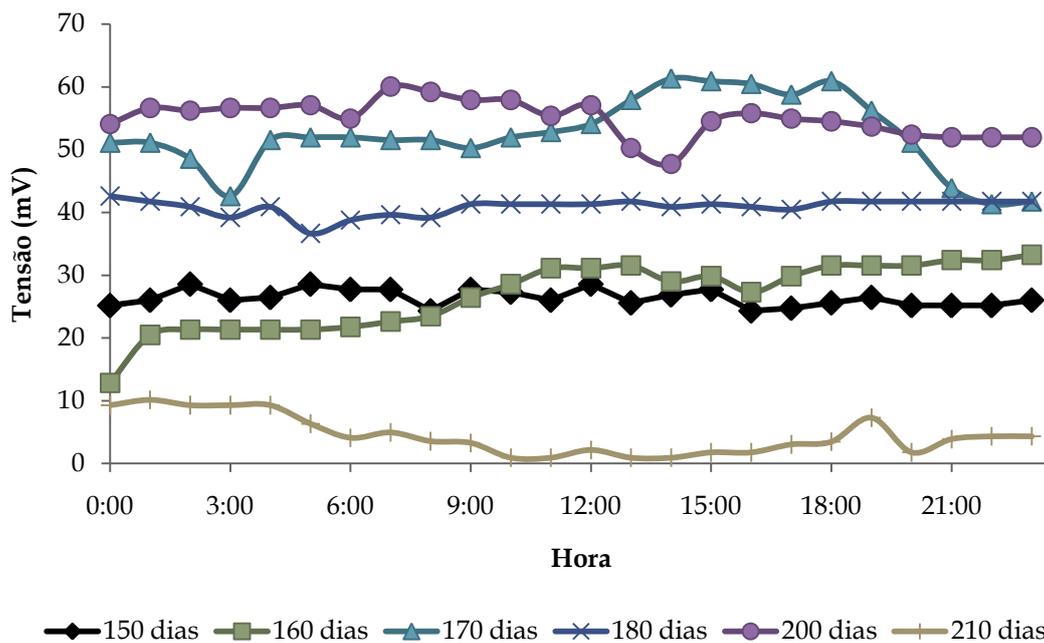


Figura 5.57 - Monitoramento na geração de energia elétrica em diferentes dias.

Na Tabela 5.3 estão apresentadas a média e o desvio padrão para diferentes dias de operação da CCM.

Tabela 5.3 - Média e desvio padrão na geração de energia elétrica em diferentes dias de operação da CCM durante a Fase II.

Dia de operação	mV (dp)
150	26,3 ± 1,3
160	26,8 ± 5,3

170	$52,3 \pm 5,9$
180	$40,8 \pm 1,3$
200	$55,0 \pm 2,8$
210	$4,46 \pm 3,0$

dp: desvio padrão.

A geração de energia elétrica em um dia sofre pouca variação, entretanto quando são comparados uma sequência de dias como apresentado na Tabela 5.3 fica evidente que as diferenças são mais significativas. Entre o dia 150 e o dia 170 de operação houve um aumento de 50 % e quando comparado ao dia 210 de operação a geração de energia elétrica apresentou redução de 90 %.

As Figuras 5.58, 5.59 e 5.60 representam a relação entre a DQO consumida no reator anaeróbio com a tensão gerada, para verificar a possibilidade desse reator ser empregado como sensor para DQO. Os perfis foram realizados em triplicata durante a fase final de operação.

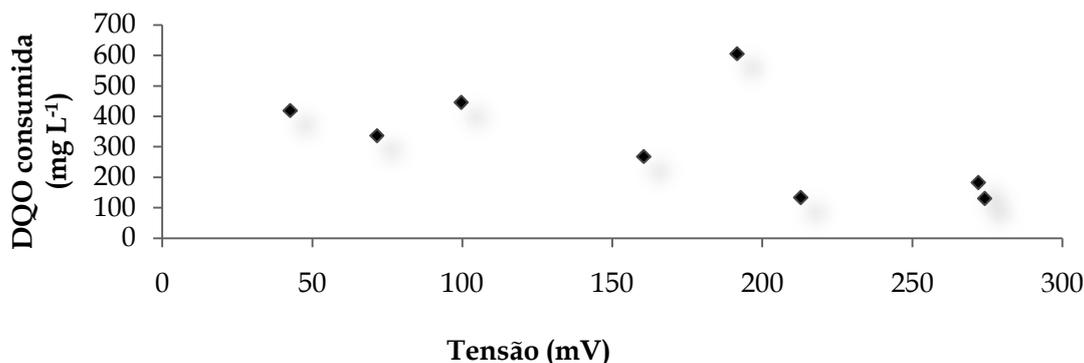


Figura 5.58 - Perfil I da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM.

