



Campus de São Carlos

**Estudo da Atividade Biológica das Células
Imobilizadas em um Reator Anaeróbio Tratando
Esgoto Sanitário**

Vinícius Marques de Sousa Rêgo

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Zaiat

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO



**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 18 / 04 / 02

Ass.: *Guilherme*

**ESTUDO DA ATIVIDADE BIOLÓGICA DAS
CÉLULAS IMOBILIZADAS EM UM REATOR
ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

Engº Civil Vinícius Marques de Sousa Rêgo

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil – área: Hidráulica e Saneamento.



ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCELO ZAIAT

DEDALUS - Acervo - EESC



31100036917

São Carlos, SP
2002

Class.	TESE-EESC
Cott.	14733
Tombo	T0097/02

ot 1238674

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

R343e

Rêgo, Vinícius Marques de Sousa
Estudo da atividade biológica das células
imobilizadas em um reator anaeróbio tratando esgoto
sanitário / Vinícius Marques de Sousa Rêgo. -- São
Carlos, 2002.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.
Área : Hidráulica e Saneamento.
Orientador: Prof. Dr. Marcelo Zaiat.

1. Materiais suporte. 2. Biofilme. 3. Lodo. 4.
Atividade biológica. 5. Parâmetros cinéticos. I.
Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

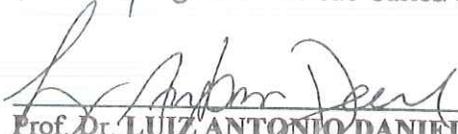
Candidato: Engenheiro **VINÍCIUS MARQUES DE SOUSA RÊGO**

Dissertação defendida e julgada em 01-04-2002 perante a Comissão Julgadora:



Prof. Dr. **MARCELO ZAIAT (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado



Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

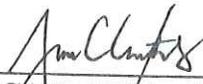


Prof. Dr. **EDSON APARECIDO ABDUL NOUR**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO



Profª. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

“Todas as teorias são legítimas e nenhuma tão importante. O que importa é o que se faz com ela.”

(Jorge Luís Borges)

*Aos meus pais, Humberto e Cacilda,
pela motivação e apoio.*

*Aos meus irmãos, familiares e
amigos, pela amizade que
tenho a todos.*

*A Maria de Lourdes, pela
compreensão e tolerância durante a
minha ausência.*

AGRADECIMENTOS

Ao inesquecível Professor Doutor Carlos Eduardo Blundi que enquanto viveu soube, sabiamente, transmitir aos seus alunos, além do conhecimento, o exemplo de compreensão, respeito e apoio, a quem devo muito pela realização deste trabalho e por quem terei sempre gratidão, respeito e admiração.

“Os erros, eu divido com você, porém os méritos são todos seus” (Carlos Eduardo Blundi)

Ao Professor Doutor Marcelo Zaiat, o meu reconhecimento pela solidariedade e atenção que me foram dispensadas, durante todo o trabalho e principalmente em seu término, a quem serei, sempre, grato.

À CAPES pela bolsa de estudos concedida.

À minha tia Eugênia pela competência na correção ortográfica.

Aos professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e a todos os técnicos do Laboratório de Processos Biológicos e do Laboratório de Saneamento, pelo conhecimento repassado e ajuda dispensada.

Aos colegas Passig, Vallero e, principalmente, Picanço pelos subsídios fornecidos para realização desse trabalho.

Aos amigos com quem reparti a morada André Schuster, Jorge Yutaka, Cristiano Almeida.

Aos amigos Leonardo Soares, Fábio Soares e Wilson Soares pela acolhida que me dispensaram.

À turma de mestrado do ano de 1999 e ao pessoal do futebol, pelo companheirismo em todos os momentos.

Aos amigos José Eduardo Alamy, Marcelo Barroso, André Oliveira, Rogers Ribeiro, Hélio Almeida, Márcio Nemer, Camila Sitônio, Mércia, Fábio Lavor, Tibério Pinheiro, Iran Neto, João Fernando e demais cearenses, pela amizade cativada, espero eu, que dure para sempre.

3.4.1.4. Fase de Diminuição da Velocidade de Crescimento do Biofilme	18
3.4.1.5. Fase de Estabilização	18
3.4.1.6. Fase de Desprendimento	18
3.5. Material Suporte	19
3.6. Cinética do Consumo do Substrato	24
4. Materiais e Métodos	26
4.1. Instalações Experimentais	26
4.2. Suportes Utilizados	32
4.3. Substrato Utilizado	34
4.4. Lodo de Inoculo e Partida do Reator	36
4.5. Amostragem	37
4.6. Monitoração e Análises	39
4.7. Avaliação da Atividade Biológica	42
4.7.1. Instalações Experimentais	42
4.7.2. Ensaio Cinético	45
4.7.3 Aspectos Gerais	47
4.8. Aspectos Mitigadores da Operação do Reator Anaeróbio	50
5. Resultados e Discussão	52

5.1. Desempenho do Reator Anaeróbio	53
5.1.1. Generalidades	53
5.1.2. Remoção de DQO	55
5.1.2. Determinação dos Sólidos	59
5.1.4. Determinação da Alcalinidade, Ácidos Voláteis e pH	65
5.1.5. Determinação de Proteínas, Carboidratos e Lipídeos	69
5.1.6. Produção e Composição do Gás	75
5.2. Degradação do Componentes Específicos da Matéria Orgânica	77
5.2.1. Proteínas	78
5.2.2. Carboidratos	80
5.2.3. Lipídeos	82
5.2.4. Considerações Finais	83
5.3. Retenção de Biomassa nos Suportes	84
5.4. Ensaio Cinético	87
5.5. Aspectos Microbiológicos	94
5.5.1. Avaliação Microbiológica Utilizando Microscopia Óptica	94
5.5.2. Observação do Biofilme Utilizando a Microscopia de Varredura Eletrônica	98
6. Conclusões	101
7. Recomendações	103
8. Referências Bibliográficas	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 –	Esquema do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo	07
Figura 4.1 –	Esquema do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo VALLERO (1999)	28
Figura 4.2 –	Suportes fixados na barra de aço inox	29
Figura 4.3 –	Reator anaeróbio e seus sistemas de recalque e sucção	30
Figura 4.4 –	Câmara climatizada de madeira	31
Figura 4.5 –	Sistema de controle da temperatura	32
Figura 4.6 –	Suportes inertes (polímero poroso, cerâmica menos porosa, cerâmica porosa, polímero poroso)	33
Figura 4.7 –	Local de coleta do esgoto sanitário	35
Figura 4.8 –	Tanques de armazenagem do afluente e do efluente	35
Figura 4.9 –	Local de coleta do afluente, registro de entrada e mangueira utilizada para coleta	37
Figura 4.10 –	Saídas de gases e do efluente	37
Figura 4.11 –	Reator diferencial com suporte	42
Figura 4.12 –	Desenho esquemático do reator diferencial (Vallero, 1999)	43
Figura 4.13 –	Sistema experimental dos ensaios cinéticos	44
Figura 4.14 –	Desenho esquemático dos diferentes materiais suportes	47
Figura 4.15 –	Desenho esquemático das posições dos suportes nas hastes de aço	48
Figura 4.16 –	Desenho esquemático das posições das hastes de aço, na parte superior do reator anaeróbio	49

Figura 5.1 –	Varição da taxa de carregamento orgânico aplicado no reator em função do tempo	54
Figura 5.2 –	Varição da DQO afluyente bruta e efluente bruta em função do tempo	57
Figura 5.3 –	Varição da DQO afluyente filtrada e DQO efluente filtrada em função do tempo	57
Figura 5.4 –	Varição da eficiência de remoção da DQO bruta	58
Figura 5.5 –	Varição da eficiência de remoção da DQO filtrada	58
Figura 5.6 –	Varição dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) para o afluyente	61
Figura 5.7 –	Varição dos sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (STF) e sólidos voláteis totais (STV) para o afluyente	61
Figura 5.8 –	Varição dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) para o efluente	62
Figura 5.9 –	Varição dos sólidos suspensos voláteis (SSV), no afluyente e no efluente	64
Figura 5.10 –	Varição temporal do pH afluyente e efluente	66
Figura 5.11 –	Varição temporal da alcalinidade a bicarbonato afluyente e efluente	67
Figura 5.12 –	Varição temporal da concentração de ácidos voláteis no afluyente e efluente	68
Figura 5.13 –	Concentração de proteínas em relação ao tempo	71
Figura 5.14 –	Varição temporal da remoção de proteínas	71
Figura 5.15 –	Concentração de carboidratos em relação ao tempo	72
Figura 5.16 –	Varição temporal da remoção de carboidratos	73
Figura 5.17 –	Concentração de lipídeos em relação ao tempo	74
Figura 5.18 –	Varição temporal da remoção de lipídeos	74
Figura 5.19 –	Composição percentual dos gases	77
Figura 5.20 –	Decaimento temporal da DQO para o PP	89
Figura 5.21 –	Decaimento temporal da DQO para o PN	90
Figura 5.22 –	Decaimento temporal da DQO para a CP	90
Figura 5.23 –	Decaimento temporal da DQO para a CN	91

Figura 5.24 –	Decaimento temporal da DQO para o lodo	91
Figura 5.25 –	Microfotografias ópticas do lodo em suspensão	95
Figura 5.26 –	Microfotografias ópticas do polímero poroso	96
Figura 5.27 –	Microfotografias ópticas do polímero não poroso	96
Figura 5.28 –	Microfotografias ópticas da cerâmica porosa	97
Figura 5.29 –	Microfotografias ópticas da cerâmica não porosa	97
Figura 5.30 –	Polímero poroso – PP (100x e 5000x)	99
Figura 5.31 –	Polímero não poroso – PN (5000x)	99
Figura 5.32 –	Cerâmica porosa – CP (3000x e 5000x)	100
Figura 5.33 –	Cerâmica não porosa – CN (20x e 5000x)	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características do esgoto sanitário utilizado na pesquisa	12
Tabela 4.1 – Frequência das análises físico-químicas	39
Tabela 4.2 – Alguns valores da resposta térmica (RTRi)	40
Tabela 5.1 – Valores médios, máximos e mínimos da TCO, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV)	53
Tabela 5.2 – Valores médios, máximos e mínimos, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos resultados obtidos da concentração de DQO	56
Tabela 5.3 – Valores médios, máximos e mínimos, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos resultados obtidos da série dos sólidos	59
Tabela 5.4 – Valores médio, mínimo e máximo de pH, ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato	65
Tabela 5.5 – Valores percentuais, médio, máximo e mínimo, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos constituintes da matéria orgânica afluente e efluente	69
Tabela 5.6 – Valores médios, máximo e mínimo das proteínas, lipídeos e carboidratos do afluente e efluente, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV).	70
Tabela 5.7 – Valores médios, máximo e mínimo das proteínas, lipídeos e carboidratos do afluente e efluente, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV)	75
Tabela 5.8 – Valores da produção teórica de gás, as percentagens de cada gás, o volume teórico de CH_4 e a quantidade de $\text{L CH}_4 / \text{g DQO}_{\text{removida}}$	79
Tabela 5.9 – Valores da concentração de proteínas no afluente e efluente e eficiência de remoção nos diversos tipos de suporte e lodo em suspensão	81
Tabela 5.10 – Valores da concentração de carboidratos no afluente e efluente e eficiência de remoção nos diversos tipos de suporte e lodo em suspensão	82
Tabela 5.11 – Biomassa aderida, para cada tipo de suporte em termos de SSV/suporte	85

Tabela 5.12 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte polimérico poroso (PP) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator	87
Tabela 5.13 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte polimérico não poroso (PN) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator	88
Tabela 5.14 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte cerâmico poroso (CP) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator	88
Tabela 5.15 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte cerâmico não poroso (CN) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator	88
Tabela 5.16 – Perfis das concentrações de substrato para o lodo em suspensão expressa em mg/L de DQO	89
Tabela 5.17 – Valores das constantes cinéticas específicas de primeira ordem (k_1^{app} e k_1^{app}/SVT) e o coeficiente de correlação	93

ANEXO

Tabela A.1 – Valores da DQO afluente bruta (DQO Af Br), DQO afluente filtrada (DQO Af Ft), DQO efluente bruta (DQO Ef Br), DQO efluente filtrada (DQO Ef Ft), eficiência de remoção de DQO bruta e DQO filtrada

Tabela A.2 – Valores dos sólidos totais (ST), totais fixos (STF), totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF), suspensos voláteis (SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), dissolvidos fixos (SDF), dissolvidos voláteis (SDV), para o afluente

Tabela A.3 – Valores dos sólidos totais (ST), totais fixos (STF), totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF), suspensos voláteis (SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), dissolvidos fixos (SDF), dissolvidos voláteis (SDV), para o efluente

Tabela A.4 – Valores de pH, ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato

Tabela A.5 – Valores das concentrações das proteínas, lipídeos e carboidratos do afluente e efluente e suas remoções

Tabela A.6 – Valores percentuais da composição dos gases

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

AF	Afluente
AV	Ácidos Voláteis, [M].[L] ⁻³
C _s	Concentração do Substrato, [M].[L] ⁻³
CV	Coefficiente de Variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio, [M].[L] ⁻³
DQO	Demanda Química de Oxigênio, [M].[L] ⁻³
EF	Efluente
K _s	Constante de Saturação do Substrato, [L] ³ . [M] ⁻¹ . [T] ⁻¹
pH	Potencial Hidrogeniônico
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos, [M]
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais, [M]
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis, [M]
SSF	Sólidos Suspensos Fixos, [M]
SST	Sólidos Suspensos Totais, [M]
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis, [M]
ST	Sólidos Totais, [M]
STF	Sólidos Totais Fixos, [M]
STV	Sólidos Totais Voláteis, [M]
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica [T]
TCO	Taxa de Carregamento Orgânico
μ	Velocidade Específica de Crescimento
σ	Desvio Padrão

RESUMO

RÊGO, V. M. S. (2002). *Estudo da atividade biológica das células imobilizadas em um reator anaeróbio tratando esgoto sanitário* - Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 113p.

Este trabalho apresenta uma análise comparativa da atividade biológica das células imobilizadas em um reator anaeróbio, tratando esgoto sanitário. Os materiais utilizados como suporte para o desenvolvimento do biofilme foram: um polimérico poroso (espuma de poliuretano), um polímero menos poroso (PVC), uma cerâmica porosa (cerâmica especial, desenvolvida pelo DEMA-UFSCar) e uma cerâmica menos porosa (tijolo refratário). A concepção do reator anaeróbio possibilitou o desenvolvimento do biofilme de forma igual, assim como a retirada desse suporte mantendo íntegra a biomassa aderida. Alguns suportes e o lodo retirados do reator anaeróbio foram colocados em reatores diferenciais para determinação dos parâmetros cinéticos. Esses parâmetros foram utilizados para avaliar a atividade biológica, tanto do biofilme aderido aos suportes quanto do lodo. As células imobilizadas nos materiais poliméricos apresentaram maior atividade biológica. Não foi verificada nenhuma diferença significativa na remoção dos constituintes da matéria orgânica (proteínas, carboidratos e lipídeos) entre as células imobilizadas. As análises microscópicas não constataram diferenças na predominância de algum gênero nos suportes ou lodo. O reator foi operado durante 183 dias, com remoção média de DQO de 50,5%, a taxa de carregamento orgânico média foi de 0,193 Kg DQO.m³.dia⁻¹.

Palavras-chave: Materiais suporte, biofilme, lodo, atividade biológica, parâmetros cinéticos.

ABSTRACT

RÊGO, V. M. S. (2002). Biological Activity of Immobilized Cells in Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage – MSc. Dissertation - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 113p.

This work presents a comparative analysis of the biological activity of immobilized biomass in a fixed-bed anaerobic reactor treating domestic sewage. The matrices used for biofilm growth were a porous polymer (polyurethane foam), a polymer with low porosity (PVC), a porous ceramic (special ceramic) and a ceramic with low porosity (refractory brick). The conception of the fixed-bed anaerobic reactor warranty the structure and integrity of the biofilm when samples of support material must be taken. Moreover, the conditions for biofilm growth were similar for all the materials used. After start-up period, some supports were taken from the fixed-bed reactor and transferred to differential reactors, where kinetic studies were carried out. Kinetic parameters were estimated for the different supports and for granulated sludge and used to evaluate the biological activity in a comparative way. The cells adhered to the polymeric supports presented higher activities and the highest activity was obtained when polyurethane foam was used. No differences were verified for organic matter consumption (as proteins, carbohydrates and lipids) when different matrices were used for cell immobilization. Microscopic analysis indicated that the morphological types in the biofilms were similar in all support materials. The fixed-bed reactor was operated for 183 days with mean COD removal efficiency of 50.5%, subjected to a organic loading rate of $0.193 \text{ Kg COD.m}^3.\text{dia}^{-1}$.

Keywords: Support material, biofilm, sludge, biological activity, kinetic parameters.

1. Introdução

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), a saúde é um estado de completo bem-estar físico, mental, social e não apenas a ausência de doença ou enfermidade. No intuito de promover a saúde, o saneamento surge como um conjunto de medidas, visando a preservar ou modificar as condições do meio ambiente com a finalidade de prevenir doenças.

Saneamento é também obrigação nas relações humanas, pois deve vir do povo e crescer como um ideal. Cada pessoa deve obedecer aos preceitos básicos de higiene em sua casa, contribuindo, assim, para o bem estar geral.

A água é utilizada pelo homem para fins domésticos, comerciais, industriais, públicos, recreação e segurança, sendo as mais úteis, porém não mais importantes, a água que se destina à bebida, à cozinha, a que é usada nas indústrias, a água para irrigação e a que se utiliza para combater os incêndios.

As águas residuárias podem ser de origem doméstica, industrial, atividades agropastoris ou uma combinação destas. O tratamento dessas águas deve ser feito antes que as mesmas sejam lançadas em um corpo receptor, amenizando ou minimizando, os impactos diretos e indiretos que podem ser causados.