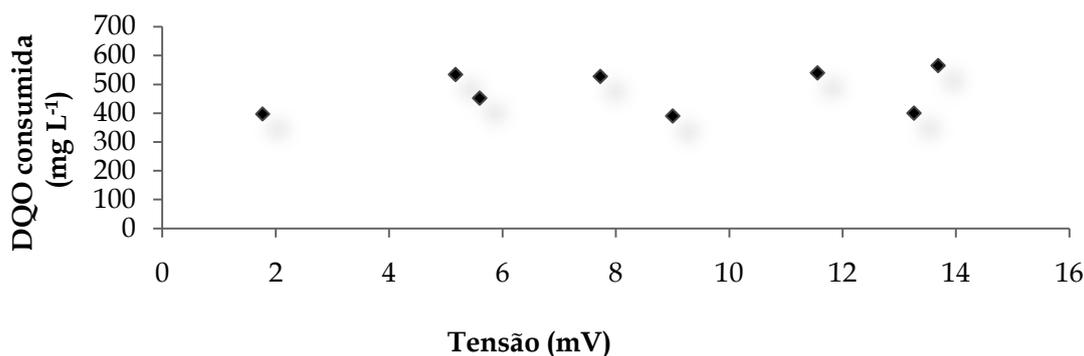


Figura 5.59 - Perfil II da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM.

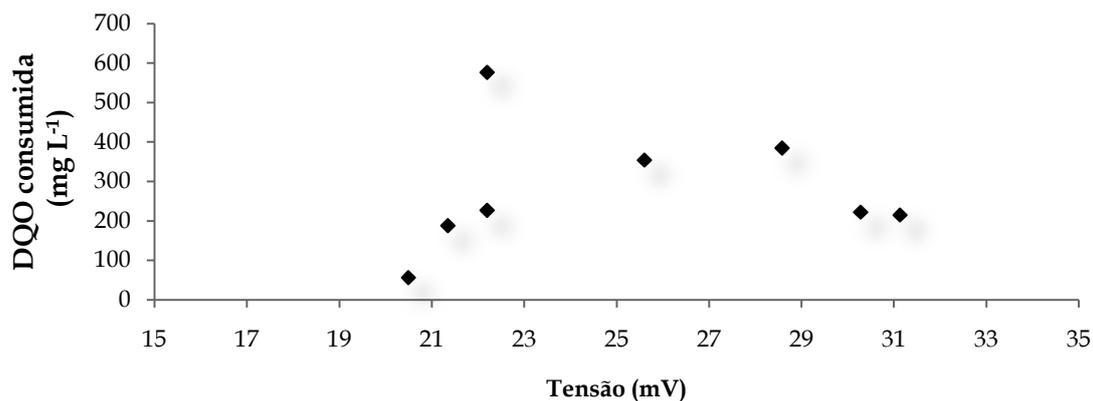


Figura 5.60 - Perfil III da relação entre a DQO consumida e a tensão gerada na CCM.

Em nenhum dos três perfis foi possível estabelecer uma relação linear entre a DQO consumida e a geração de energia elétrica, diferentemente do que foi apontado por Lorenzo et al. (2009) no qual estabeleceram uma relação linear entre as várias DQO e tensão produzida. Todavia os reatores testados por esses autores empregavam a MTP e apresentavam volume de escala laboratorial (20 a 70 mL). Esses resultados demonstram que a superfície do eletrodo empregado em reatores com volumes maiores é utilizada com menor eficiência quando aplicado em reatores menores, com uso específico para sensor de DQO.

6. CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos durante os ensaios permite concluir que a CCM gerou energia elétrica e, simultaneamente removeu compostos orgânicos presentes no esgoto sintético e sanitário.

Com essa configuração de CCM não foi possível estabelecer uma relação linear entre a DQO consumida e a geração de energia elétrica.

As barras de grafite, empregadas como eletrodos na CCM não sofreram degradação ao ficar exposta nos ambientes anaeróbio e aeróbio, sendo possível concluir que o grafite é um material indicado para ser utilizado na CCM.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Separar os reatores anaeróbio e aeróbio para verificar a interferência da difusão de oxigênio.

Aplicar outros substratos com carga orgânica elevada a fim de verificar a geração de energia para diferentes faixas de carregamento orgânico.

Realizar análise microbiologia do lodo, tal qual possibilite determinar qual microrganismo participa de forma mais ativa na geração de energia elétrica.

Analisar a influência de diferentes TDH na geração de bioeletricidade.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHN Y.; LOGAN B. Effectiveness of domestic wastewater treatment using microbial fuel cells at ambient and mesophilic temperatures. **Bioresource Technology**. v. 101, n. 2, p. 469-475. Janeiro 2010.

ALDROVANDI A.; MARSILI E.; STANTE L.; PAGANIN P.; TABACCHIONI S.; GIORDANO A. Sustainable power production in a membrane-less and mediator-less synthetic wastewater microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 13, p. 3252-3260, Julho 2009.

ANGENENT L. T.; SUNG S.; RASKIN L. Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste. **Water Research**, v. 36, n. 18, p 4648-4654. Novembro 2002.

ANGENENT L.T.; SUNG S.; RASKIN.; Formation of granules and Methanosaeta fibres in an anaerobic migrating blanket reactor (AMBR). **Environmental Microbiology**, v. 6, n.4, p 315-322. Abril 2004.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the examination water and wastewater**, 21th edition, American Public Health Association, Washington 2005.

BORGES. A. C. **Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio operado em batelada sequencial, contendo biomassa imobilizada**. 2003. 170 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

BULLEN, R. A.; ARNOT T. C.; LAKEMAN J. B.; WALSH F. C. Biofuel cells and their development. **Biosensors and Bioelectronics**, v.21, n. 11, p 2015-2045. Maio 2006.

CALLADO, N. H. **Reatores sequenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético**. 2001. 227 f. São Carlos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

CHAE K.; CHOU M.; LEE J.; KIM K. Effect of different substrates on the performance, bacterial diversity, and bacterial viability in microbial fuel cells. **Bioresource Technology**. v. 100, n 14, p 3518-3525. Julho 2009

CHANG S.; JANG J. K.; GIL G. C.; KIM M.; KIM H. J.; CHO B. W.; KIM B. H. Continuous determination of biochemical oxygen demand using microbial fuel cell type biosensor. **Biosensors and Bioelectronics**. v. 19, n. 6. p 607-613. Janeiro 2004

DANIEL D. K.; MANKIDY B. DAS; AMBARISH K.; MANOGARI R. Construction and operation of a microbial fuel cell for electricity generation from wastewater. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 34, n. 17, p. 7555-7560. Setembro 2009.

DU Z.; LI H. GU T. A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy . **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 5, p. 464-482. Outubro 2007.

DU Z.; LI Q.; TONG M.; LI S.; LI H. Electricity Generation Using Membrane-less Microbial Fuel Cell during Wastewater Treatment. **Chinese Journal of Chemical Engineering**. v. 15, n. 5, p 772-777. Outubro 2008.

FANGZHOU D.; ZHENGLONG L.; SHAOGIANG Y.; BEIZHEN.; HONG L. Electricity generation directly using human feces wastewater for life support system. **Acta Astronautica**, In press. Dezembro 2010.

FRIEDL, G. F. **Estudo da remoção de sulfato em biorreator operado em batelada e batelada alimentada sequenciais, contendo biomassa imobilizada e utilizando agitação mecânica e “draft-tube”**. 2008. 326 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

GHANGREKAR M. M.; SHINDE V. B. Performance of membrane-less microbial fuel cell treating wastewater and effect of electrode distance and area on electricity production. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 15, p. 2879-2885. Novembro 2007.

GREENMAN J.; GÁLVEZ A.; GIUSTI L.; IEROPOULOS I. Electricity from landfill leachate using microbial fuel cells: Comparison with a biological aerated filter. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 44, n. 2, p. 112-119, Fevereiro 2009.

IEROPOULOS I. A.; GREENMAN J.; MELHUIH C.; HART J. Comparative study of three types of microbial fuel cell. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 37, n. 2, p. 238-245, Julho 2005.

JANG J. K.; PHAMA T. H.; CHANG I. S.; KANG K. H.; MOONA H.; CHOB K. S.; KIM B. H. Construction and operation of a novel mediator- and membrane-less microbial fuel cell. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 8, p. 1007-101230. Abril 2004.

JANTSCH T. G.; ANGELIDAKI I.; SCHMIDT J. E.; HVIDSTEN B. E. B.; AHRING B. K. Anaerobic biodegradation of spent sulphite liquor in a UASB reactor. **Bioresource Technology**, v. 84, n. 1, p 15-20. Agosto 2002.

KARIM K.; GUPTA S. K.; Continuous biotransformation and removal of nitrophenols under denitrifying conditions. **Water Research**, v. 37, n.12, p 2953-2959, Julho 2003.

KARUBE I.; KEMOTO H.; KAJIWARA K.; TAMIYA E.; MATSUOKA H. Photochemical energy conversion using immobilized blue-green algae. **Journal of Biotechnology**. v. 4, n.2, p. 73-80. Junho 1986.

KIM, J.R.; PREMIER G.C.; HAWKES F.R.; DINSDALE R. M.; GUWY A. J. Development of a tubular microbial fuel cell (MFC) employing a membrane electrode assembly cathode. **Journal of Power Sources**. v.187, n.2, p. 393-399. Fevereiro 2009.

KUMLANGHAN A.; LIU J.; THAVARUNGKUL P.; KANATHARANA P.; MATTIASSON B. Microbial fuel cell-based biosensor for fast analysis of

biodegradable organic matter. **Biosensors and Bioelectronic**. v.22 , n.12, p. 2939-2944. Junho 2007.

LETTINGA, G.; van VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S.W.; de ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, p. 699–734. 1980.

LIU H.; LOGAN B.E. Electricity Generation Using an Air-Cathode Single Chamber Microbial Fuel Cell in the Presence and Absence of a Proton Exchange Membrane. **Environmental Science Technology**. v.38, p. 4040-4046. 2004.

LIU H.; R. RAMNARAYANAN.; LOGAN B. Production of Electricity during Wastewater Treatment Using a Single Chamber Microbial Fuel Cell. **Environ. Sci. Technol.**, v.38, n.7, p. 2281-2285, 2004.

LOGAN, B.E. **Microbial Fuel Cells**, ed Willey: New York, 2003.

LOPES, D. D. **Tratamento de esgoto sanitário empregando reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio em série**. 1999. 178 f. São Carlos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

LORENZO, M.; CURTIS, T. P.; HEAD. I. M.; SCOTT K. A single-chamber microbial fuel cell as a biosensor for wastewaters. **Water Research**. v. 43 n. 13 p 3145-3154. Julho 2009.