Com o desenvolvimento de vários estudos, uma diversidade de tipos de processos foi desenvolvida para tratar as águas residuárias, baseados, principalmente no tratamento biológico, físico-químico e separações físicas. De acordo com a bibliografia, o tratamento biológico tem sido mais utilizado,

pois apresenta adequadas eficiências de remoção das substâncias poluidoras com custo mais baixo quando comparados com processos químicos ou físico-químicos.

O tratamento biológico de esgotos é um fenômeno que pode ocorrer naturalmente no solo ou na água, desde que predominem condições apropriadas. Os sistemas de tratamento de águas residuárias procuram otimizar os processos que ocorrem naturalmente (CAMPOS *et al.*, 1999).

Os processos biológicos podem ocorrer na presença de oxigênio, sendo denominado processo aeróbio, no qual os microorganismos respiram tendo este composto como oxidante. Na ausência de oxigênio o processo biológico ocorre por meio de microorganismos fermentativos ou com respiração anaeróbia, com utilização de aceptores inorgânicos de elétrons como o nitrato, sulfato ou dióxido de carbono.

De acordo com CHERNICHARO (1995), os processos anaeróbios possuem algumas vantagens, em relação aos outros sistemas, como o baixo consumo de energia, a necessidade de baixas demandas de áreas e custos baixos de implantação. Além disso, a baixa produção de lodo biológico torna o processo anaeróbio atrativo para aplicação no tratamento de diversas águas residuárias.

O filtro anaeróbio é a denominação clássica de um reator anaeróbio de leito fixo, no qual a matéria orgânica é estabilizada pela ação de microorganismos aderidos em material suporte ou retidos nos interstícios do leito.

Na maioria dos biorreatores a retenção do lodo é resultado do processo de auto-imobilização, que resulta na formação do grânulo e no crescimento da biomassa aderida a um determinado suporte, formando o biofilme (ZAIAT *et al.*, 1997).

É de grande importância o estudo de consórcios de microorganismos que se formam nas unidades de tratamento, assim como o processo de colonização desses microorganismos e a análise de suas atividades, sendo de fundamental importância esse tipo de estudo, no intuito de desenvolver novas configurações de reatores anaeróbios, tornando-os mais eficientes,

contribuindo para o desenvolvimento da área de tratamento anaeróbio de águas residuárias.

O presente estudo foi realizado em um reator anaeróbio de leito fixo, tratando esgoto sanitário após tratamento preliminar, com o intuito de avaliar a influência do material suporte no desempenho de remoção de matéria orgânica e nas velocidades de conversão. Os materiais suportes utilizados foram o PVC, a espuma de poliuretano, o tijolo refratário e uma cerâmica especial.

O filtro anaeróbio utilizado nesse estudo foi elemento fundamental no desenvolvimento de uma série de pesquisas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP. Sua importância se dá pelo fato da retirada de amostras do biofilme aderido ao material suporte ser feita de tal maneira que o biofilme retirado permanece intacto. Tal sistema foi desenvolvido por PASSIG (1997), sendo posteriormente utilizado por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000).

2. Objetivos

O presente trabalho, teve como objetivo principal a avaliação da atividade biológica de biofilmes, formados em diferentes suportes, no tratamento de esgoto sanitário.

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário;
- Avaliação, mediante estudos cinéticos em reatores diferenciais, da atividade biológica de grânulos provenientes de um reator anaeróbio, tratando esgoto sanitário pré-tratado por uma sedimentação inicial;
- Avaliação do comportamento dos diversos materiais suportes utilizados (cerâmica de baixa porosidade, cerâmica de alta porosidade, suporte polimérico de baixa porosidade e polimérico de alta porosidade), para a fixação do biofilme, em termos de eficiência de remoção de substrato;
- Comparação, em função do substrato consumido, entre a degradação da matéria orgânica pelos grânulos e pelo biofilme aderido no meio suporte.
- Análise por meio de microscopia eletrônica a morfologia dos microorganismos formadores do biofilme, verificando a predominância dessas morfologias nos diversos tipos de materiais.

3. Revisão da Literatura

Esta revisão bibliográfica objetiva analisar os reatores anaeróbios, focalizando a formação do biofilme e dos grânulos, bem como as influências que diferentes materiais suportes possuem na imobilização e retenção dos diversos tipos de microorganismos.

Para auxiliar o desenvolvimento do estudo sobre a cinética do consumo do substrato, foi revisada a literatura a esse respeito. Os pontos principais, abordados nesse capítulo são os seguintes:

- processos anaeróbios e reatores anaeróbios de leito fixo;
- substratos;
- grânulos e flocos;
- biofilme;
- suportes utilizados na retenção celular;
- cinética do consumo do substrato.

3.1. Processos Anaeróbios e Reatores Anaeróbios de Leito Fixo

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estreitamente para promover a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, do qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono (MOSEY, 1983).

O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido, de forma simplificada, em três principais estágios: hidrólise, fermentação e

metanização. A hidrólise é a decomposição de compostos orgânicos complexos, tais como carboidratos, proteínas e lipídeos, em compostos orgânicos mais simples, tais como açúcares, aminoácidos e peptídeos, atuando as bactérias fermentativas. Em seguida, a acidogênese transforma esses compostos orgânicos mais simples em ácidos graxos de cadeia longa, como o propionato e butirato, atuando as bactérias acetogênicas produtoras de H₂. Posteriormente, a acetogênese decompõe os ácidos graxos de cadeia longa em H₂, CO₂ e acetato. À medida que o H₂ e o CO₂ são formados, a homoacetogênese os transformam em acetato. Finalmente, o H₂ e o CO₂, pela metanogênese hidrogenotróficas, e o acetato, pela acetoclástica, são transformados em metano e dióxido de carbono, produtos finais da digestão anaeróbia (NOVAES, 1986).

As condições ambientais apresentam influência direta sobre a digestão anaeróbia, principalmente a temperatura, afetando a velocidade das reações químicas e bioquímicas (FORESTI, 1994). Os processos anaeróbios, em algumas faixas de temperatura, apresentaram menores tempos de digestão. Essas faixas ótimas são denominadas mesofílica e termofílica e estão em torno de 30 e 50 °C, respectivamente (FAIR & MORE¹ apud FORESTI, 1987).

A alcalinidade é de grande importância, no aspecto de manter o sistema dentro de uma faixa de pH ótimo, entre 6,6 e 7,4, pois a digestão de substratos complexos resulta uma grande quantidade de ácidos orgânicos intermediários, que se não forem neutralizados pela alcalinidade, irão inibir o processo.

Os processos anaeróbios obtiveram grandes perspectivas de aplicação no tratamento de águas residuárias, no final da década de 60, a partir dos estudos desenvolvidos por YOUNG & McCARTY (1969), os quais analisaram o uso de um reator anaeróbio ascendente de leito fixo no tratamento de matéria orgânica solúvel, observando uma baixa produção de lodo, com relação aos processos aeróbios, e verificando uma eficiência de

¹ FAIR, G. M.; MOORE, F. W. (1937). *Time and rate of sludge digestion, and their variations with temperature*. Sewage Work Journal, 9 (3), 1937.

remoção de DBO superior a 80% para tempos de detenção hidráulica inferiores a 24 horas.

Desde a sua concepção os reatores anaeróbios vêm passando por vários processos de evolução, de acordo com McCARTY (1982). Primeiramente, tinha-se uma sedimentação e digestão dos sólidos em suspensão em uma única unidade de tratamento; posteriormente, esses processos se deram em câmaras separadas parcialmente, para depois serem em câmaras totalmente separadas. Em uma outra etapa da evolução, separou-se a digestão do lodo, colocando a mesma em decantadores; depois, foi introduzido no digestor, um sistema de mistura. Atualmente, o lodo é separado no decantador, passando a ser colocado no reator anaeróbio.

O filtro anaeróbio pode variar sua configuração, alterando-se o meio filtrante, o sentido do fluxo (ascendente e descendente), o sistema de coleta do efluente e o sistema de distribuição do afluente. A Figura 3.1 representa o esquema de um filtro anaeróbio de leito fixo de e fluxo ascendente, em que a coleta do efluente é realizada por meio de uma calha, existindo um fundo falso com a função de acumular o lodo.

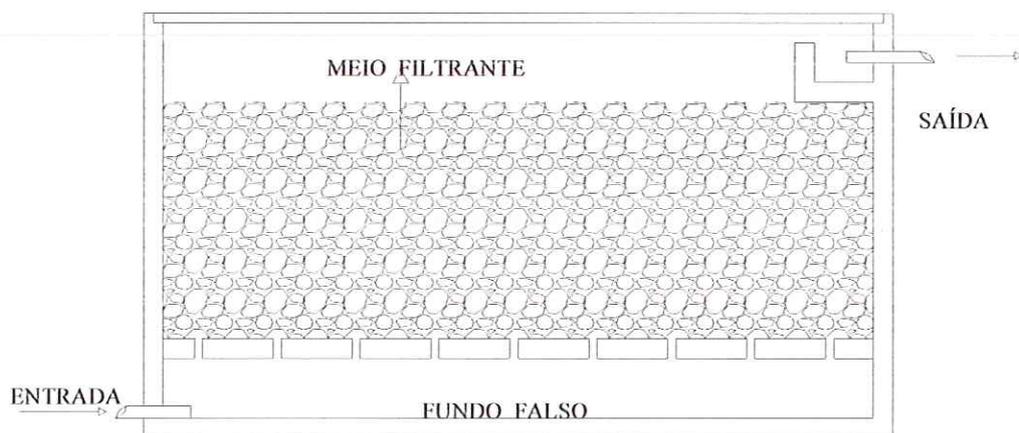


Figura 3.1 – Esquema do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo

Quanto à aplicação dos filtros anaeróbios como complemento no tratamento de efluentes de tanques sépticos, VIEIRA & SOBRINHO (1983) constataram que o sistema necessita de um tempo de adaptação de cerca de três meses, ou a partida tem que ser controlada, aumentando-se lentamente a carga aplicada. O sistema atingiu bons resultados na remoção de DBO (Demanda Biológica de Oxigênio) e sólidos suspensos, a tempos de detenção mínimos de 4,1 horas, na câmara de decantação do decanto-digestor e 14 horas no filtro anaeróbio, em relação à vazão média. Verificou-se que a limpeza controlada do decanto-digestor e do filtro anaeróbio é de extrema importância, com intuito de tornar eficiente a remoção de sólidos pelo sistema, pois os sólidos contidos no efluente são de difícil separação, não sendo viável sua remoção por simples sedimentação após serem eliminados junto com o efluente.

No Brasil, o uso de filtro anaeróbio para efluentes de tanques sépticos encontra-se bastante difundido, sendo que também existem várias instalações em funcionamento, há diversos anos, que recebem despejos líquidos industriais (CAMPOS & DIAS, 1989).

KOBAYASHI *et al.* (1983) operaram em escala de laboratório, um filtro anaeróbio, com enchimento plástico possuindo uma alta área superficial específica, no tratamento de esgotos domésticos com DBO média de 288 mg/L, tempo de detenção de 24 horas, temperaturas de 20, 25 e 35°C e taxa de aplicação média de 0,32 kg DBO/m³.dia. O efluente do filtro, operando durante 60 dias, apresentou valores médios de DBO de 60 mg/L e DQO de 78 mg/L resultando eficiências de 79% e 73%, respectivamente.

FORESTI, DI BERNARDO E CAMPOS (1978) operaram um filtro anaeróbio, em escala piloto, com o objetivo de verificar a aplicabilidade desse tipo de reator para tratamento dos efluentes líquidos provenientes de uma indústria de conserva de carnes durante 5 meses; verificou-se, no final desse período, a remoção média de DBO atingiu valores da ordem de 70%, com um tempo de detenção hidráulica igual a 18 horas.

Pela *NBR 7229/1993* mantiveram-se as disposições de configuração, de reatores anaeróbios, contidas na *NBR 7229/1982*, a qual considera a aplicação do filtro anaeróbio como pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos como boa alternativa. Ao posicionar-se depois do tanque séptico o filtro anaeróbio receberá um afluente com uma baixa concentração de sólidos, proporcionando um menor risco de entupimento no meio suporte.

A aplicabilidade do reator anaeróbio encontra-se bastante diversificada, sendo utilizado no tratamento de diferentes tipos de resíduos industriais, assim como no tratamento de esgoto sanitário.

A *NBR 13969* define o filtro anaeróbio de leito fixo como um reator biológico no qual o esgoto é depurado por meio de microrganismos não aeróbios, dispersos tanto no espaço vazio do reator quanto nas superfícies do meio filtrante.

3.2. Substratos

3.2.1. Proteínas

A união de L- α -aminoácidos por meio de ligações peptídicas geram compostos orgânicos nitrogenados de origem animal, vegetal ou microbiana, denominados de proteínas (STRYLER, 1973). A ligação peptídica é a união entre átomos de carbono e nitrogênio de dois aminoácidos que se encontram em seqüência na molécula de proteína.

As proteínas são constituídas por uma ou mais cadeias polipeptídicas formadas por seqüências de L- α -aminoácidos. Duas dessas moléculas dão origem a um dipeptídeo, a união de três ou mais moléculas de α -aminoácidos dá origem aos polipeptídios e a agregação de vários α -aminoácidos dá origem às proteínas.

As moléculas que constituem as proteínas são formadas, principalmente, por átomos de nitrogênio, hidrogênio, carbono e ocasionalmente por elementos como fósforo, ferro, enxofre e cálcio, porém o nitrogênio lhe dá a característica de principal fonte, do mesmo, nas águas residuárias. As águas residuárias, provenientes de esgotos municipais,

possuem alguns tipos de proteínas, tais como as albuminas, globulinas e enzimas industriais (detergentes), constituindo-se como principais fontes de nitrogênio em tais despejos.

A princípio, as proteínas, ao passar pelo processo de hidrólise, são transformadas em peptídeo e aminoácidos, que pela fermentação, passam a ser ácidos voláteis, CO_2 , H_2 , NH_4^+ e S^{2-} , atuando as bactérias fermentativas como as do gênero *Clostridium* (McINEMEY, 1988). O processo de degradação das proteínas é de grande complexidade, passando por várias etapas e envolvendo uma diversidade de espécies de microorganismos anaeróbios.

3.2.2. Carboidratos

Os carboidratos são moléculas que possuem estrutura química de poliidroxialdeídos ou polidioxicetonas (WHITE *et al.*, 1964). São classificados em monossacarídeos, oligossacarídeos e polissacarídeos. (LEHNINGER, 1982). A glicose é o monossacarídeo mais presente na natureza, a sacarose é um exemplo de oligossacarídeos e o amido juntamente com a celulose exemplificam os polissacarídeos, que são cadeias longas de monossacarídeos.

Os carboidratos, que também são conhecidos por hidratos de carbono, glicídios, glucídios ou açúcares, estão presentes nas águas residuárias em suas formas mais comuns, tais como a glicose, sacarose, amido e celulose. Os monossacarídeos e oligossacarídeos são de fácil degradação, porém os polissacarídeos oferecem uma maior resistência, sendo a celulose mais difícil de ser decomposta que o amido.

3.2.3. Lipídeos

É definida como lipídeo qualquer substância lipofídica solúvel em solvente orgânico apolar ou de baixa polaridade (VILLELA *et al.*, 1966). De acordo com (MULDER & WALSTRA, 1974), os lipídeos são gorduras

naturais formadas pela reação de esterificação de ácidos graxos de cadeia longa e glicerol.

Os lipídeos podem ser classificados em óleos, gorduras e ceras. Efluentes com grandes concentrações de lipídeos são difíceis de serem tratados em sistemas anaeróbios, devido ao fato desta alta concentração provocar a flotação do lodo e conseqüentemente o seu arraste para fora do reator.

Os lipídeos são compostos de difícil decomposição, pois apresenta baixa biodisponibilidade, afetando também a formação dos grânulos em reatores UASB (PETRUY & LETTINGA, 1997).

Nos esgotos sanitários, os lipídeos, na forma de óleos e graxas, são provenientes de atividades envolvendo a utilização de manteiga, gorduras, óleos vegetais, querosene, óleos lubrificantes entre outros. Em grandes concentrações, os lipídeos aderem às paredes de canalizações, provocando o seu entupimento.

3.2.4. Esgoto Sanitário

As águas residuárias são resultado da combinação dos líquidos e/ou despejos sólidos transportados pelas águas, provenientes de residências, do comércio, de instituições públicas e das indústrias. A matéria orgânica consiste em resíduos alimentícios, excreta, matéria vegetal, sais minerais orgânicos, sabões e detergentes (TORRES, 1992).

O esgoto sanitário é constituído de elementos físicos, químicos e biológicos, contendo substâncias orgânicas e inorgânicas de forma suspensa e/ou dissolvida.

METCALF & EDDY (1991) afirmam que em um esgoto de concentração média, cerca de 75% dos sólidos suspensos e 40% dos sólidos filtráveis são constituídos de matéria orgânica. Esta parte orgânica é constituída de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%) e lipídeos (10%).

O esgoto sanitário que foi utilizado durante a pesquisa é proveniente da rede pública coletora de um bairro de classe média alta com elevado consumo de água, os parâmetros físico-químicos variam durante o ano, de acordo com as diferentes estações climáticas. As principais características do esgoto sanitário que chega ao sistema estão apresentadas na Tabela 3.1, (POVINELLI, 1999).

Tabela 3.1. Características do esgoto sanitário utilizado na pesquisa (valores médios)

Parâmetro	Fontes	
	Nour (1996)	Povinelli (1999)
pH	6,7	7,4
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	109	114
Ácidos Voláteis (mg HAc/L)	32,5	27
DQO _{TOTAL} (mg/L)	433	429
DQO _{FILTRADA} (mg/L)	169	162
DBO (mg/L)	224	-
Sólidos Totais (mg/L)	530,5	433
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	2	-
Nitrogênio (NTK) (mg/L)	36,1	26,2
Fósforo Total (mg/L)	20,4	-

3.3. Grânulos e Flocos

A agregação de microrganismos é um processo bastante comum observado em reatores UASB. De acordo com DOLFING (1987), é possível distinguir três tipos de conglomerados:

- grânulos: conglomerados de estrutura bastante densa, de aparência granular e formas estáveis na água; resistentes a pressões moderadas. Os microrganismos mais comuns encontrados em sua estrutura são os do tipo cocos e bacilos. Esse tipo de partículas pode medir até 5mm de diâmetro.
- flocos: conglomerados que apresentam uma estrutura indefinida; na maioria das vezes, permanecem em suspensão, mas ao se sedimentarem formam uma camada única.
- pellets: conglomerados que apresentam uma densidade superior aos flocos, porém inferior a dos grânulos. Em sua formação, encontram-

se organismos filamentosos, apresentando-se fortemente entrelaçados. São aproximadamente esféricos, possuindo o diâmetro de até 1mm.