LOZADA, P. T. **Tratamento de esgoto sanitário em sistema combinado anaeróbio-aeróbio (UASB-RSB)**. 2000. 100 f. São Carlos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

LU N.; ZHOU S. G.; ZHUANG L., ZHANG J. T.; NI J. R. Electricity generation from starch processing wastewater using microbial fuel cell technology. **Biochemical Engineering Journal**, v. 43, n. 3, p. 246-251, Março 2009.

MENDONÇA, N.M. **Caracterização do Material Suporte e Estudo da Partida de um reator anaeróbio de leito expandido utilizado no tratamento de esgoto sanitário**. 1999. 191 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 3 ed. McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, New York, McGraw-Hill Book, 1334 p. 1991

MICHELAN, R. **Influência do tipo de impelidor sobre o desempenho do reator anaeróbio em batelada seqüencial com biomassa granulada tratando esgoto sintético**. 2006. 211 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MIN B.; KIM J.; OH S.; REGAN J. M.; LOGAN B. E. Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. **Water Research**, v. 39, n. 20, p. 4961-4968, Dezembro 2005.

MOCKAITIS, G. **Redução de sulfato em biorreator operado em batelada e batelada alimentada sequenciais contendo biomassa granulada com agitação mecânica e “Draft-Tube”**. 2008. 348 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MOHAN V.; RAGHAVULU S. V.; SARMA P.N. Biochemical evaluation of bioelectricity production process from anaerobic wastewater treatment in a single chambered microbial fuel cell (MFC) employing glass wool membrane. **Biosensors and Bioelectronics**. v.23, n. 9, p. 1326-1332. Abril 2008.

MOON H.; CHANG I. S.; KIM B. H. Continuous electricity production from artificial wastewater using a mediator-less microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 4, p 621-627. Março 2006

OLIVEIRA L. L. **Influência do material suporte na degradação de alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) em reator anaeróbio**. 2006. 134 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

OLIVEIRA NETTO, A. P. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007. 207 f. São Carlos. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PANT D.; BOGAERT G. Van.; DIELS L.;VANBROEKHOVEN K. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1533-1543, Março 2010.

PARSEKIAN M. P. S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. 2003. 250 f. São Carlos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PASSIG F.H. **Reator anaeróbio híbrido para o tratamento de esgoto sanitário**. 2005. 155 f. São Carlos, 155 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PATIL S. A.; SURAKASI V. P.; KOUL S.; IJMULWAR S.; VIVEK A.; SHOUCHE Y.S.; KAPADNIS B.P. Electricity generation using chocolate industry wastewater and its treatment in activated sludge based microbial fuel cell and analysis of developed microbial community in the anode chamber. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5132-5139, Novembro 2009.

RIPLEY L. E.; BOYLE W. C.; CONVERSE J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal WPCF**, v.58, p. 406-411, 1986.

RITTMANN B. E. Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms. **Biotechnology and bioengineering**, v. 100, n 2, pag 203-212, Junho 2008

RODRIGO M. A.; CAÑIZARES P.; GARCÍA H.; LINARES J. J.; LOBATO J. Study of the acclimation stage and of the effect of the biodegradability on the performance of a microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 20, p. 4704-4710, Outubro 2009.

SILVA G.; NOUR E. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para o tratamento de esgotos de pequenas comunidade. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n.2, p. 268-275, Agosto 2004.

TORRES P. **Desempenho de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) de Bancada no Tratamento de Substrato Sintético Simulando Esgoto Sanitário sob Diferentes Condições de Operação**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

YOU S.; ZHAO Q.;ZHANG J.; JIANG J.; WAN C.; DU M.; ZHAO S. A graphite-granule membrane-less tubular air-cathode microbial fuel cell for power generation under continuously operational conditions. **Journal of Power Sources**, v. 173, n. 1, 8, p. 172-177. Novembro 2007.

ZHEN H.; SHELLY D. MINTEER.; LARGUS T. ANGENENT. Electricity Generation from Artificial Wastewater Using an Upflow Microbial Fuel Cell. **Environmental Science Technology**, v. 39, n. 14, p. 5262-5267. 2005

APÊNDICES

**APÊNDICE A – VALORES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE A
FASE I**

Tabela A 1 - Valores de potencial redox monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	-125,34	-235,21	-136,22
2ª	-243,75	-286,34	-112,43
3ª	-185,31	-375,18	-74,21
4ª	-142,13	-394,31	-123,84
5ª	-82,41	-357,29	-146,31
6ª	-62	-364,5	-380,4
7ª	-504,6	-238,3	-78,1
8ª	-542,41	-472,12	-274,1
9ª	-439,7	-411	-353
10ª	-326,16	-262,1	-183,1
11ª	-385,85	-483,68	-239,31
12ª	-275,1	-308,21	-173,1
Média	-276,2	-349,0	-189,5
Desvio Padrão	164,5	84,5	101,7

Tabela A 2 - Valores de pH monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	6,57	7,09	7,21
2ª	6,86	6,92	7,11
3ª	6,59	6,78	6,78
4ª	6,62	6,73	6,7
5ª	7,22	6,15	6,34
6ª	6,88	6,21	6,22
7ª	5,86	5,92	6,03
8ª	6,83	6,4	6,52
9ª	7,63	7,08	7,1
10ª	6,78	6,83	6,87
11ª	6,67	6,55	6,8
12ª	6,7	6,58	7,04
Média	6,8	6,6	6,7
Desvio Padrão	0,4	0,4	0,4

Tabela A 3 - Valores de DQO monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	457,33	737,78	182,86
2ª	255,11	251,06	223,48
3ª	580,97	328,42	243,88
4ª	570,35	279,33	218,73
5ª	726,86	274,77	217,39
6ª	448,44	352,94	272,17
7ª	452,27	353,52	333,08
8ª	437,76	261,87	244,56
9ª	449,63	238,09	201,49
10ª	457,32	286,3	254,27
11ª	439,65	293,51	243,87
12ª	577,57	208,68	77,35
Média	487,8	322,2	226,1
Desvio Padrão	115,1	138,0	60,4

Tabela A 4 - Valores de DQO filtrada monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	-	-	-
2ª	297,35	164,32	163,68
3ª	272,41	151,79	181,85
4ª	333,28	227,3	170,4
5ª	385,1	179,47	175,92
6ª	350,77	274,21	205,82
7ª	230,24	326,28	323,68
8ª	385,81	250,85	179,76
9ª	270,85	240,04	130,62
10ª	296,35	215,27	148,39
11ª	295,32	247,64	185,43
12ª	303,97	177,29	77,06
Média	311,0	223,1	176,6
Desvio Padrão	48,5	52,5	59,7

Tabela A 5 - Valores de alcalinidade total monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	158,2	194,6	174,6
2ª	125,83	148,94	160
3ª	152,54	154,08	176,68
4ª	165,32	143,86	184,24
5ª	98,1	88,85	97,07
6ª	86,98	95,05	102,32
7ª	66,25	87,83	110,42
8ª	93,18	106,76	118,49
9ª	134,74	237,54	294,04
10ª	154,24	147,02	173,86
11ª	128,73	143,87	163,82
12ª	177,19	192,6	173,22
Média	128,4	145,1	160,7
Desvio Padrão	35,2	46,5	53,0

Tabela A 6 - Valores de alcalinidade parcial monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	76,32	87,35	102,32
2ª	65,43	13,41	96,53
3ª	74,99	81,66	98,61
4ª	86,45	17,32	86,72
5ª	71,39	32,36	30,82
6ª	53,43	32,96	33,19
7ª	72,49	15,41	26,19
8ª	61,27	45,12	59,8
9ª	80,21	183,61	189,39
10ª	76,86	16,58	101,27
11ª	73,92	18,25	98,64
12ª	85,39	118,77	59,72
Média	73,2	55,2	81,9
Desvio Padrão	9,5	53,1	44,9

Tabela A 7 - Valores de alcalinidade intermediária monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	81,88	107,25	72,28
2ª	60,4	135,53	63,47
3ª	77,55	72,42	78,07
4ª	78,87	126,54	97,52
5ª	26,71	56,5	66,25
6ª	33,55	62,09	69,14
7ª	47,76	72,42	84,23
8ª	31,92	61,63	58,7
9ª	54,53	53,93	104,65
10ª	77,38	130,44	72,59
11ª	54,81	125,62	65,18
12ª	91,81	73,83	113,47
Média	59,8	89,9	78,8
Desvio Padrão	21,9	32,3	17,6

Tabela A 8 - Valores de ácidos orgânicos voláteis monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	410,43	253,76	65,76
2ª	274,21	110,4	156,36
3ª	74,81	67,23	57,07
4ª	535,21	523,72	353,53
5ª	926,78	741,74	383,74
6ª	310,79	346,15	325,05
7ª	308,66	230,76	276,49
8ª	156,14	186,94	174,32
9ª	355,16	446,64	423,5
10ª	274,82	395,12	326,42
11ª	316,32	216,21	127,21
12ª	70,59	86,79	30,78
Média	334,5	300,5	225,0
Desvio Padrão	228,6	200,0	138,9

Tabela A 9 - Valores de sólidos totais monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	324,21	524,12	232,73
2ª	632,31	442,24	312,53
3ª	265,7	621,7	252,3
4ª	231,2	341,2	107,4
5ª	354,7	231,86	123,12
6ª	594,62	670,51	145,8
7ª	648,32	424,5	659,59
8ª	744,43	265,75	362,78
9ª	637,67	325,32	387,21
10ª	547,23	395,15	321,56
11ª	312,34	122,1	231,2
12ª	212,5	201	223,5
Média	458,8	380,5	280,0
Desvio Padrão	192,1	167,3	149,6

Tabela A 10 - Valores de sólidos suspensos totais monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	85,2	63,4	53,6
2ª	70,4	52,6	34,2
3ª	78,8	58,4	42,3
4ª	86,4	39,3	34,2
5ª	75,6	43,6	45,2
6ª	27,9	47,6	56,7
7ª	96,5	35,1	31,2
8ª	65,2	43,6	21,8
9ª	87,5	38,2	25,8
10ª	94,2	32,1	37,2
11ª	30,4	41,5	23,5
12ª	41,2	29,1	17,2
Média	69,9	43,7	35,2
Desvio Padrão	24,1	10,3	12,4

Tabela A 11 - Valores de sólidos suspensos voláteis monitorados durante a Fase I.