A principal diferença entre grânulos e flocos é que enquanto os grânulos são resistentes à fragmentação, mesmo sendo submetidos a esforços hidráulicos de intensidade moderada, os flocos são frágeis e fragmentam-se quando submetidos à agitação de baixa intensidade (HULSHOFF POL *et al.*, 1983).

O grânulo é a formação de um biofilme esférico, sem a presença de um material suporte, sendo primeiramente observado em um reator do tipo UASB (ANGENENT *et al.*, 1999). O fenômeno da granulação é estudado principalmente em reatores UASB, porém esse reator foi desenvolvido a partir de filtros anaeróbios de fluxo ascendente (CAMPOS, 1992). Por meio de estudos comparativos sobre a formação de grânulos em um UASB e em um filtro anaeróbio, percebe-se, por meio de observações microscópicas, que as composições dos grânulos em ambos os reatores foram essencialmente idênticas (JHUNG & CHOI, 1995).

De acordo com HULSHOFF POL *et al.* (1983), o processo de formação do grânulo está relacionado ao crescimento bacteriano, que, por sua vez, é afetado pelos seguintes fatores:

- o tipo de inóculo utilizado na partida, pelas suas características de sedimentação e a natureza de sua fração inerte;
- os procedimentos adotados na partida do reator, relacionados ao carregamento orgânico e quantidade de lodo inoculado;
- as condições ambientais, uma vez que o crescimento é favorecido quando o processo ocorre a temperaturas adequadas (35° a 40°C), faixa de pH ótima (6,5 a 7,8), e o substrato é biodegradável, não contendo compostos que possam inibir o processo.

3.3.1. Formação e Estrutura dos Grânulos

POL (1989) defende que a granulação é a contínua seleção do lodo no interior do reator. Por ser pouco denso, o lodo disperso é arrastado para fora do reator, ficando o mais denso, retido no reator. O leito de lodo se expande devido ao aumento da produção de gás e ao aumento da taxa de carregamento hidráulico.

Em reatores UASB, o crescimento bacteriano está associado aos núcleos de crescimento, que tanto podem ser material inerte e orgânico como podem ser agregados bacterianos pequenos, porém, com boas propriedades de sedimentação. Devido ao fato dos agregados possuírem uma dimensão e uma espessura limitada, o surgimento de novos núcleos de crescimento se dará a partir dos fragmentos de grânulos quebrados, sendo cada vez mais compactos.

De acordo com a bibliografia, o fator mais importante na formação de uma estrutura granular é a presença de um substrato altamente energético. As bactérias fermentativas presentes no grânulo permitem um rápido crescimento e a formação de grânulos mais compactos. Além do mais, as bactérias fermentativas excretam polímeros extracelulares capazes de atuar como material ligante (CARVALHO, 1994).

GUIOT *et al.* (1991) estudaram a estrutura dos grânulos provenientes de um reator UASB, alimentado com sacarose e observaram, por meio de microscopia eletrônica, que as associações bacterianas sintróficas, constituídas por bactérias acetogênicas e metanogênicas hidrogenotrófica, estavam entre uma camada externa, composta por bactérias acidogênicas e arqueas hidrogenotróficas do tipo *Methanosarcina*, e um núcleo acetoclástico composto de organismos do tipo *Methanosaeta*.

ANGENENT *et al.* (1999) estudaram a estrutura dos grânulos formados em um reator anaeróbio seqüencial em batelada, verificando que os compartimentos do reator selecionam as espécies microbiológicas presentes nos grânulos e biofilme, provavelmente pelo fato de cada compartimento possuir uma concentração de substrato diferente.

3.4. Biofilme (Estrutura e Desenvolvimento)

Os biofilmes podem ser definidos por populações microbianas, fixadas em uma matriz de polissacarídeos, ocorrendo uma adesão entre os microorganismos e/ou entre esses e superfícies ou interfaces (COSTERTON *et al.*, 1995). Os polissacarídeos possuem características de adesão e são excretados pelas células para facilitar a formação do biofilme.

De acordo com VAN LOOSDRECHT (1993), vários estudos sobre o comportamento dos agregados microbianos têm permitido ampliar o conhecimento com a relação à conversão de substratos solúveis nos biofilmes, assim como a descrição de como a população microbiana se distribui nos sistemas contendo biofilmes, possibilitando o conhecimento da estrutura do biofilme.

Os biofilmes têm significado muito grande, pois tanto podem exercer papel positivo, como no tratamento de águas residuárias, quanto negativo, como aqueles associados com o fenômeno de corrosão (CAMPOS, 1994).

A partir de vários estudos sobre o comportamento dos agregados microbianos, vem sendo feita uma descrição acurada da conversão de substratos solúveis nos biofilmes, assim como a descrição de como a população microbiana se distribui nos sistemas contendo biofilme. Esses estudos permitem um bom conhecimento da estrutura do biofilme, porém, aspectos como densidade, porosidade e a forma da superfície do biofilme ainda não são possíveis de serem previstos (VAN LOOSDRECHT *et al.*, 1993).

O desenvolvimento de um biofilme é possível devido aos efeitos de adsorção da superfície; essa adsorção retém alguns constituintes químicos e moléculas orgânicas que servem para nutrir os microorganismos. Os primeiros microorganismos que se associam a essa superfície, contendo proteínas, formando um filme, são denominados de colonizadores primários. A partir daí, outras camadas se formam, até atingir um equilíbrio, onde os

processos de formação, redução ou remoção do biofilme se estabilizam (BRYERS, 1988).

O processo de formação do biofilme é resultado de interações entre a deposição, onde ocorre o acondicionamento da superfície, o transporte celular e a aderência dos primeiros microorganismos; o metabolismo, onde acontece o consumo do substrato, o crescimento e a reprodução celular com a contínua produção de polímeros extracelulares; e a remoção, onde se dá o desprendimento e a perda contínua da camada externa do biofilme (BRYERS, 1988).

3.4.1. Desenvolvimento do Biofilme

BELKHADIR *et al.* (1988), em estudos experimentais, de acompanhamento da evolução de biofilmes anaeróbios, verificou que no crescimento desses, destacam-se seis estágios:

3.4.1.1. Fase Latente

Nesta primeira fase, ocorrem duas etapas, sendo a segunda, favorecida pela primeira. A primeira etapa consiste em uma breve adsorção de moléculas orgânicas sobre o material suporte, caracterizando uma aderência inicial do biofilme. A etapa posterior está relacionada à fixação das bactérias isoladas no meio suporte (BELKHADIR *et al.*, 1988).

De acordo com ARAÚJO (1995), a aproximação dos microorganismos ao meio suporte acontece por meio de movimento *browniano*, sendo que, em alguns casos, essa aproximação se dá, devido à capacidade própria de movimentação dos microorganismos. O mesmo autor concluiu que a produção de polissacarídeos extracelulares está diretamente relacionada com a temperatura na qual o processo ocorre, assim como com a composição do substrato utilizado, com relação à concentração de nitrogênio e carboidratos.

O metabolismo microbiano e seus produtos estimulam a aderência dos microorganismos, que pode ser classificada como reversível ou

irreversível (ARAÚJO, 1995). Apesar de vários autores intercederem a favor de que os polímeros extracelulares, produzidos nesta fase, estão associados à aderência irreversível dos microorganismos, em estudos realizados por BRYERS (1988), não ficou claro se esses polímeros são produzidos antes ou depois do processo de aderência irreversível.

A colonização microbiana em diferentes suportes ocorre nas primeiras 24 horas após a incubação do lodo (SANCHEZ *et al.*, 1984). Nesses estudos, utilizou-se a microscopia de varredura eletrônica, verificando a presença de microorganismos filamentosos (semelhantes a *Methanosaeta sp*), tanto no interior quanto na superfície do biofilme. Os suportes utilizados foram a sepiolita, terra diatomácea, PVC, poliuretano e betonita.

3.4.1.2 Fase de Crescimento Acelerado do Biofilme

Esta fase refere-se ao crescimento extremamente rápido de pequenas colônias na superfície do material suporte. Caracterizada pela diminuição da concentração do substrato, uma grande produção de produtos de fermentação, tais como o etanol e o ácido acético, e, conseqüentemente, um aumento da biomassa fixa, chega a formar uma camada de até 50-80 μm (BELKHADIR *et al.*, 1988).

Foi possível distinguir dois tipos de bactérias: as ativas, responsáveis pela degradação do substrato, e as não-ativas, que não tomam parte no processo, localizando-se no interior do biofilme. Apesar do rápido consumo de substrato e alta velocidade de crescimento celular, nesta fase, também ocorre o crescimento endógeno, morte e lise celular (BRYERS, 1988).

3.4.1.3. Fase de Crescimento Linear do Biofilme

Esta fase possui características semelhantes à fase de crescimento acelerado do biofilme, tais como: a concentração baixa e constante do substrato e a alta concentração de produtos metabólicos fermentativos; ambas concentrações foram verificadas na região próxima à saída do reator.

Porém o que diferencia esta fase da anterior é o fato do processo de crescimento ter uma velocidade, consideravelmente, inferior. Este fato está relacionado, provavelmente, à saturação do suporte, as dificuldades de transferência e difusão do substrato no interior do biofilme, a efeitos de inibição pela densidade celular ou acumulação de produtos tóxicos no interior do biofilme (BELKHADIR *et al.*, 1988).

3.4.1.4. Fase de Diminuição da Velocidade de Crescimento do Biofilme

É a fase de transição entre a velocidade constante de crescimento do biofilme e o momento em que o biofilme alcança valores máximos, em massa e espessura. Há uma diminuição na velocidade de crescimento do biofilme, sendo, esta fase, extremamente limitada pelas condições hidrodinâmicas do reator (BELKHADIR *et al.*, 1988).

3.4.1.5 Fase de Estabilização

Esta fase tem como principal característica a estabilização entre o crescimento e a remoção do biofilme, ambos ocorrendo com velocidades semelhantes. É uma fase breve e instável, ocorrendo perda de biomassa e, ao mesmo tempo, observa-se o crescimento de novas células na periferia do biofilme (BELKHADIR *et al.*, 1988).

3.4.1.6. Fase de Desprendimento

É a perda total do biofilme, associada à lise celular nas camadas mais profundas e a destruição das células responsáveis pela sua fixação no meio suporte (BELKHADIR *et al.*, 1988).

De acordo com BRYERS (1988), existem quatro possibilidades de remoção do biofilme de uma superfície. São elas:

- predação: está relacionada à presença de protozoários, ou outros microorganismos superiores, em ambiente anaeróbio. No entanto,

essa possibilidade não é considerada no desenvolvimento dos modelos matemáticos;

- cisalhamento: é resultado direto da hidrodinâmica do reator. Esse processo resulta em uma constante remoção do biofilme, à medida que esse se desenvolve;
- abrasão: é decorrente da agitação da biomassa existente nos interstícios do material suporte. A agitação faz com que haja uma colisão com o biofilme formado, promovendo a remoção do excesso de biomassa;
- desprendimento: está relacionado ao desprendimento de grandes quantidades do biofilme da superfície do material suporte, ocorrendo com uma certa periodicidade. Explicações sobre este fato referem-se a vários fatores decorrentes do processo anaeróbio, tais como: a produção de ácidos voláteis, a diminuição do pH e a produção de gases insolúveis, os quais enfraquecem a estrutura do biofilme provocando o desprendimento de seções inteiras das camadas.

3.5. Material Suporte

Os organismos superam a instabilidade do ambiente em que vivem pela adesão a uma superfície, sendo necessária a presença de um material que possa servir de suporte para o crescimento dos sólidos biológicos que formam o biofilme, podendo ainda esses organismos formar os flocos e grânulos nos espaços intersticiais do meio. A camada suporte promove uma distribuição uniforme do escoamento no interior do reator, melhorando o contato do afluente com os sólidos biológicos contidos nesse reator. Em consequência tem-se o acúmulo desses sólidos, o que aumenta o tempo de retenção celular (YOUNG, 1990).

Ainda que os suportes inorgânicos tenham menos grupos relativos com relação à superfície orgânica, esses são usados mais frequentemente para aderência microbiana. Uma grande variedade de suportes inorgânicos, como a areia, brita, cerâmicas, bambu, silicatos, minerais, óxidos metálicos,

entre outros, são utilizados como suporte para aderência microbiana. No caso de reatores de leite fluidificado/expandido, tem-se a utilização de areia, carvão granular ativado, grãos de material sintético, esponjas, etc. (CAMPOS, 1994).

Além de servir como base na formação do biofilme, o material suporte atua como um dispositivo que separa os sólidos dos gases, sendo de fundamental importância para uniformizar o escoamento em um reator. O material suporte pode melhorar o contato entre o substrato contido no despejo e os sólidos imobilizados acumulados nas superfícies e interstícios do reator.

De acordo com VIJAYALAKSHIMI (1990), a fixação dos microorganismos em um determinado material suporte depende, principalmente, da natureza do sólido suporte, da porosidade, de suas cargas elétricas e da superfície útil (característica mais importante). NAVARO & DURAND² apud VIJAYALAKSHIMI (1990), no estudo de imobilização da *Saccharomyces uvarum*, em material suporte composto por brita, perceberam que a imobilização celular está diretamente relacionada com a compatibilidade do tamanho dos poros existentes na brita, já que as células são preferencialmente fixadas no interior dos poros.

A fixação de biomassa em matrizes na forma de gel, assim como em suportes porosos, tem sido bastante estudada. Vários experimentos, utilizando diferentes materiais suportes, vêm sendo desenvolvidos, proporcionando uma bibliografia bem diversificada.

Estudos, empregando espuma de poliuretano como material suporte na imobilização de biomassa, vêm sendo realizados desde a década de 80. A empresa Bayer AG desenvolve um tipo de plástico, denominado poliuretano, em que as propriedades apresentam uma variabilidade superior a qualquer outro tipo de material. De acordo com PASCIK (1990), a utilização de poliuretanos como suporte se deve à variabilidade das seguintes características: densidade, tamanho de partículas, velocidade de sedimentação, que podem ser alteradas de acordo com as necessidades,

² NAVARRO, J. M.; DURAND, G. (1980). *Modifications de la croissance de Saccharomyces cerevisiae sur support solide*. C. R. Acad. Sci. Ser. Vol. 290, p.453.

além disso o poliuretano apresenta alta porosidade interna, alta estabilidade à hidrólise e difícil degradação biológica.

Existem outros tipos de material suporte que são utilizados no estudo da imobilização da biomassa, são eles: a cerâmica porosa, os polímeros porosos, os polímeros não porosos e algumas argilas. Esses tipos de materiais suportes se diferenciam dos suportes na forma de gel, pelo fato da inexistência de um confinamento dos microorganismos, acontecendo uma adesão tanto na superfície quanto nos poros do material.

HUISMAM *et al.* (1983) estudaram a imobilização de células metanogênicas em diferentes materiais suportes. Eles chegaram a conclusão de que a espuma de poliuretano poderia ser utilizada para a imobilização de biomassa, verificando que os fatores que mais afetam a sua colonização foram a porosidade e o tamanho de seus poros, os quais interferem na difusão do substrato dentro da partícula. De acordo com esses autores, é de fundamental importância o conhecimento da adesão inicial da biomassa no suporte, para prevenir que ela não seja arrastada para fora do reator.

ZELLNER *et al.* (1987) utilizaram um reator cilíndrico com escoamento ascendente contendo cerâmica porosa, como suporte para adesão de biomassa, e um reator de características semelhantes, contendo células livres; ambos tratando soro de leite bruto e concentrado. Verificaram que os reatores apresentaram a mesma eficiência (95%), sendo que, a velocidade de remoção de DQO foi bem menor no reator contendo lodo imobilizado e a concentração de ácidos voláteis no efluente foi bem maior no reator contendo células livres.

VERRIER *et al.* (1988) estudaram a adesão de arqueas metanogênicas nas seguintes superfícies poliméricas: politetrafluoreticeno (PTFE), porcelana, polipropileno e no cloreto de polivinil (PVC). Compararam os resultados da colonização no PTFE e na porcelana, observando que, na porcelana, a colonização foi duas vezes maior, no total da biomassa, e dez vezes maior para a população das arqueas

metanogênicas. Na porcelana, o crescimento dos microorganismos foi provavelmente estimulado pela alta concentração de ferro, cálcio, magnésio, sódio e potássio presentes na mesma. Compararam o polipropileno e o PVC, obtendo resultados similares, com a colonização das metanogênicas no polipropileno, ocorrendo mais facilmente, pois o polipropileno é mais hidrofóbico. Após ensaios, concluíram que superfícies hidrofóbicas tais como o PTFE, o polipropileno e o polietileno favorecem a adesão das células hidrofóbicas, como as *Methanotherix soehngeni*. No entanto, a *Methanosarcina mazei* não apresentou uma boa aderência a esses suportes.

Em estudos realizados por BRITZ *et al.* (1994), concluiu-se que a natureza das espécies de microorganismos presentes nos digestores pode ser diretamente relacionada à composição do substrato utilizado. O estudo foi realizado em quatro reatores anaeróbios alimentados com substratos diferentes, o esgoto sanitário, o chorume e efluente de indústria petroquímica. Uma diversidade de espécies foi encontrada em cada digestor determinada por meio de métodos taxonômicos.