Semana	Esgoto Sintético	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1ª	60,7	34,5	48,3
2ª	59,2	47,3	28,7
3ª	58,3	46,8	32,7
4ª	74,6	25,3	26,7
5ª	58,3	36,2	35,7
6ª	26,6	39,2	31,2
7ª	87,5	29,3	27,3
8ª	47,3	32,5	19,5
9ª	73,5	36,1	23,5
10ª	89,4	22,7	29,5
11ª	24,2	35,2	15,3
12ª	37,9	18,3	12,5
Média	58,1	33,6	27,6
Desvio Padrão	21,4	8,8	9,5

**APÊNDICE B – VALORES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS DURANTE A
FASE II**

Tabela B 1 - Valores de potencial redox monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	-370	-440	-230
2 ^a	-176,5	-263,8	-54,7
3 ^a	-113,1	-110	-63
4 ^a	-103,5	-185,3	-43,7
5 ^a	-193,6	-176,1	-68,3
6 ^a	-186,9	-206,8	-50,4
7 ^a	-168,7	-243,7	-55,2
8 ^a	-158,9	-199,3	-40,2
9 ^a	-198,4	-260,6	-45,6
10 ^a	-205	-276,4	-54,76
11 ^a	-152,4	-205,7	-32,5
12 ^a	-237,4	-242,7	-34,5
13 ^a	-134,6	-230,3	-37,21
14 ^a	-192,5	-185,6	-43,2
15 ^a	-154,34	-204,6	-34,6
16 ^a	-183,5	-276,32	-31,3
Média	-183,1	-231,7	-57,4
Desvio Padrão	60,6	70,6	47,3

Tabela B 2 - Valores de pH monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	6,58	7,13	7,88
2 ^a	6,62	7,67	7,28
3 ^a	5,76	5,14	6,08
4 ^a	6,85	6,78	7,37
5 ^a	6,59	6,75	7,13
6 ^a	5,99	6,01	6,4
7 ^a	8,12	6,94	6,89
8 ^a	6,5	6,2	6,79
9 ^a	6,74	7,15	7,23
10 ^a	6,83	6,42	6,12
11 ^a	6,81	6,83	7,39
12 ^a	7,24	7,13	7,94
13 ^a	7,05	7,34	7,12
14 ^a	6,87	6,32	6,1
15 ^a	6,98	6,73	6,35
16 ^a	6,78	7,45	7,83
Média	6,8	6,7	7,0
Desvio Padrão	0,5	0,6	0,6

Tabela B 3 - Valores de DQO monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	837,57	287,17	187,32
2 ^a	708,76	257,36	164,01
3 ^a	693,46	774,91	713,34
4 ^a	921,19	545,35	392,83
5 ^a	790,21	483,59	489,55
6 ^a	638,25	868	579,83
7 ^a	173,87	184,98	126,65
8 ^a	863,61	900	416,35
9 ^a	704,52	358,79	174,91
10 ^a	645,62	455,7	165,63
11 ^a	312,33	563,45	76,46
12 ^a	378,56	312,7	123,5
13 ^a	505,65	345,75	195,43
14 ^a	576,32	376,34	127,5
15 ^a	674,53	465,23	154,23
16 ^a	676,33	356,32	132,87
Média	631,3	471,0	263,8
Desvio Padrão	203,1	213,7	191,9

Tabela B 4 - Valores de DQO filtrados monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	406,22	172	189,68
2 ^a	400,61	136,4	151,55
3 ^a	481,36	516,71	533,6
4 ^a	385,73	372,65	278,7
5 ^a	477,53	401,17	386,53
6 ^a	722,38	874,34	621,75
7 ^a	124,74	144,32	115,79
8 ^a	374,95	301,97	127,81
9 ^a	287,76	315,71	129,37
10 ^a	286,34	147,68	95,78
11 ^a	80,63	97,8	53
12 ^a	103,4	85,43	45,34
13 ^a	365,76	345,23	87,45
14 ^a	376,43	287,54	103,43
15 ^a	565,76	376,54	134,32
16 ^a	412,76	298,54	112,63
Média	365,8	304,6	197,9
Desvio Padrão	167,2	196,3	171,3

Tabela B 5 - Valores de alcalinidade total monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	234,33	324,85	298,53
2 ^a	171,54	318,43	318,43
3 ^a	124,8	139,19	164,35
4 ^a	323,05	247,81	275,14
5 ^a	264,5	280,43	262,45
6 ^a	209,39	226,77	220,28
7 ^a	129,13	175,36	185,63
8 ^a	120,7	228,1	166,92
9 ^a	134,523	254,72	146,53
10 ^a	165,34	187,45	158,5
11 ^a	125,8	115,33	108,74
12 ^a	126,35	142,78	148,43
13 ^a	176,34	116,65	85,65
14 ^a	176,743	125,43	87,35
15 ^a	187,65	112,54	95,65
16 ^a	142,76	142,87	163,78
Média	175,8	196,2	180,4
Desvio Padrão	57,7	73,5	74,7

Tabela B 6 - Valores de DQO alcalinidade parcial durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	66,77	238,82	283,12
2 ^a	65,74	267,07	243,96
3 ^a	-	-	-
4 ^a	163,32	123,91	155,91
5 ^a	137,64	104,77	127,89
6 ^a	178,57	197,17	162,07
7 ^a	98,32	101,62	125,83
8 ^a	35,52	126,13	84,74
9 ^a	86,53	102,3	84,52
10 ^a	127,68	82,13	113,23
11 ^a	65,01	88,98	89,88
12 ^a	92,96	106,32	113,51
13 ^a	84,54	95,6	98,45
14 ^a	87,45	104,34	96,74
15 ^a	82,43	115,34	78,54
16 ^a	85,43	103,76	93,87
Média	97,2	130,6	130,2
Desvio Padrão	38,8	56,5	60,1

Tabela B 7 - Valores de alcalinidade intermediária durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	167,56	86,03	15,41
2 ^a	105,8	51,36	74,47
3 ^a	-	-	-
4 ^a	159,73	123,91	119,23
5 ^a	143,81	174,62	145,35
6 ^a	30,82	29,6	58,21
7 ^a	30,82	73,74	59,8
8 ^a	85,17	101,96	82,18
9 ^a	42,54	41,05	37,85
10 ^a	75,23	53,46	46,734
11 ^a	60,79	36,87	18,86
12 ^a	33,38	36,47	34,92
13 ^a	38,76	32,65	36,64
14 ^a	43,5	31,54	36,58
15 ^a	38,54	29,53	32,76
16 ^a	48,98	36,54	34,76
Média	73,7	62,6	55,6
Desvio Padrão	48,3	42,5	36,5

Tabela B 8 - Valores relação AI/AP monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	2,51	0,36	0,05
2 ^a	1,61	0,19	0,31
3 ^a	-	-	-
4 ^a	0,98	1,00	0,76
5 ^a	1,04	1,67	1,14
6 ^a	0,17	0,15	0,36
7 ^a	3,19	1,38	2,10
8 ^a	0,42	1,24	1,03
9 ^a	0,49	0,40	0,45
10 ^a	0,59	0,65	0,41
11 ^a	0,94	0,41	0,21
12 ^a	0,36	0,34	0,31
13 ^a	0,46	0,34	0,37
14 ^a	0,50	0,30	0,38
15 ^a	0,47	0,26	0,42
16 ^a	0,57	0,35	0,37
Média	1,0	0,6	0,6
Desvio Padrão	0,9	0,5	0,5

Tabela B 9 - Valores de ácidos orgânicos voláteis monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	103,47	128,04	71,46
2 ^a	142,29	36,8	85,65
3 ^a	224,06	565	185,87
4 ^a	128,09	177,27	96,05
5 ^a	144,79	202,85	121,71
6 ^a	94,54	176,34	93,76
7 ^a	54,41	76,44	119,64
8 ^a	106,08	355,72	188,15
9 ^a	103,54	254,65	176,65
10 ^a	123,65	225,76	105,65
11 ^a	143,65	276,43	105,34
12 ^a	154,23	235,76	164,53
13 ^a	143,54	265,43	121,32
14 ^a	104,93	295,67	104,32
15 ^a	96,56	276,45	97,54
16 ^a	70,59	186,79	50,78
Média	121,2	233,5	118,0
Desvio Padrão	39,3	120,5	40,7

Tabela B 10 - Valores de sólidos totais monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	329,1	267,5	170,1
2 ^a	684,2	617	692,5
3 ^a	483,5	144,2	506,4
4 ^a	986	299,3	136,7
5 ^a	567,32	465,23	165,32
6 ^a	463,5	653,5	182,5
7 ^a	576,43	476,32	265,32
8 ^a	496,54	325,21	203,57
9 ^a	504,65	287,65	197,54
10 ^a	204,54	195,35	84,65
11 ^a	380,1	573,19	159,38
12 ^a	504,65	476,32	167,54
13 ^a	431,48	369,13	154,85
14 ^a	587,54	482,49	165,43
15 ^a	537,23	503,65	276,43
16 ^a	801	912,5	623,5
Média	533,6	440,5	259,5
Desvio Padrão	182,4	194,1	181,7

Tabela B 11 - Valores de sólidos totais voláteis monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	147,2	231,7	110
2 ^a	546,5	409,5	530
3 ^a	289,5	112,6	457
4 ^a	787,56	257,13	95,43
5 ^a	432,65	402,43	124,76
6 ^a	434,27	604,54	143,54
7 ^a	523,4	437,32	198,65
8 ^a	467,87	296,76	187,54
9 ^a	405,43	251,87	153,45
10 ^a	185,87	73,54	70,43
11 ^a	309,76	451,23	121,57
12 ^a	487,65	432,58	153,65
13 ^a	398,43	305,76	123,54
14 ^a	507,59	476,78	154,87
15 ^a	493,76	480,68	246,87
16 ^a	780,42	508,54	408,41
Média	449,9	358,3	205,0
Desvio Padrão	174,5	146,7	137,4