SANCHEZ *et al.* (1984) analisaram em diversos tipos de suportes a produção de metano e a colonização dos microorganismos em suas estruturas. Os materiais suportes utilizados foram os seguintes: sepiolite, terra diatomácea, diabase, cloreto de polivinil (PVC), betonita e espuma de poliuretano, ambos utilizados para imobilização de lodo, proveniente de reator anaeróbio utilizado no tratamento de esgoto sanitário. A maior produção do gás metano foi observada nos sistemas que continham biomassa imobilizada em diabase. Observou-se, também, produção de gás nos sistemas que continham sepiolite e espuma de poliuretano. Após quinze dias de incubação, verificou-se, que no sistema contendo diabase, o número de arqueas metanogênicas hidrogenotróficas aumentou, e nos sistemas contendo diabase, sepiolite, e PVC, as bactérias encontradas em grande quantidade foram as hidrolíticas fermentativas, que por sua vez, decresceram nos sistemas contendo espuma de poliuretano e betonita. Em

relação às bactérias redutoras de sulfato, observou-se um grande número delas nos sistemas contendo betonita e terra diacromácia, e um decréscimo dessas bactérias em sistemas contendo espuma de poliuretano. Concluiu-se que as arqueas metanogênicas se desenvolveram melhor nos sistemas em que os materiais suportes eram a sepiolite e diábase. No entanto, as arqueas metanogênicas acetotróficas predominaram em sistemas em que o suporte era o sepiolite, enquanto as hidrogenotróficas foram predominantes em sistemas contendo diábase.

VARESCHE *et al.* (1997), em estudos desenvolvidos em um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), verificaram que os microorganismos aderem com bastante firmeza às matrizes de poliuretano. Este fato é explicado devido à formação de algum tipo de ligação entre os microorganismos e o suporte, como também pela utilização desse tipo de reator, cuja conformação exige um menor nível de organização. A hipótese de que a aderência dos microorganismos às matrizes de poliuretano ocorre com maior rapidez foi baseada nos baixos tempos de partida do RAHLF observados por ZAIAT *et al.* (1997). A variação de concentração de substrato ao longo do reator foi a causa da identificação de microgrânulos de diferentes características e tamanhos, mostrando que além do tipo de substrato utilizado, a concentração interfere nas características dos microorganismos contidos no reator anaeróbio.

INCE *et al.* (1999) realizaram um estudo em suportes contidos em um filtro anaeróbio, utilizando como substrato o esgoto sanitário, a fim de analisar a resistência, aderência e rendimento da porosidade média desses suportes. Os autores verificaram que a quantidade de biomassa aderida no suporte foi cinco vezes maior nos anéis situados na base do reator em relação aos que ficavam no topo. Concluíram que o melhor material suporte, para filtros anaeróbios, é aquele que possui grande porosidade assim como área superficial específica bastante elevada.

ALVES *et al.* (1999) verificaram que a utilização de suportes porosos em sistemas anaeróbios de tratamento de despejos acelera a partida,

permitindo que altas taxas de carregamento orgânico sejam aplicadas, o que favorece o crescimento do biofilme nos suportes. Esse estudo permitiu que os autores associassem as propriedades físico-químicas da superfície do suporte e o fenômeno da aderência, concluindo que a capacidade que o suporte possui de retenção das células depende da porosidade, área superficial, rugosidade, distribuição e tamanho dos poros dos materiais suportes. Esses estudos revelaram que o tipo de suporte pode influenciar a atividade metanogênica, devido às possíveis interações químicas entre o material os microorganismos e o meio líquido.

3.6. Cinética de Consumo de Substrato

A cinética de consumo de substrato está diretamente relacionada com os parâmetros cinéticos intrínsecos cuja determinação é de fundamental importância à medida que se trabalha com sistemas contendo células imobilizadas e pretende-se avaliar a atividade desses microorganismos. A necessidade de metodologias experimentais que permitam avaliar as etapas constituintes do processo de conversão biológica está relacionada a adaptações que permitam considerar desprezíveis as resistências à transferência de massa (SHIEH & MULCAHY, 1985).

Existem vários fatores ambientais e operacionais que afetam a cinética, são eles: a temperatura do sistema, a reologia, o pH e a composição do substrato. A influência sofrida pela cinética torna difícil contemplá-la sob todos os aspectos e detalhes envolvidos em um modelo matemático. Sendo necessária a simplificação de modelos matemáticos no intuito de que sua aplicação seja viável (ZAIAT, 1999).

O estudo da cinética resulta no conhecimento de uma base reacional que permita o projeto e o controle das unidades de tratamento de resíduos líquidos (GOMEZ, 1998). Os processos estão sendo descritos por meio de modelos simples ou complexos, gerando uma diversidade de parâmetros cinéticos, que restringem a validade desse tipo de análise (FORESTI, 1987).

Para determinar os parâmetros cinéticos, utiliza-se uma diversidade de técnicas apresentadas por LEVENSPIEL (1999). Os modelos cinéticos podem ser simples, como de primeira ordem ou ordem zero, até modelos mais complexos. No caso de sistemas microbianos, o modelo mais utilizado é o modelo cinético de Monod, que relaciona a velocidade específica de crescimento dos microorganismos (μ) com a concentração de substrato (C_s) na forma hiperbólica:

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \times \frac{C_s}{K_s + C_s} \quad (3.1)$$

Nessa expressão, $\mu_{\text{máx}}$ é a velocidade máxima específica de crescimento e K_s é a constante de saturação do substrato.

De acordo com o modelo de Monod, a velocidade de crescimento, e conseqüentemente a velocidade de consumo de substrato, pode ser apresentada por modelo de primeira ordem para baixas concentrações de substrato ($C_s \ll K_s$) e pelo modelo de ordem zero quando as concentrações de substrato forem muito altas ($C_s \gg K_s$).

Vários pesquisadores, utilizando uma diversidade de métodos, obtiveram e avaliaram os parâmetros cinéticos. Um exemplo foi RYU *et al.* (1984) que desenvolveram um estudo considerando o tamanho da partícula igual a zero, na tentativa de considerar a resistência difusional nula. A resistência à transferência de massa externa também foi considerada desprezível, uma vez que os reatores diferenciais utilizados foram submetidos a altas velocidades superficiais de líquido. Os autores estimaram os parâmetros cinéticos intrínsecos, para o consumo de glicose por leveduras imobilizadas em gel de alginato para a produção de etanol, utilizando o modelo cinético de Monod. Os tamanhos das partículas esféricas foram variados, tornando possível avaliar os coeficientes aparentes.

4. Materiais e Métodos

4.1 Instalações Experimentais

A pesquisa refere-se à avaliação da atividade biológica das células imobilizadas, constituídas em um filtro anaeróbio. Sua efetivação ocorreu com a utilização de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e filme fixo, em escala de bancada, no tratamento de esgoto sanitário.

Basicamente, duas partes principais compuseram este reator: uma câmara cilíndrica de PVC com 200 mm de diâmetro e uma base de formato externo cilíndrico e interno, na forma de cone, com o diâmetro maior de 200 mm e o menor de 90 mm. A união das partes, fixadas por meio de uma flange com 16 parafusos tipo borboleta, totalizava uma altura de 1,20 m. Uma tampa de acrílico, fixada também por meio de uma flange com 16 parafusos, era utilizada para fechar o reator em sua parte superior e para uma melhor vedação era colocado um anel de borracha impedindo a passagem de gases. O reator possuía uma entrada na parte inferior, uma saída na parte superior, um registro de descarga, uma saída para os gases, na tampa de acrílico, e amostradores laterais em diversas alturas.

Seu volume total era de 34,5 litros, sendo que 28,8 litros, equivalente a 83,5% do total, faziam parte do volume útil e 5,7 litros, equivalente a 16,5 % do total, eram destinados à separação da parte gasosa. Pela saída de gases na tampa de acrílico, a parte gasosa era encaminhada a um sistema de medição de volume produzido, composto por um frasco tipo Mariotte e uma proveta graduada de 1000 mL.

A Figura 4.1 mostra o desenho esquemático do reator anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo juntamente com o sistema de medição do volume de gás.

O reator anaeróbio utilizado teve como principais funções: a formação de um biofilme de forma semelhante em diversos materiais e a retirada dos materiais suportes sem danificar o biofilme formado.

Para a imobilização da biomassa foram utilizados suportes inertes em formato cilíndrico com 3,0 cm de altura e 2,1 cm de diâmetro, fixados em barras de aço inoxidável por meio de pinos de solda de PVC. Cada barra tinha 80 cm de altura e 5/6" de diâmetro. No interior do reator, existiam duas placas circulares perfuradas, distando 62 cm uma da outra, que possuíam a função de dispor as barras de aço de uma forma mais equidistante.

Quatro tipos diferentes de suporte foram utilizados:

- Material Cerâmico de Alta Porosidade (Cerâmica Especial);
- Material Cerâmico de Baixa Porosidade (Cerâmica Refratária);
- Material Polimérico de Alta Porosidade (Espuma de Poliuretano);
- Material Polimérico de Baixa Porosidade (PVC).

Ao todo eram 16 hastes, cada haste continha 4 suportes de materiais diferentes, totalizando 64 suportes. A distribuição foi feita de acordo com a altura, a proximidade da parede interna do cilindro ou do centro do reator. Procurou-se colocar cada tipo de material em um máximo de posições diferentes possíveis. A utilização de quatro tipos de materiais produziu vinte e quatro combinações distintas, dentre essas combinações dezesseis foram selecionadas e arranjadas no interior do reator. A diversidade de combinações possíveis permitiu que uma determinada combinação fosse utilizada apenas uma vez.

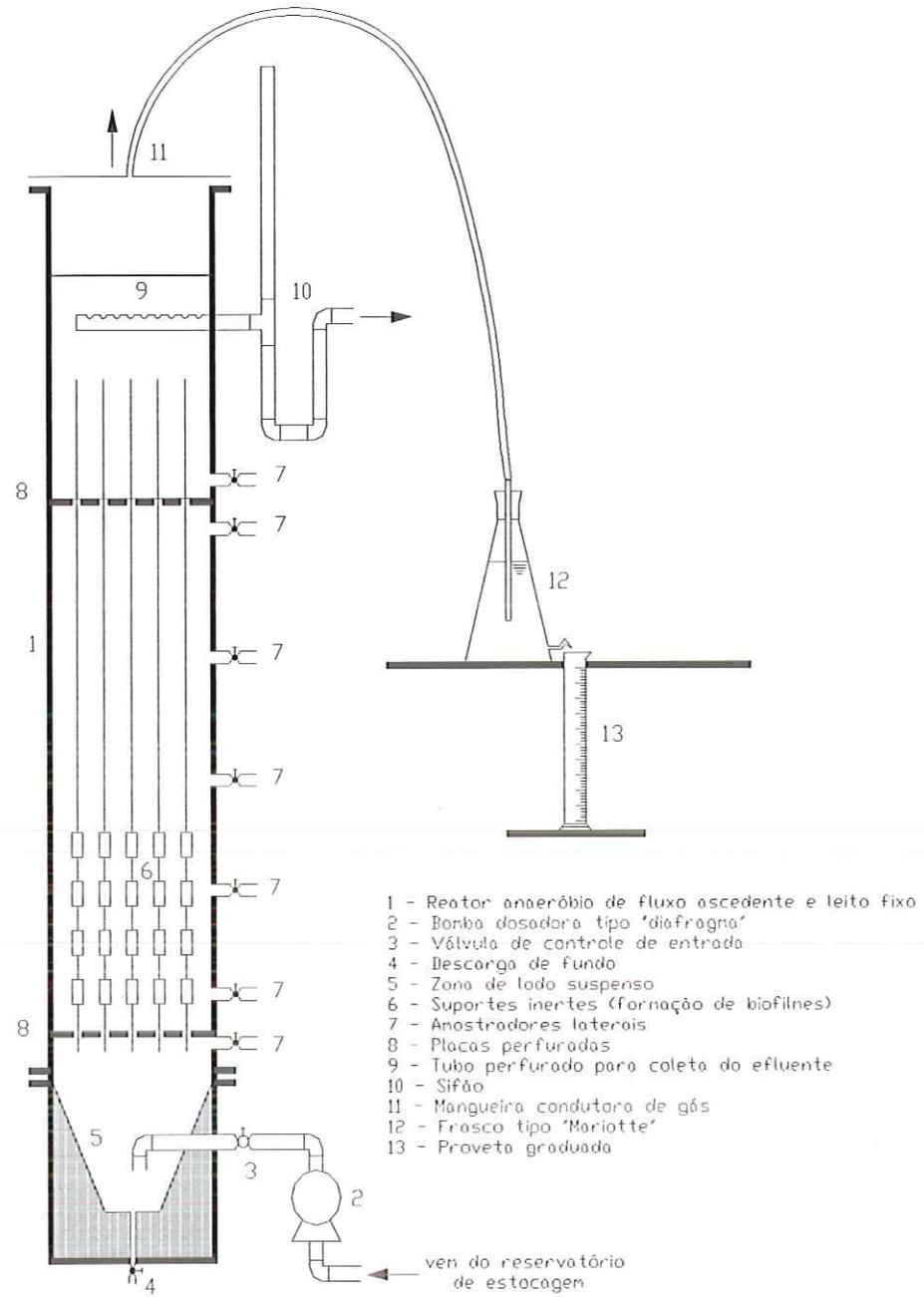


Figura 4.1 – Esquema do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo VALLERO (1999)

As barras de aço inox constituem elementos estratégicos, de extrema importância, na coleta do biofilme aderido aos suportes, com o reator em pleno funcionamento, sem que esse biofilme seja danificado. A amostra do lodo foi retirada pelo amostrador lateral mais baixo.

A Figura 4.2 mostra a disposição dos suportes de imobilização em uma barra de aço inoxidável, referente a uma das possíveis combinações. Verifica-se que a barra de aço recebia um suporte de cada material.

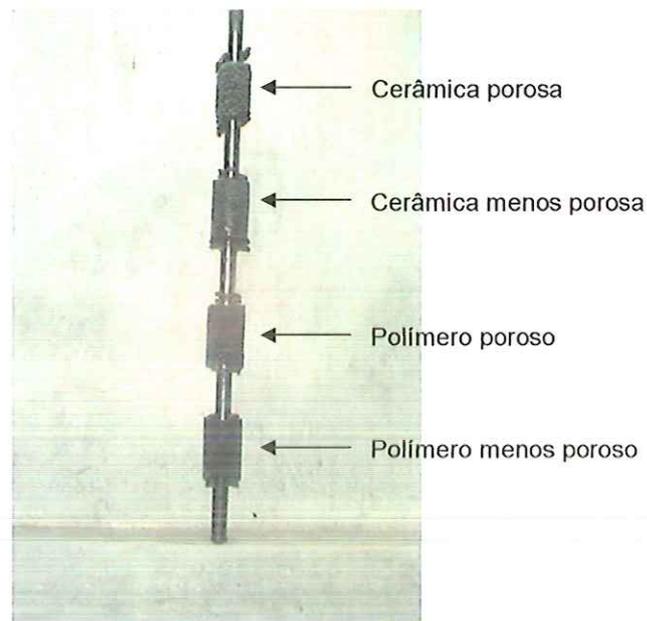


Figura 4.2 – Suportes fixados na barra de aço inoxidável

O substrato, constituído por esgoto sanitário, era armazenado em um reservatório, com capacidade de 100 litros. O esgoto era diretamente bombeado para a entrada do reator por meio de uma mangueira de recalque; após o escoamento ascendente, o líquido era coletado por um tubo perfurado existente no interior desse reator. Na saída, o efluente passava por um sifão e, em seguida, era despejado em outro reservatório de 100 litros. Esse sifão, construído com tubos de PVC de 1/2", tinha a finalidade de garantir a submersão do tubo coletor. O afluente passava, na entrada do reator, por um registro que diariamente era fechado para a coleta da amostra e eventual limpeza das mangueiras.

A Figura 4.3 mostra o reator e seus sistemas de recalque e sucção, assim como o sistema de medição do volume de gás produzido.



Figura 4.3 – Reator anaeróbico e seus sistemas de recalque e sucção

Para manter o reator em uma temperatura de 30°C foi utilizada uma câmara climatizada em madeira, medindo 2,4 m de comprimento e 1,6 m de largura, que possuía dois aquecedores elétricos a óleo De Longhi de 2000 W de potência e dois ventiladores com a função de circular o ar e homogeneizar a temperatura. Um termostato automático, acoplado a um dos aquecedores, controlava a temperatura ambiente por meio de um sensor de calor fixado na parede externa do reator. A utilização dos dois aquecedores só era necessária nos dias em que a temperatura era baixa; normalmente um aquecedor conseguia manter a temperatura em torno de 30°C.

A Figura 4.4 mostra uma vista externa da câmara climatizada constituída de madeira, localizada próximo ao Laboratório de Análises Biológicas do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos.



Figura 4.4 – Câmara climatizada de madeira

A Figura 4.5 mostra o sistema de controle da temperatura composto por um termostato, um aquecedor elétrico a óleo e um ventilador. O outro aquecedor e o outro ventilador localizavam-se em posição diametralmente oposta.