Tabela B 12 - Valores de sólidos suspensos totais monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	153,67	97	44,9
2 ^a	177,6	127	52,9
3 ^a	153,9	174,71	156,26
4 ^a	85,4	158,1	75,6
5 ^a	183,23	143,76	50,44
6 ^a	184,9	153,4	60,5
7 ^a	167,43	136,56	65,32
8 ^a	194,78	176,32	54,32
9 ^a	185,38	146,62	45,76
10 ^a	163,89	134,32	44,26
11 ^a	141,6	266,22	23,9
12 ^a	187,52	156,13	56,32
13 ^a	174,32	126,54	51,45
14 ^a	155,43	104,54	47,32
15 ^a	164,21	157,65	46,76
16 ^a	141	41,2	29,1
Média	163,4	143,8	56,6
Desvio Padrão	26,5	46,6	29,3

Tabela B 13 - Valores de sólidos suspensos voláteis monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	143,2	86,8	36,4
2 ^a	166,69	118	49
3 ^a	153,12	161,7	149,22
4 ^a	74,8	129,82	67,8
5 ^a	137,65	132,54	42,43
6 ^a	140,7	124,68	31,2
7 ^a	153,87	119,65	45,76
8 ^a	184,43	169,54	46,54
9 ^a	173,54	126,43	34,76
10 ^a	153,42	103,54	36,32
11 ^a	122,1	224,02	18,82
12 ^a	175,43	135,76	47,75
13 ^a	160,43	106,54	43,17
14 ^a	134,54	96,54	39,62
15 ^a	142,43	132,1	36,67
16 ^a	131,9	37,9	23,4
Média	146,8	125,3	46,8
Desvio Padrão	25,8	40,1	29,5

Tabela B 14 - Valores de fósforo total monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	5,75	4,5	3,46
2 ^a	10,02	9,86	10,74
3 ^a	7,16	9,28	6,56
4 ^a	4,58	5,14	3,3
5 ^a	7,64	6,96	8,32
6 ^a	7,42	7,86	7,18
7 ^a	6,57	6,84	6,05
8 ^a	7,56	7,83	6,81
9 ^a	7,01	7,14	6,65
10 ^a	7,68	7,94	6,25
11 ^a	4,34	4,35	3,42
12 ^a	5,68	5,98	5,32
13 ^a	7,87	8,03	6,98
14 ^a	6,45	6,87	6,32
15 ^a	6,83	7,04	6,57
16 ^a	7,46	7,98	6,92
Média	6,9	7,1	6,3
Desvio Padrão	1,4	1,5	1,9

Tabela B 15 - Valores de fósforo inorgânico durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	2,36	2,22	1,9
2 ^a	7,2	8,76	6,33
3 ^a	5,6	6,79	4,78
4 ^a	3,2	3,08	2,48
5 ^a	6,9	7,76	4,78
6 ^a	6,42	7,02	6,18
7 ^a	6,32	6,72	5,21
8 ^a	3,85	4,04	2,65
9 ^a	6,84	5,45	4,68
10 ^a	6,53	4,65	3,87
11 ^a	2,65	2,98	1,87
12 ^a	3,65	4,56	2,54
13 ^a	4,62	4,98	3,77
14 ^a	5,23	5,82	4,98
15 ^a	6,38	6,52	5,16
16 ^a	5,76	6,18	5,23
Média	5,2	5,5	4,2
Desvio Padrão	1,6	1,8	1,5

Tabela B 16 - Valores de nitrogênio amoniacal monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	53,87	43,36	36,98
2 ^a	58,9	52,32	73,38
3 ^a	48,14	28,18	22,45
4 ^a	82,34	72,11	61,03
5 ^a	58,7	73,55	61,8
6 ^a	58,87	53,66	41,66
7 ^a	42,32	48,64	41
8 ^a	60,85	58,75	45,06
9 ^a	57,87	52,34	46,76
10 ^a	54,32	45,76	34,32
11 ^a	56,43	41,32	32,65
12 ^a	63,76	52,82	43,17
13 ^a	53,65	43,76	22,68
14 ^a	57,25	47,64	36,32
15 ^a	64,27	43,76	37,69
16 ^a	51,47	42,58	34,23
Média	57,7	50,0	41,9
Desvio Padrão	8,6	11,3	13,7

Tabela B 17 - Valores de nitrogênio kjeldahl monitorados durante a Fase II.

Semana	Esgoto Sanitário	Efluente Anaeróbio	Efluente Aeróbio
1 ^a	68,75	52,07	43,76
2 ^a	67,69	66,11	76,64
3 ^a	52,21	47,39	36,52
4 ^a	102,00	99,95	93,13
5 ^a	109,04	112,45	90,85
6 ^a	84,03	71,53	60,16
7 ^a	65,87	53,68	47,6
8 ^a	40,22	39,95	34,42
9 ^a	63,43	58,62	50,32
10 ^a	62,47	53,86	43,87
11 ^a	67,43	43,65	38,76
12 ^a	76,54	64,35	48,76
13 ^a	76,32	59,84	30,64
14 ^a	68,76	53,23	42,68
15 ^a	68,76	52,48	49,32
16 ^a	58,13	47,87	37,65
Média	70,7	61,1	51,6
Desvio Padrão	16,9	19,6	19,2