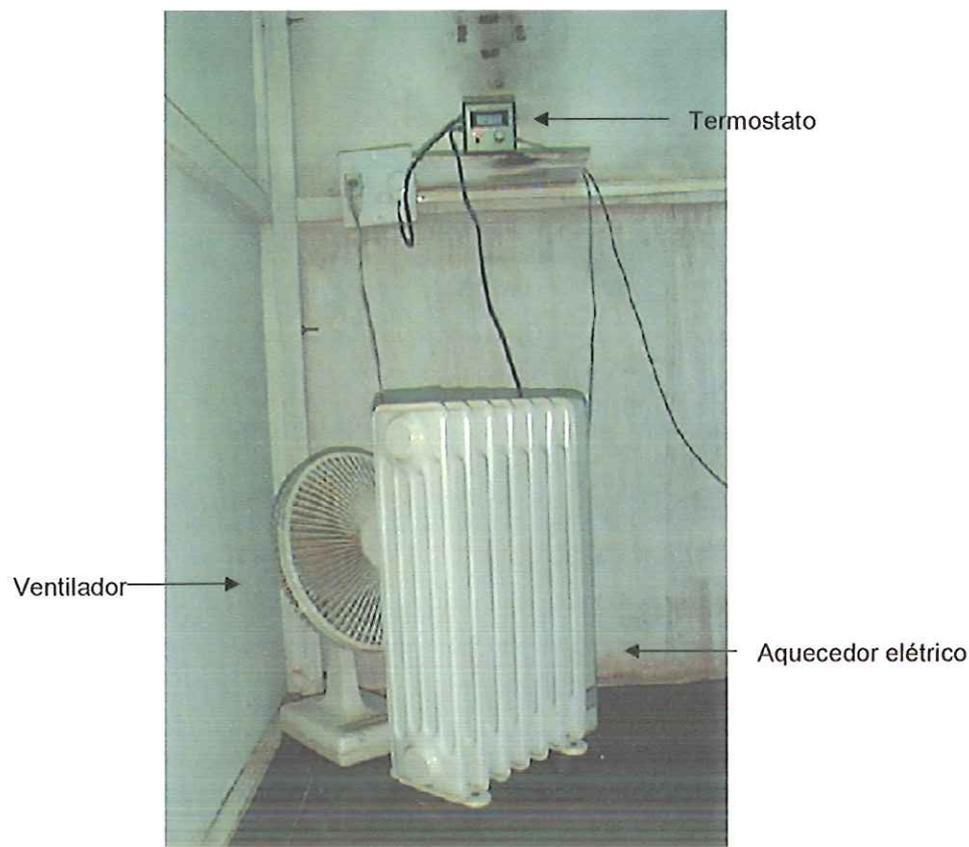


Figura 4.5 – Sistema de controle da temperatura

4.2 Suportes Utilizados

Segundo a literatura, pode-se afirmar que algumas características do material suporte são de grande influência na retenção celular, entre as quais pode-se citar a natureza do sólido constituinte, bem como a sua porosidade.

Para utilizar como suporte inerte, VALLERO (1999) selecionou o material polimérico e o material cerâmico, cada um com duas porosidades diferentes resultando em quatro tipos diferentes de suporte. De maneira análoga PIKANÇO (2000) utilizou esses quatro tipos de suporte. Esse trabalho teve procedimento idêntico aos anteriores, pois se trata de pesquisa semelhante, variando apenas o substrato utilizado.

O tijolo cerâmico refratário, muito utilizado na construção de fornos e fogões à lenha, foi escolhido como material cerâmico de baixa porosidade. O material cerâmico de alta porosidade é um material que foi desenvolvido pelo Departamento de Engenharia de Materiais (DEMA – UFSCar), para retenção de fungos produtores de elementos ativos que se usa na fabricação de antibióticos (Pesquisa do Departamento de Engenharia Química – UFSCar).

A espuma de poliuretano foi escolhida como material polimérico de alta porosidade, enquanto que o PVC foi escolhido como material polimérico de baixa porosidade.

A Figura 4.6 mostra os suportes inertes utilizados para facilitar a adesão da biomassa no interior do reator.

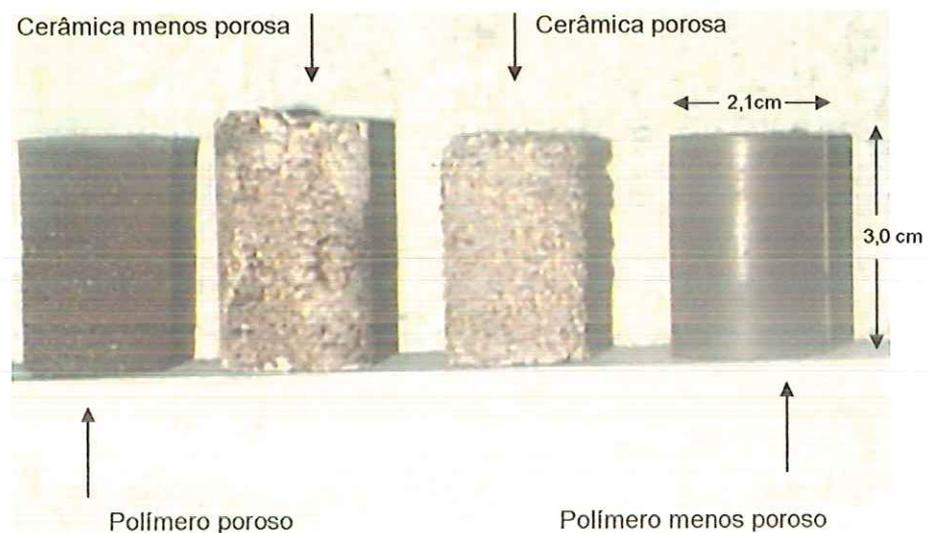


Figura 4.6 – Suportes inertes (polímero poroso, cerâmica menos porosa, cerâmica porosa, polímero menos poroso)

De acordo com VALLERO (1999), as dimensões e a geometria dos suportes foram determinadas com a intenção de promover a retirada dos mesmos, sem agressão ao biofilme formado. Os suportes foram retirados do reator para a sua inserção nos reatores diferenciais (Figura 4.11) com o

objetivo de verificar a atividade biológica em cada suporte, por meio de estudos de cinética química.

Os suportes possuíam formato cilíndrico de diâmetro interno igual a 0,8 cm, o diâmetro externo de 2,1 cm e a altura de 3,0 cm, totalizando volume de 8,88 cm³ e uma área superficial de 25,7 cm², não levando em consideração a área interna, devido ao preenchimento dessa parte pela haste de aço.

4.3 Substrato Utilizado

O substrato utilizado foi o esgoto sanitário proveniente de uma região da cidade de São Carlos – SP, e recolhido pela Escola de Engenharia de São Carlos para fins de pesquisas científicas. Ao chegar nas dependências apropriadas da escola, o esgoto passa por uma grade grossa, que retém todo o material grosseiro e que dá passagem a um poço de coleta. Por meio de bombas de sucção, o líquido passa do poço para um tanque de equalização; desse tanque o esgoto é encaminhado para um reservatório, de 1000 litros, passando por uma peneira fina e depois dirigido para outro reservatório, também de 1000 litros. Uma mangueira na segunda caixa, em uma altura intermediária, conduz o esgoto ao tanque de armazenamento localizado na câmara climatizada.

O sistema composto por esses dois reservatórios e a peneira fina tiveram a finalidade de reter uma parte dos sólidos em suspensão, sendo o seu excesso prejudicial aos reatores anaeróbios. Ocorrem, também, nas caixas o processo de sedimentação.

O tanque de armazenamento era alimentado, diariamente, com 30 litros do afluente, dois litros a mais do utilizado pelo reator durante 24 horas. A limpeza desses tanques era feita duas vezes por semana, pois se verificou a incrustação de material sólido em suas paredes, que poderia influenciar, de maneira prejudicial, o experimento. À medida que o tanque do afluente era alimentado, o efluente era descartado em outro tanque.

A Figura 4.7 mostra o local onde o esgoto sanitário foi coletado. Nele, encontram-se os reservatórios de onde era retirado o afluente do reator anaeróbio.



Figura 4.7 – Local de coleta do esgoto sanitário

A Figura 4.8 mostra os tanques de armazenagem do afluente e do efluente, ambos localizados no interior da câmara aclimatada.

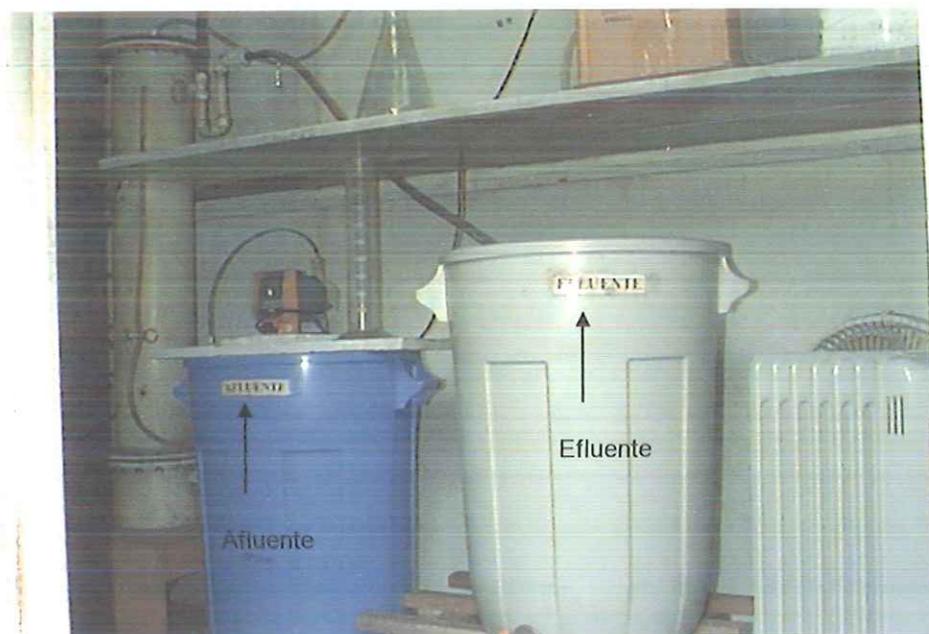


Figura 4.8 – Tanques de armazenagem do afluente e do efluente

4.4 Lodo de Inóculo e Partida do Reator

O lodo de inóculo foi obtido de um reator anaeróbio (UASB) utilizado no tratamento dos esgotos sanitários da cidade de Piracicaba – SP (ETE Piracicamirim). O lodo foi conservado em refrigerador a uma temperatura de 4°C, durante o período de dois meses, até a sua utilização.

Sete litros de lodo, equivalentes a 25% do volume útil (28,8 litros), foram utilizados para inocular o reator, sendo este lodo macerado, com o auxílio de uma peneira, promovendo uma desagregação dos grânulos. Juntamente com os sete litros do lodo, foram colocados 21,8 litros de substrato, preenchendo o volume reacional do reator que, em seguida, foi devidamente fechado para ser colocado em operação.

O tempo de detenção hidráulica adotado foi de 24 horas, o mesmo utilizado por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000) em seus trabalhos, tendo em vista que o mesmo reator anaeróbio foi usado nas três pesquisas. Na partida, a alimentação do reator foi feita com uma mistura entre o substrato e água para se obter uma menor carga orgânica. Para cada litro de substrato colocou-se um litro de água.

A análise principal feita na monitoração da partida do reator foi à série completa de sólidos, pois a partir desta análise foi possível constatar, em vários dias consecutivos, que a quantidade de sólidos do efluente era maior que a do afluente, verificando-se que todo o lodo estava sendo arrastado para fora do reator junto com o efluente. Houve a necessidade de se reinocular e se dar uma nova partida. Além da série de sólidos, outras análises eram feitas, tais como demanda química de oxigênio (DQO), pH e ácidos voláteis.

De posse de um novo lodo, de mesma origem, a reinoculação foi realizada de imediato, sem a necessidade de armazenar o lodo. Diferente da primeira partida, a redução da carga orgânica foi feita aumentando-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 para 48 horas. Constatando-se a produção de metano, o TDH passou a ser de 24 horas, permanecendo esse tempo durante todo o experimento.

O bicarbonato de sódio, muito utilizado como agente alcalinizante em reatores anaeróbios, foi necessário para garantir o efeito tampão no sistema, corrigindo o pH. Porém, pouco se utilizou desse recurso, uma vez que o reator anaeróbio apresentou-se estável, em relação à alcalinidade, durante todo o período que foi operado.

4.5 Amostragem

Para as análises físico-químicas foram coletadas amostras do afluente e do efluente em volumes de aproximadamente 500 mL. O efluente era coletado na extremidade de uma mangueira conectada a um sifão que, por sua vez, era ligado à saída do tubo perfurado por onde escoava o efluente. Para a coleta do afluente era necessário fechar o registro de entrada do reator, resultando no desvio do líquido para uma outra mangueira de onde se coletava a amostra.

As Figuras 4.9 e 4.10 mostram os locais de coleta do afluente e do efluente. Na Figura 4.9, tem-se o registro e a mangueira por onde escoava o afluente; na 4.10, a saída do efluente pela mangueira conectada ao sifão.

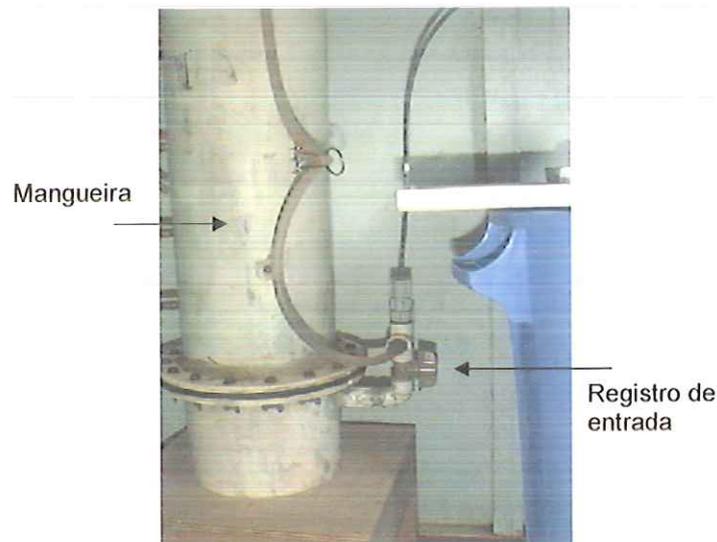


Figura 4.9 – Local de coleta do afluente, registro de entrada e mangueira utilizada para coleta

Para a análise da composição dos gases gerados no processo, foram coletadas amostras em uma mangueira de silicone que conduzia os gases produzidos para um frasco tipo "Mariotte". A coleta era feita por meio de uma seringa do tipo "Gastight", onde a primeira amostra era descartada, proporcionando um tipo de lavagem nessa seringa para, em seguida, coletar os 0,5 mL necessários para esse tipo de análise.

A Figura 4.10 mostra a mangueira de silicone por onde a agulha da seringa era inserida para a retirada da amostra. Os pontos de inserção eram próximos da saída da tampa de acrílico.

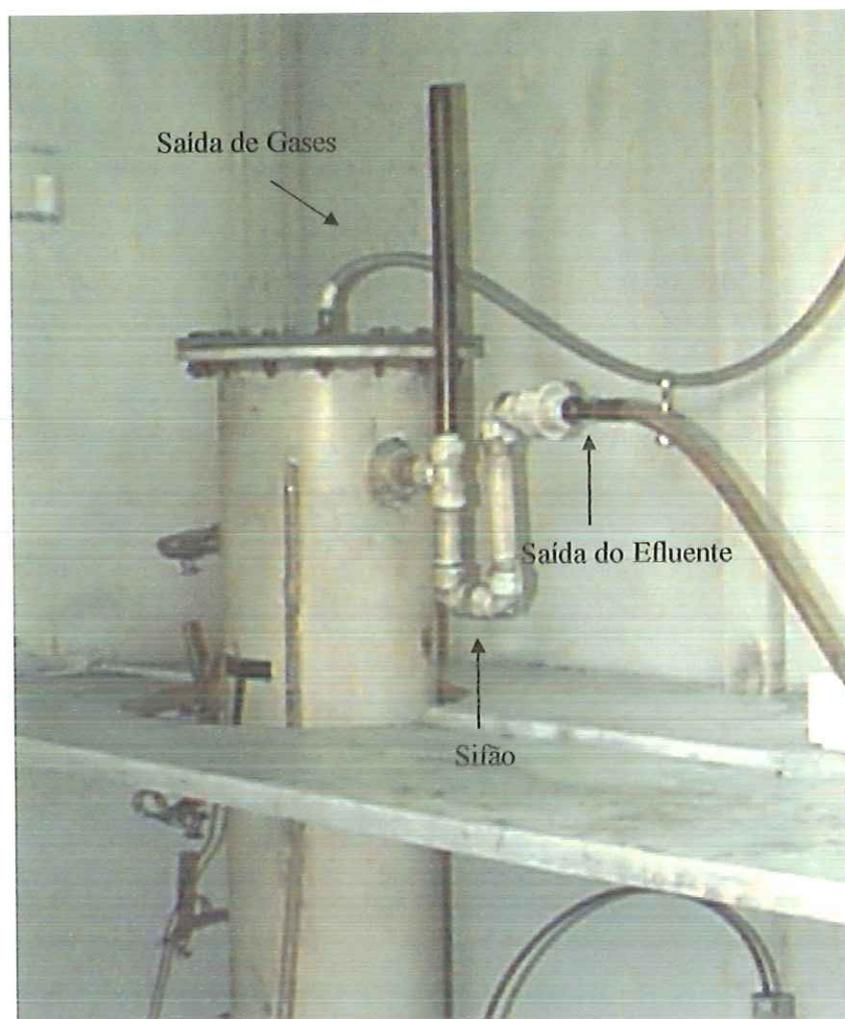


Figura 4.10 – Saídas de gases e do efluente

4.6 Monitoração e Análises

As análises da demanda química de oxigênio (DQO), do potencial hidrogeniônico (pH) e da concentração de sólidos dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, obedeceram aos padrões adotados pela American Public Health Association (APHA), publicados na 19ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA / AWWA, 1991). Os ácidos voláteis totais (AVT) obedeceram à metodologia descrita por DILALLO & ALBERTSON (1961). A análise de alcalinidade é descrita por RIPLEY *et al.* (1986). As concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos, componentes da matéria orgânica específica, foram determinadas por métodos descritos por BLUNDI (1988) e MANZOLLI (1992).

A Tabela 4.1 mostra a frequência das análises físico-químicas que foram realizadas na primeira fase do experimento, correspondente à colonização do biofilme no material suporte e a formação de grânulos.

Tabela 4.1 – Frequência das análises físico-químicas

Parâmetro	Unidade	Frequência
DQO	mg/L	2 x semana
pH	–	2 x semana
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	2 x semana
Ácidos Voláteis	mg HAc/L	2 x semana
Sólidos	mg/L	2 x semana
Proteínas, Carboidratos e Lipídeos	mg/L	2 x semana

A composição dos gases gerados no sistema foi analisado por cromatografia gasosa utilizando o cromatógrafo Gow-Mac (série 150) com detector de condutividade térmica e coluna "Prapak Q" (2,0 m x ¼"), operando a uma temperatura de 70°C e utilizando o hidrogênio como gás de arraste para o sistema.

Utilizando os cromatogramas de saída fornecidos pelo integrador, foi possível obter os valores percentuais da composição do gás em função da área dos picos de cada composto do biogás. Essa composição percentual dos gases foi determinada empregando o método da resposta térmica, utilizando a equação 4.1 e os valores RTRi apresentados na Tabela 4.2.

$$\% \text{ Gás} = \frac{A_i / RTR_i}{\sqrt{A_i / RTR_i}} \quad (4.1)$$

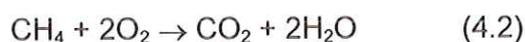
- % Gás : Percentagem do gás;
Ai : Área do pico correspondente ao gás;
RTRi : Valor da resposta térmica correspondente ao gás.

Tabela 4.2 – Alguns valores da resposta térmica (RTRi)

Gás	RTRi
Ar	41
CH ₄	36
CO ₂	48

Fonte: Ciola (1985)

O volume teórico da produção máxima de metano por grama de DQO removida foi calculado estequiometricamente a partir da equação 4.2.



A partir da equação 4.2, constata-se que para cada mol de metano consumido (22,4 L a 0°C), dois mol de oxigênio (64g) são utilizados. Então 0,35 L de metano a 0°C e a 760 mmHg equivale a 1,0 g de DQO consumida. Para a temperatura de 30°C e a pressão atmosférica da cidade de São Carlos, a relação passa a ser 0,426 L. Multiplicando-se esse fator pela

diferença entre a DQO afluente e a DQO efluente tem-se o volume teórico de gás metano produzido.

No final do experimento, após a formação dos biofilmes nos suportes e a adaptação do lodo, realizou-se a análise microbiológica por meio de microscopia ótica e de microscopia eletrônica de varredura, com o intuito de caracterizar as morfologias presentes.

A análise de microscopia ótica foi feita no microscópio Olympus modelo BH2, utilizando as técnicas de epifluorescência e de contraste de fase, com o intuito de verificar a presença de grupos metanogênicos nas amostras. Foram utilizadas lentes objetivas com a capacidade de 40 a 100 vezes de aumento.

Para a análise de microscopia eletrônica de varredura, utilizou-se o microscópio de varredura digital Zeiss DSM – 960, observando as amostras dos biofilmes sem retirá-los de seus suportes. As técnicas utilizadas, desenvolvidas por NATION (1983)³ e adaptada por ARAÚJO (1995), consiste na desidratação da amostra por meio de sua fixação em solução tampão de fosfato com concentração de 0,1 M (pH=7,3), contendo 2,5% de glutaraldeído durante 12 horas a 4°C. Em seguida, as amostras fixadas foram submetidas a três lavagens, cada uma com 10 minutos de duração, utilizando solução tampão de fosfato, para depois serem colocadas em soluções de etanol a 50%, 70%, 80%, 90%, 95% e três vezes a 100%, com duração de 10 minutos para cada concentração, ocorrendo uma desidratação da amostra. Para uma pós-fixação, as amostras foram expostas a uma solução de hexametildesilazane (HMDS), durante trinta segundos, e logo em seguida elas foram colocadas em uma estufa a uma temperatura de 60°C, para obter uma secagem completa. Finalmente, cada amostra foi fixada em um suporte de alumínio com cola de prata e recobertas por uma fina camada de ouro, que permitiu uma melhor transmissão de elétrons gerando imagens tridimensionais com um ótimo grau de nitidez.

³NATION J. L. (1983). A new method using hexamethyldisilazane for preparation of soft tissues for scanning electron microscopy. *Stain Technology*. Vol.58, pp.347-351.

Apesar desta técnica ser amplamente utilizada para visualização do biofilme em seus suportes, constatou-se uma considerável agressão à estrutura original do filme biológico principalmente quando este foi exposto a uma série de lavagens, que provocou o arraste do material. Conseqüentemente, o estudo da influência do suporte na colonização dos suportes foi prejudicado.

4.7 Avaliação da Atividade Biológica

4.7.1 Instalações Experimentais

Na estimativa dos parâmetros cinéticos foram utilizados reatores diferenciais “elemento de volume” com o volume de 40 mL e 5 cm de comprimento. Esse tipo de reator consistia em uma seringa adaptada e uma rolha atravessada por uma pequena haste de aço inoxidável, onde o suporte era fixado da mesma forma que este se apresentava no interior do filtro anaeróbio.

A Figura 4.11 mostra o reator diferencial tendo em seu interior um dos suportes.



Figura 4.11 – Reator diferencial com suporte

O sistema para realização dos ensaios cinéticos era composto por um frasco, vedado e com agitação, com o volume de 1000 mL, localizado em uma caixa de isopor com gelo, onde foi colocado o substrato. Um tubo de metal, juntamente com um conjunto de mangueiras de látex, conduzia o substrato, por meio de uma bomba peristáltica Ismatec, para um trocador de calor do tipo banho-maria e, em seguida, o líquido era dirigido ao reator diferencial e depois de passar por ele, entrava em contato com o biofilme aderido no suporte para em seguida voltar ao frasco. O experimento citado forma um circuito fechado, tratando-se de um ensaio em batelada.

Em cada ensaio eram bombeados 500 mL de substrato a uma vazão de aproximadamente 0,05 mL/s resultando em uma velocidade ascensional de 0,088 cm/s, valor este dentro da faixa utilizada em trabalho realizado por ZAIAT *et al.* (1996). O gelo contido no isopor tinha a função de manter a temperatura do substrato em 4°C, diminuindo as reações bioquímicas fora do reator, enquanto que o trocador de calor aquecia o líquido até a temperatura de 30°C, com o objetivo de alimentar o reator diferencial.

A Figura 4.12 mostra um desenho esquemático do sistema utilizado na realização dos ensaios cinéticos.

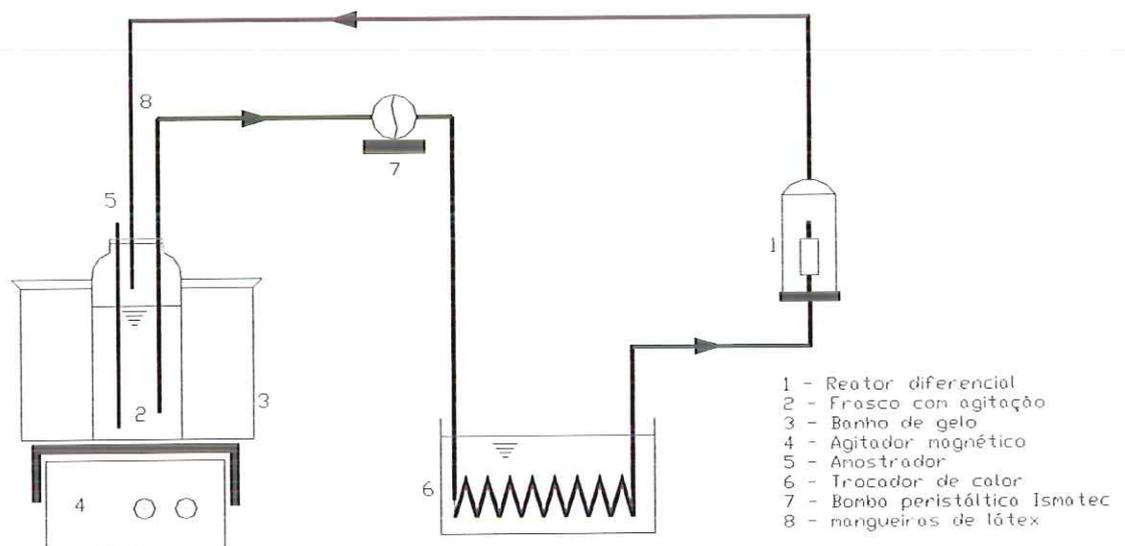


Figura 4.12 – Desenho esquemático do reator diferencial (VALLERO, 1999)

A intenção foi avaliar as atividades biológicas dos biofilmes aderidos em cada suporte. Portanto, os ensaios cinéticos tentaram simular o reator anaeróbico para avaliar a atuação dos suportes de forma individual. Para isso foi utilizado o mesmo substrato e o aparato experimental foi montado no interior da cabine climatizada.

Os frascos, mangueiras e reatores diferenciais foram lavados e esterilizados em autoclave, antes de cada experimento. No frasco, existiam três passagens: a entrada e a saída do substrato e uma passagem por onde se coletava a amostra, nessa passagem conectava-se uma seringa contendo nitrogênio para evitar a entrada de ar por esta mangueira.

A Figura 4.13 mostra as instalações do sistema experimental utilizadas nos ensaios cinéticos realizados no interior da câmara climatizada.

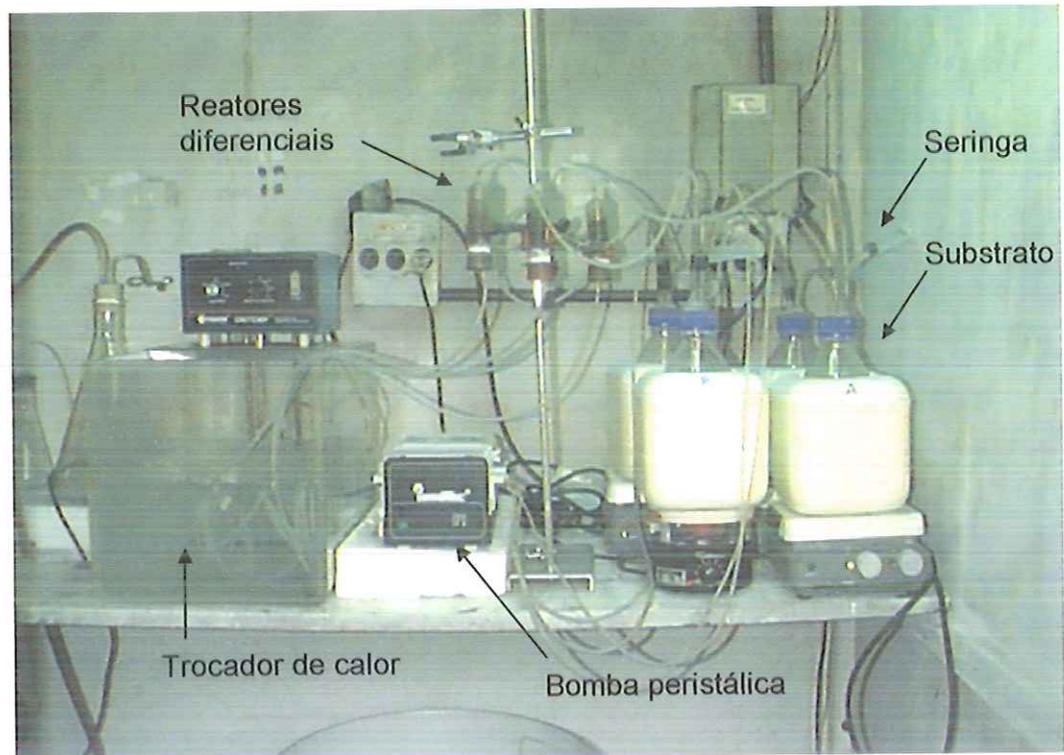


Figura 4.13 – Sistema experimental dos ensaios cinéticos

4.7.2 Ensaio Cinético

O substrato utilizado na operação do reator anaeróbio foi o mesmo utilizado nos ensaios cinéticos, o esgoto sanitário, que foi coletado em um volume de aproximadamente 10 litros. A cada dia que se realizavam os ensaios cinéticos, retirava-se uma quantidade de substrato necessária e o restante permanecia armazenado em temperatura de 4°C, para ser utilizado nos ensaios posteriores.

A amostra de 10 litros foi suficiente para os primeiros ensaios, sendo necessário a coleta de outra amostra de 10 litros de esgoto sanitário, para os ensaios restantes. Por ser bastante heterogêneo, é normal amostras coletadas em dias distintos não possuírem as mesmas características.

Os ensaios cinéticos foram realizados de acordo com a operação do reator anaeróbio, com a seguinte ordem cronológica:

- 149° dia – O ensaio foi realizado com dois reatores diferenciais vazios. Denominado ensaio do branco, tem por finalidade verificar algum tipo de interferência que o método possa apresentar;
- 152° dia – Foram realizados ensaios com dois reatores diferenciais contendo uma alíquota de 10 mL do lodo (grânulos e flocos) proveniente do reator anaeróbio;
- 155° dia – Foram realizados ensaios com quatro reatores diferenciais, contendo os quatro suportes, retirados do reator anaeróbio, cada qual de um material diferente (cerâmica porosa, cerâmica menos porosa, polímero poroso, polímero menos poroso);
- 156° dia – Ensaios de duplicata foram realizados com os mesmos suportes utilizados no dia anterior, com a finalidade de confirmar os resultados obtidos;
- 158° dia – Ensaios semelhantes ao 155° dia, com outros quatro suportes retirados do reator anaeróbio. A partir deste dia utilizou-se a segunda amostra de esgoto sanitário como substrato;

- 159° dia – Ensaios de duplicata foram realizados com os mesmos suportes utilizados no dia anterior;
- 162° dia – Ensaios semelhantes ao 158° dia , com outros quatro suportes retirados do reator anaeróbio;
- 163° dia – Ensaios de duplicata foram realizados com os mesmos suportes utilizados no dia anterior.

A primeira alíquota de substrato, utilizada para os ensaios cinéticos foi suficiente para realização de quatro baterias de ensaios. Cada bateria corresponde a 24 horas de ensaios cinéticos. A segunda alíquota foi utilizada para as quatro baterias seguintes.

A princípio cada ensaio cinético foi realizado da seguinte maneira:

- Colocavam-se 500 mL de substrato em um recipiente apropriado que alimentava o reator diferencial (Figura 4.13);
- Após ser preparado, coletavam-se 6 mL do substrato (amostra inicial), e dava-se início ao ensaio cinético;
- Os 6 mL eram coletados na saída do recipiente que continha os 500 mL do substrato. Retirava-se a seringa (Figura 4.13) e imediatamente colocava-se uma outra seringa que fazia a coleta;
- A partir do início, a cada duas horas eram coletados 6 mL do substrato, até a 12° hora;
- Ao todo foram coletados 7 alíquotas de 6 mL, totalizando 42 mL, que corresponde a 8,4% do volume total de substrato (500 mL) utilizado para cada circuito;
- Após 24 horas, retirava-se uma última amostra, também de 6 mL, e dava-se por encerrado essa bateria de ensaio
- As amostras coletadas foram utilizadas para determinação da concentração de DQO, na intenção de traçar o perfil do decaimento dessa variável.

Percebendo-se que existia um elevado decaimento nas duas primeiras horas do ensaio, a partir do 158º dia, as amostras passaram a ser coletadas no início, após 0,5; 1; 1,5; 2; 4; 6 e 8 horas.

Ao preparar as amostras de 500 mL, separava-se uma alíquota de 100 mL, para amostra inicial. Após o término de cada ensaio cinético (24 horas), coletava-se 100 mL de substrato de cada recipiente, para a amostra final. Essas amostras determinavam a eficiência de remoção das proteínas, carboidratos e lipídeos, para análise da degradação da matéria orgânica.

4.7.3 Aspectos Gerais

A avaliação da atividade biológica consistiu em verificar a capacidade de imobilização de microorganismos dos diferentes suportes e estimar os parâmetros cinéticos aparentes dos biofilmes aderidos aos suportes e do lodo em suspensão.

Foram analisadas as influências da posição dos suportes sob o aspecto da retenção celular e da atividade biológica. Análise similar foi feita nos trabalhos de VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000).

A Figura 4.15 mostra a posição de todos os suportes em suas respectivas hastes, enquanto que a Figura 4.16 mostra a disposição das hastes no interior do reator, visto por cima. Os suportes destacados na Figura 4.15 foram utilizados nos ensaios cinéticos.

O tipo de material do suporte é diferenciado de acordo com a Figura 4.14.

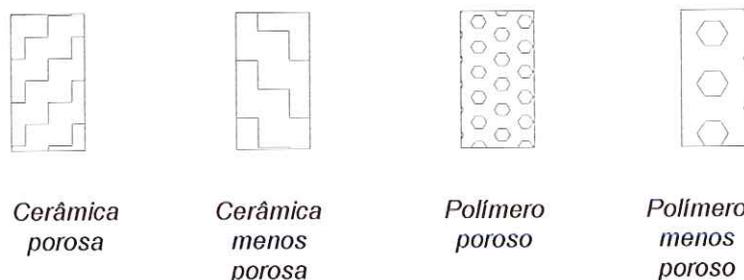


Figura 4.14 – Desenho esquemático dos diferentes materiais suportes

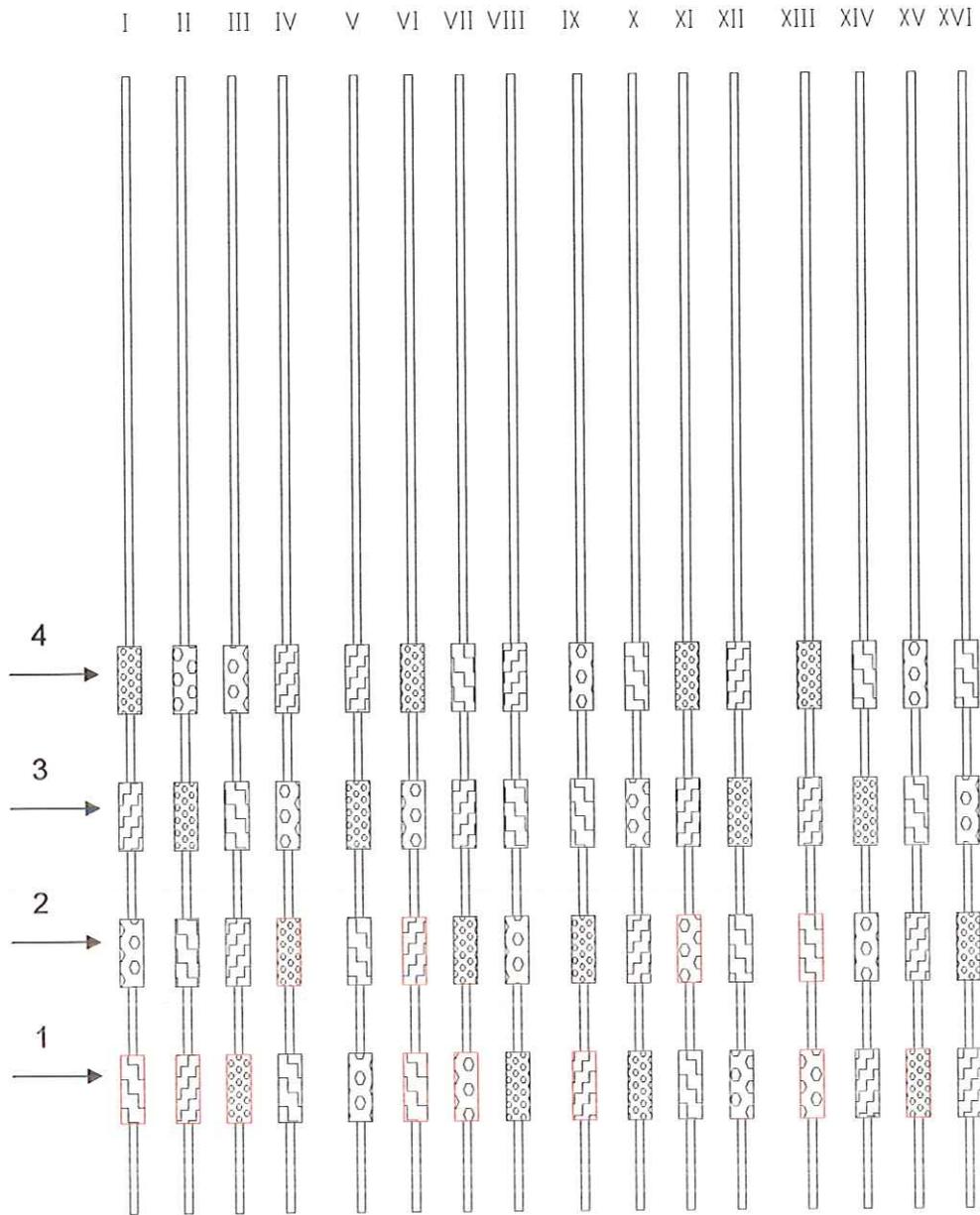


Figura 4.15 – Desenho esquemático das posições dos suportes nas hastas de aço

As setas, na Figura 4.15, indicam a posição vertical em que cada suporte se encontra fixo na haste. A posição 1 refere-se ao suporte localizado na parte mais baixa do reator, enquanto que a posição 4 localiza-se na parte mais alta no interior do reator.

$$\text{Lineweaver-Burk} \quad : \quad \frac{1}{r} = \frac{1}{r_{\text{máx}}} + \frac{K_S}{r_{\text{máx}}} \frac{1}{C_S} \quad (4.7)$$

$$\text{Eadie-Hofster} \quad : \quad r = r_{\text{máx}} - K_S \cdot \frac{r}{C_S} \quad (4.8)$$

$$\text{Hanes-Woof} \quad : \quad \frac{C_S}{r} = \frac{K_S}{r_{\text{máx}}} + \frac{1}{r_{\text{máx}}} \cdot C_S \quad (4.9)$$

$K_{(0,1,2)}$: Constante de velocidade de reação de ordem zero, um ou dois;

r : Velocidade específica de consumo de substrato;

$r_{\text{máx}}$: Velocidade máxima de consumo de substrato;

K_S : Constante de saturação do substrato;

C : Concentração do substrato;

A discussão comparativa da atividade biológica foi baseada nos valores encontrados das constantes específicas de velocidade para os biofilmes formados nos diferentes tipos de suporte e para os grânulos e flocos.

4.8 Aspectos Mitigadores da Operação do Reator Anaeróbio

Visando a um melhor desempenho do experimento e a prevenção de possíveis problemas, algumas atividades foram realizadas para tentar minimizar as falhas na operação do reator, a saber:

- No reservatório de estocagem do afluente, onde se acumulava o substrato utilizado por 24 horas, constatou-se o acúmulo de substância em sua parede interna. Haja visto a intensidade da ocorrência deste acúmulo, constatou-se a necessidade de limpeza do reservatório com periodicidade semanal. Mesmo sem causar algum tipo de influência, o reservatório do efluente também era limpo, só que quinzenalmente. A limpeza era feita sem a paralisação do sistema.



- O sistema de bombeamento era calibrado utilizando a medição da vazão, que foi feita conectando a mangueira de saída da bomba em uma pipeta graduada, provocando a ascensão do líquido no interior da pipeta, cronometrando e medindo o deslocamento do líquido. Outro método de medição foi feito diariamente ao coletar a amostra, sendo a vazão medida na entrada e na saída do reator. A bomba tipo pistão possuía uma ótima precisão, inexistindo qualquer tipo de regulagem.
- Verificou-se a necessidade de agitação do líquido contido no reservatório do afluente para tentar minimizar a sedimentação dos sólidos e homogeneizar o substrato. Porém, existiu uma grande dificuldade em realizar essa agitação durante as 24 horas, todos os dias.
- O afluente provinha de um outro reservatório onde seu manuseio era restrito (reservatório pertencente a outro sistema de tratamento sanitário), gerando um líquido bastante heterogêneo, provocado pela sedimentação dos sólidos. O substrato passava desse reservatório para o tanque de armazenagem do afluente por meio de uma mangueira de 18 metros. Na tentativa de se conseguir um afluente mais homogêneo, descartava-se, antes de alimentar o tanque, uma parte do esgoto correspondente à parte que ficava retida na mangueira.
- Sabendo-se que o esgoto sanitário é extremamente heterogêneo, com as suas características físicas, químicas e biológicas alterando-se freqüentemente ao longo do dia, a alimentação do tanque afluente do reator anaeróbio e a coleta das amostras eram realizadas sempre no mesmo horário, na tentativa de minimizar as possíveis interferências.

5. Resultados e Discussão

No conteúdo desse capítulo, procurou-se apresentar e discutir os resultados obtidos no monitoramento do filtro anaeróbio e nos ensaios cinéticos, de uma maneira bastante objetiva e para isso utilizaram-se tabelas e gráficos na tentativa de alcançar esse fim.

Os resultados serão apresentados obedecendo à ordem cronológica dos experimentos. Primeiramente, serão expostos os dados obtidos na operação do reator anaeróbio, analisando seu desempenho. Em seguida, apresentam-se os resultados do estudo nos reatores diferenciais “elemento de volume”, verificando as atividades biológicas de degradação da matéria orgânica, relativas aos biofilmes aderidos em diferentes suportes e ao lodo em suspensão. Finalmente, identificam-se as principais morfologias encontradas nos biofilmes por meio de microscopia óptica e eletrônica.

Os parâmetros serão analisados, inicialmente, de forma isolada para, em seguida, passar-se para uma análise conjunta, visando assim uma melhor visualização dos resultados.

5.1 Desempenho do Reator Anaeróbio

5.1.1 Generalidades

Durante 183 dias, o reator foi operado mantendo o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas, que corresponde a uma vazão de 28,8 L.dia⁻¹, que pouco variou, devido ao ótimo funcionamento da bomba tipo pistão Prominente. A taxa de carregamento orgânico (TCO) média, foi 0,193 kg DQO / m³.dia .

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores encontrados da taxa de carregamento orgânico aplicado ao reator durante o período em que esteve em operação. A variação da taxa de carregamento orgânico em relação ao tempo de realização do experimento está representada na Figura 5.1.

Tabela 5.1 – Valores médios, máximos e mínimos da TCO, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV)

Nº de Amostras		38
TCO Médio	kgDQO /m³.dia	0,193
TCO Máximo	kgDQO /m³.dia	0,371
TCO Mínimo	kgDQO /m³.dia	0,096
σ		0,069
CV		0,358

De acordo com os trabalhos de VALLERO (1999) e PICANÇO (2000), houve uma variação no carregamento orgânico devido às atividades fermentativas que ocorriam no reservatório de estocagem do afluente. No presente trabalho, além da influência desta variação, acrescenta-se o fato do esgoto sanitário, substrato utilizado, ser de natureza bastante heterogênea, agravando o problema da variação do carregamento orgânico.

A temperatura no interior da cabine climatizada pouco variou devido à presença de dois aquecedores, que mantiveram a temperatura entre os valores de 28,2°C e 31,4°C. A temperatura na cabine não foi afetada por suas grandes dimensões nem pelas diferentes estações climáticas do ano, na qual o experimento foi realizado.

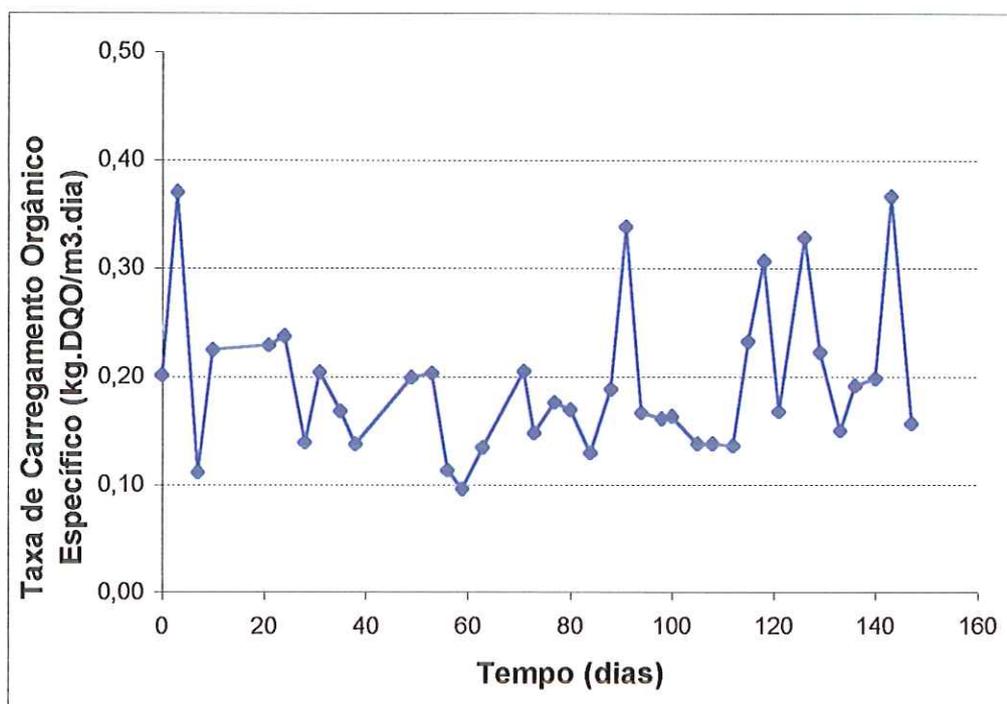


Figura 5.1 – Variação da taxa de carregamento orgânico aplicado no reator em função do tempo

No monitoramento do reator foram realizados 38 conjuntos de análises, sendo que os parâmetros: proteínas, carboidratos e lipídeos só foram analisados a partir do 13º conjunto de análises.

O sistema foi posto em operação no dia 08 de maio de 2000. Percebeu-se que nos primeiros dias de operação o arraste do lodo de inóculo no efluente ocorria de forma bastante acentuada, fator responsável pela paralisação do sistema. Após duas semanas da segunda partida, no dia 22 de junho de 2000, houve um problema nas instalações elétricas da cabine, provocando um curto circuito no termostato que causou um incêndio de pequenas proporções danificando alguns equipamentos, não trazendo, contudo, maiores conseqüências ao reator anaeróbio, que foi removido para um laboratório onde não existia qualquer controle de temperatura, prejudicando a coleta dos dados de monitoramento.

A partir do dia 03 de julho de 2000, de volta a cabine climatizada, foram feitos os primeiros ensaios no reator anaeróbio, passando daí em diante a

ser controlado com o rigor exigido pela pesquisa e os dados foram coletados regularmente para que fossem analisados. Os ensaios, realizados antes do referido problema, foram desconsiderados.

As análises de controle do reator prosseguiram até o dia 27 de novembro de 2000, até o momento em que o reator foi aberto para a retirada estratégica dos suportes e conseqüente análise da atividade biológica dos biofilmes aderidos aos diferentes suportes, nos reatores diferenciais.

O reator anaeróbio foi aberto a partir do momento que se percebeu uma estabilização dos parâmetros analisados, principalmente quando a produção do gás metano e a DQO efluente obtiveram valores constantes o que significa que a atividade biológica do biofilme e dos grânulos se tornou estável.

5.1.2 Remoção de DQO

A DQO afluente durante todo o experimento apresentou valores relativamente baixos, porém compatíveis ao substrato utilizado, o esgoto sanitário, que, pela característica de se apresentar bastante heterogêneo juntamente com o fato de não existir um sistema de agitação no reservatório, provocando a sedimentação dos sólidos além de atividades fermentativas, proporcionou valores inconstantes a esse parâmetro. As atividades fermentativas foram verificadas por PASSIG (1997) que, em trabalho realizado no mesmo reator, utilizando esgoto sintético a uma concentração de 500 mg/L, verificou um decréscimo de 20% na DQO após um período de 24 horas.

Nas Tabelas 5.2 e A.1 (anexo), como também nas Figuras 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5, são apresentados os resultados obtidos no monitoramento do filtro anaeróbio, referente a DQO afluente e efluente, tanto bruta quanto filtrada, assim como a eficiência de remoção de DQO_{br} (bruta) e DQO_{ft} (filtrada).

Tabela 5.2 – Valores médios, máximos e mínimos, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos resultados obtidos da concentração de DQO

Parâmetro	Nº de Amostras	Média	Máximo	Mínimo	σ	CV
DQO _{br} Afluente (mg/L)	36	232	445	115	83	0,36
DQO _{ft} Afluente (mg/L)	36	145	298	83	43	0,30
DQO _{br} Efluente (mg/L)	36	151	258	90	42	0,28
DQO _{ft} Efluente (mg/L)	36	108	194	67	30	0,28
Eficiência de remoção de DQO_{Br} (%)						
	36	32,1	68,9	5,8	14	0,44
Eficiência de remoção de DQO_{ft} (%)						
	36	50,5	79,3	26,4	9	0,38

A DQO afluente e efluente bruta média foram 232 mg/L e 151 mg/L, respectivamente, resultados esses já esperados, por se tratar de esgoto sanitário, mas considerando os dados obtidos por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000), que trabalharam com substrato sintético, os valores são menores. A eficiência de remoção de DQO bruta média foi 32,1%, enquanto a obtida por VALLERO (1999) foi 56,7% e por PIKANÇO (2000) foi 68,3%. Os valores máximos e mínimos para o afluente bruto foram de 445 mg/L e 115 mg/L e para o efluente bruto foram 258 mg/L e 90 mg/L, respectivamente.

A Tabela A.1 (anexo) apresenta todos os valores obtidos, referentes às concentrações de DQO afluente e efluente tanto bruta quanto filtrada, assim como a eficiência de remoção desses parâmetros, durante o período de funcionamento do reator anaeróbio.

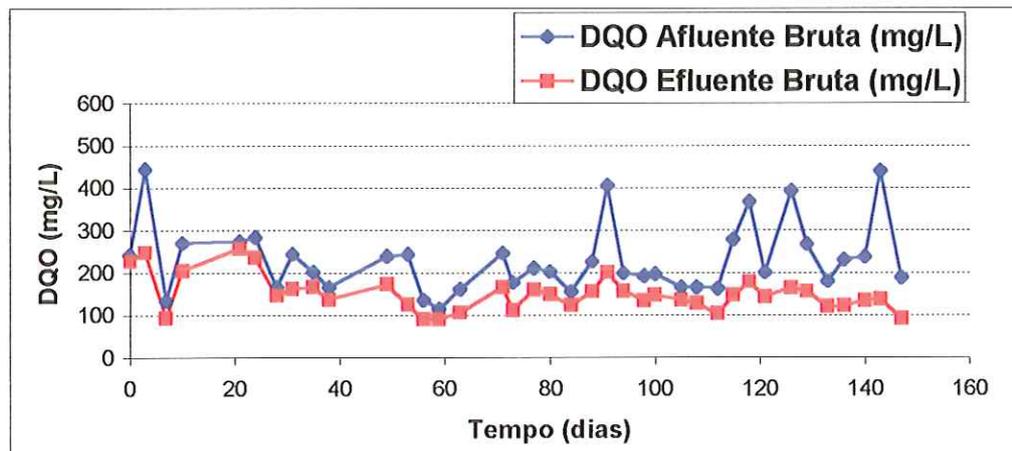


Figura 5.2 – Variação da DQO afluente bruta e efluente bruta em função do tempo

Os valores da DQO afluente e efluente filtrada foram em média de 145 mg/L e 108 mg/L, enquanto que os valores máximos foram de 298 mg/L e 194mg/L, respectivamente. Estes dados obedecem às mesmas observações da DQO afluente e efluente bruta. Os valores mínimos foram de 83 mg/L e 67 mg/L, resultando em uma eficiência média de remoção de DQO filtrada de 50,5%.

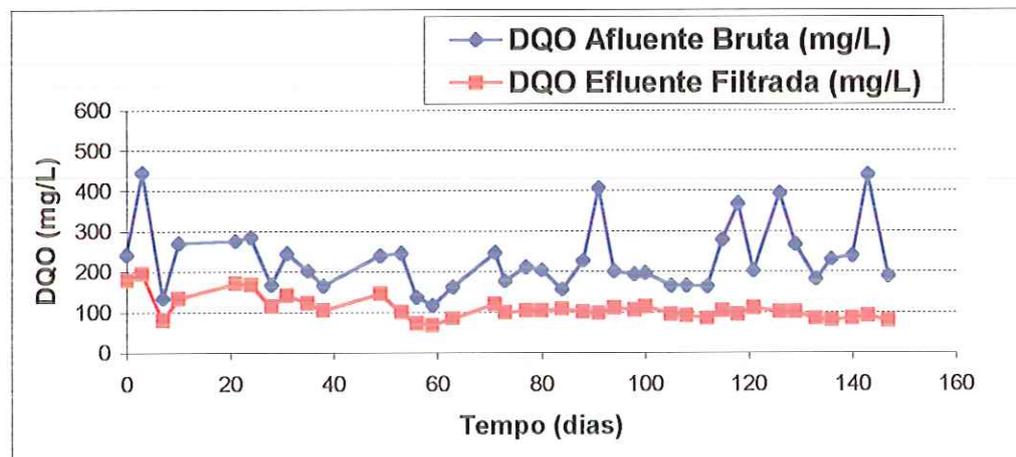


Figura 5.3 – Variação da DQO afluente filtrada e DQO efluente filtrada em função do tempo

Observando a Figura 5.3 percebe-se que a partir do 80º dia de operação, a DQO efluente filtrada estabiliza-se, indicando uma atividade biológica, tanto do biofilme quanto dos grânulos, estável.

Variações na eficiência de remoção de DQO podem ser atribuídas à complexidade do esgoto sanitário afluente cuja concentração não se mantém constante.

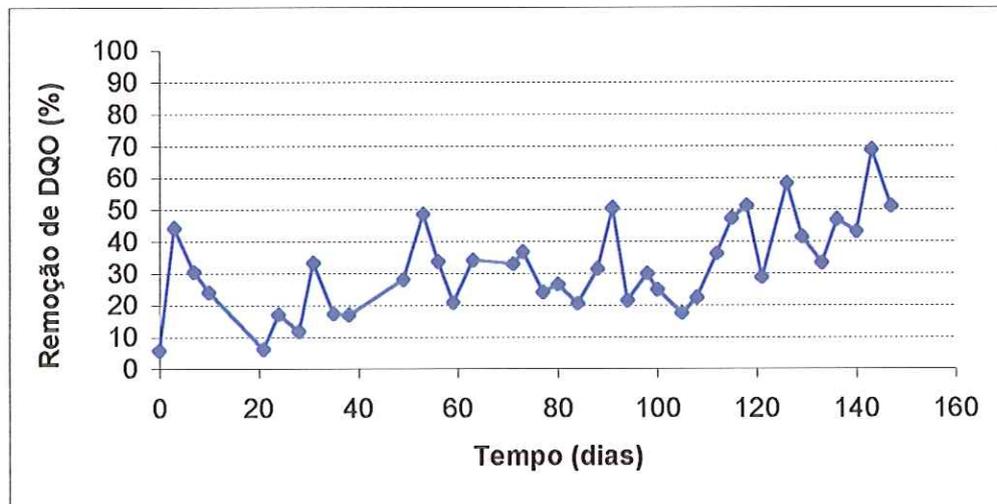


Figura 5.4 – Variação da eficiência de remoção da DQO bruta

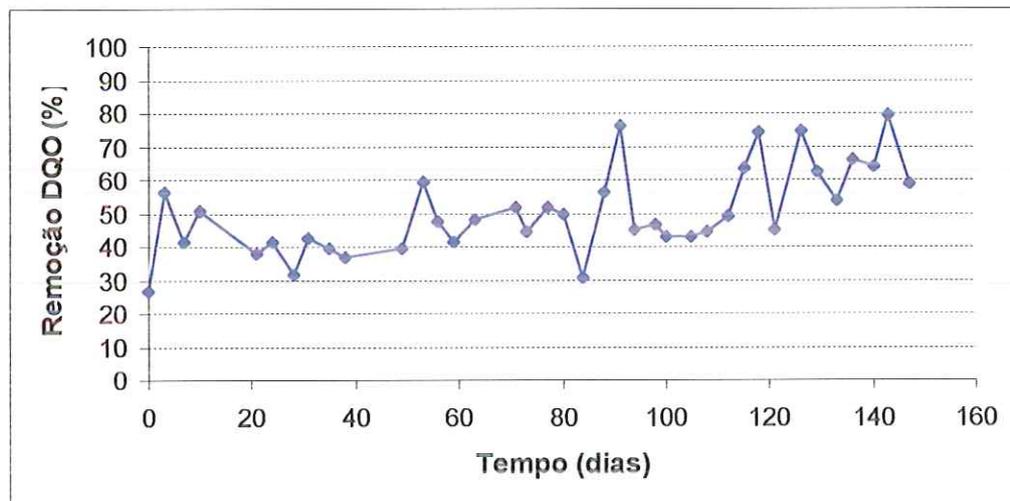


Figura 5.5 – Variação da eficiência de remoção da DQO filtrada

Constatou-se que a eficiência de remoção de DQO bruta foi relativamente baixa, tendo em média o valor de 32,1%, quando o esperado era valores superiores a 70%, porém isso pode ser explicado pelo fato da carga orgânica aplicada ao reator, proporcionado pelo esgoto sanitário, ser bastante baixa. No entanto, a eficiência na remoção de DQO filtrada alcançou valores próximos aos esperados, alcançando o máximo de 79,3%.

De acordo com as Figuras 5.1, 5.4 e 5.5, pode-se constatar que no momento em que a carga aplicada foi alta, as eficiências de remoção aumentaram, já, quando a carga era baixa, a eficiência também era baixa.

5.1.3 Determinação dos Sólidos

No reator anaeróbio foi analisada a série completa dos sólidos existentes. Esses dados estão apresentados nas Tabelas 5.3, A.2 (anexo) e A.3 (anexo) assim como nas Figuras 5.6 a 5.9.

Tabela 5.3 – Valores médios, máximos e mínimos, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos resultados obtidos da série dos sólidos

PARÂMETRO		Média	Mínimo	Máximo	σ	CV
AFLUENTE						
Sólidos Totais	ST (mg/L)	312,9	212,0	462,0	56,1	0,18
Sólidos Totais Fixos	STF (mg/L)	151,8	36,0	282,0	54,9	0,36
Sólidos Totais Voláteis	STV (mg/L)	161,1	77,5	308,0	59,7	0,37
Sólidos Suspensos Totais	SST (mg/L)	84,6	14,0	161,2	35,1	0,42
Sólidos Suspensos Fixos	SSF (mg/L)	24,8	0,0	88,0	24,7	1,00
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV (mg/L)	59,8	14,0	142,0	28,6	0,48
Sólidos Dissolvidos Totais	SDT (mg/L)	228,3	115,0	330,0	51,5	0,23
Sólidos Dissolvidos Fixos	STF (mg/L)	127,1	30,0	246,0	54,4	0,43
Sólidos Dissolvidos Voláteis	SDV (mg/L)	101,3	10,0	212,0	54,0	0,53
EFLUENTE						
Sólidos Totais	ST (mg/L)	268,2	154,0	390,0	55,2	0,21
Sólidos Totais Fixos	STF (mg/L)	128,8	22,5	222,0	47,5	0,37
Sólidos Totais Voláteis	STV (mg/L)	139,3	36,0	270,0	60,7	0,44
Sólidos Suspensos Totais	SST (mg/L)	58,4	3,3	159,0	34,2	0,58
Sólidos Suspensos Fixos	SSF (mg/L)	22,4	0,0	97,0	25,5	1,14
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV (mg/L)	36,0	3,3	95,0	23,6	0,66
Sólidos Dissolvidos Totais	SDT (mg/L)	209,8	70,0	303,0	58,0	0,28
Sólidos Dissolvidos Fixos	STF (mg/L)	106,4	0,0	197,0	47,8	0,45
Sólidos Dissolvidos Voláteis	SDV (mg/L)	103,3	7,5	222,0	60,6	0,59

De acordo com a Figura 5.6, que acompanha os valores dos sólidos totais, suspensos totais e dissolvidos totais, pode-se ressaltar que a parcela maior dos sólidos totais é constituída por sólidos dissolvidos, que é bem superior à parcela dos sólidos suspensos. As pesquisas realizadas por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000) utilizaram o esgoto sintético, pelo fato desse apresentar uma predominância de sólidos dissolvidos, pois é um fator, de amplo conhecimento, que esses são mais facilmente degradados pelos microorganismos anaeróbios. Entretanto, o esgoto sanitário, utilizado como substrato nessa pesquisa, apresentou características similares em relação à presença predominante dos sólidos dissolvidos. YOUNG & McCARTY (1969), em trabalho desenvolvido em reatores anaeróbios de leito fixo, verificaram que este tipo de reator é indicado no tratamento de resíduos com predominância de sólidos na forma dissolvida.

As relações SST/ST e SDT/ST, para o afluente, foram 27% e 73%, respectivamente. No efluente estas relações passaram a ser 21,8% e 78,2%, respectivamente, indicando que nesse reator a remoção foi mais eficiente para a parcela de sólidos suspensos.

No afluente, a média da concentração dos sólidos totais foi 312,9 mg/L, enquanto que os valores máximo e mínimo foram 462,0 mg/L e 212,0 mg/L, respectivamente. O valor médio dos sólidos suspensos foi 84,6 mg/L, o máximo 161,2 mg/L e o mínimo 14,0 mg/L. A parte dissolvida em média foi 228,3 mg/L para valores máximo e mínimo de 330,0 mg/L e 115,0 mg/L, respectivamente. Em geral, o esgoto sanitário típico apresenta valores de SSV, bem maiores que o observado nesse esgoto. Os valores de SSV são relativamente baixos, devido ao tratamento preliminar (peneira de 1 mm) pelo qual o afluente foi submetido.

No afluente, a parcela relativa aos sólidos dissolvidos voláteis foi em média 32,4%, ou seja, passível a biodegradação. A relação SST/ST variou entre 6,5% e 54,7%. Enquanto que a relação STV/ST foi em média 51,3% variando entre 25,6% e 83,3%.

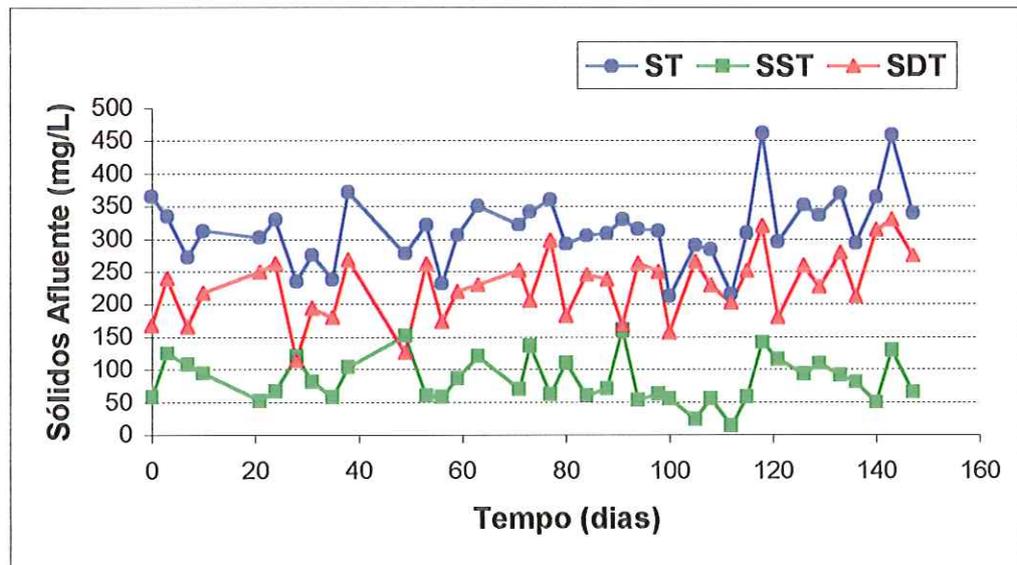


Figura 5.6 – Variação dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) para o afluente

O valor médio dos sólidos fixos totais, do afluente, foi de 151,8 mg/L, o valor máximo foi de 282,0 mg/L e o mínimo de 36,0 mg/L. A média da concentração dos sólidos voláteis foi de 161,1 mg/L, enquanto que os valores máximo e mínimo foram de 308,0 mg/L e 77,5 mg/L, respectivamente.

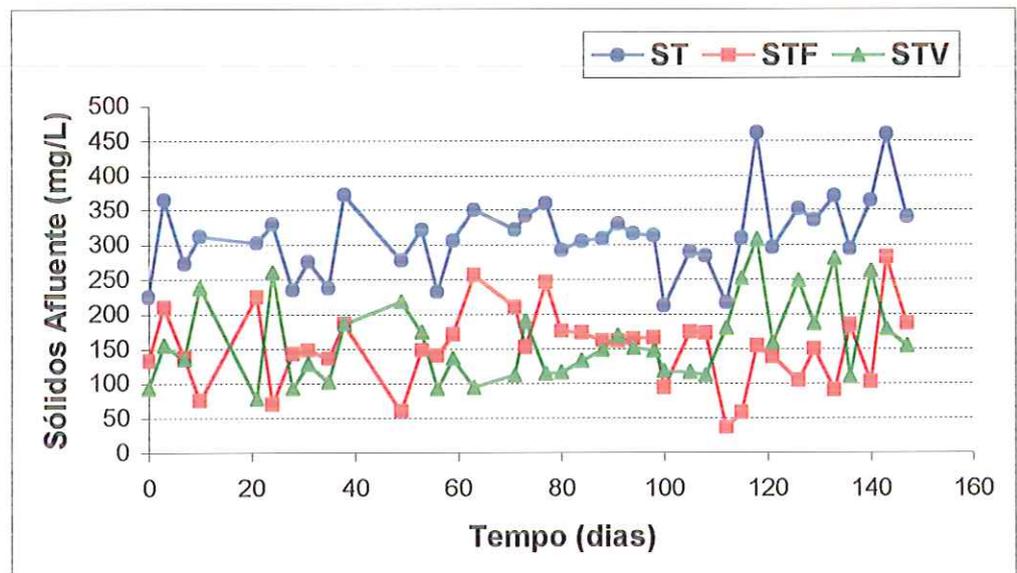


Figura 5.7 – Variação dos sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (STF) e sólidos voláteis totais (STV) para o afluente

Observando a Figura 5.7, verifica-se que existe uma grande variação nas concentrações dos sólidos fixos totais e voláteis totais. Em parte dos ensaios a concentração dos sólidos voláteis totais foi superior a concentração dos sólidos fixos totais, porém na maior parte a situação foi inversa. Associa-se isso ao fato do reservatório afluente não possuir um sistema de agitação, como também ao acúmulo de um material, provavelmente graxo/oleoso, em sua parede.

No efluente, a concentração média dos sólidos totais foi 268,2 mg/L, para valores máximo e mínimo de 390,0 mg/L e 154,0 mg/L. A fração suspensa foi em média 58,4 mg/L, sendo o valor máximo 159,0 mg/L e o mínimo 3,3 mg/L. Enquanto que a fração dissolvida variou entre 70,0 mg/L e 303 mg/L, tendo como valor médio 209,8 mg/L. Observando-se esses valores, bem como a Figura 5.8, percebe-se que a parcela referente aos sólidos dissolvidos é superior a fração correspondente aos sólidos suspensos, repetindo o acontecido no afluente.

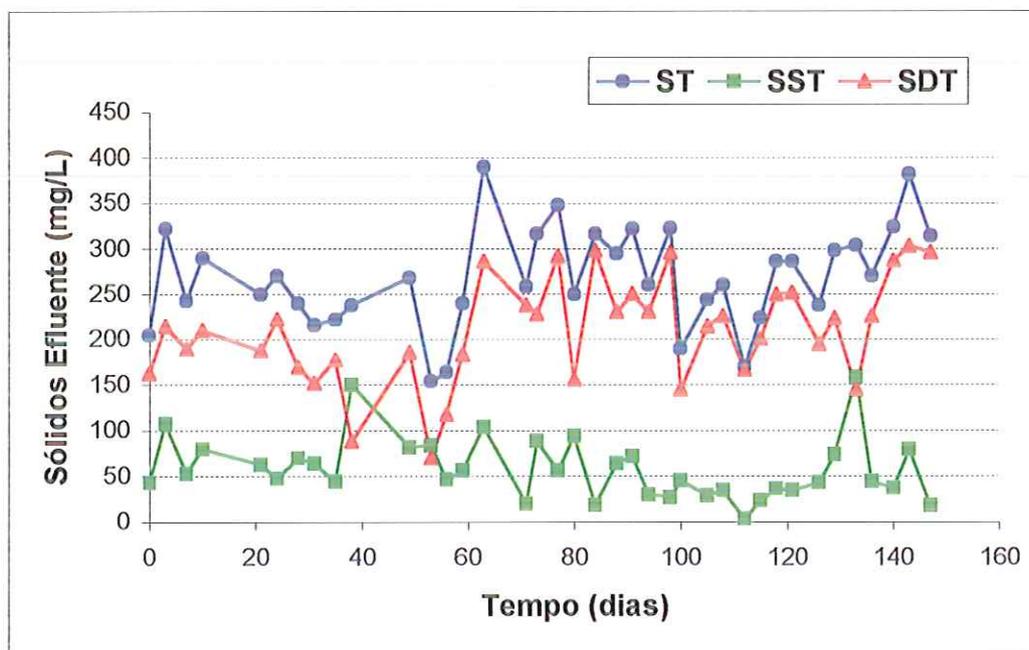


Figura 5.8 – Variação dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) para o efluente

CAMACHO *et. al.* (1986), operando um filtro anaeróbio, conseguiu uma eficiência de remoção dos sólidos totais de 88% em média. O reator possuía um volume útil de 250 m³, operava utilizando como substrato o efluente de uma indústria alimentícia, o TDH médio foi de 13 horas e o TCO médio de 1,4 kg DQO/m³ x dia.

VALLERO (1999), operando o mesmo reator usado no presente trabalho, utilizando esgoto sintético, verificou que não houve remoção significativa de qualquer tipo de sólidos. PIKANÇO (2000), continuando a pesquisa de VALLERO (1999) observou uma baixa remoção de sólidos totais, em torno de 28%, porém, nos sólidos suspensos totais, obteve-se uma eficiência de remoção 79%.

Vários trabalhos desenvolvidos em filtros anaeróbios constataram uma alta eficiência de remoção dos sólidos totais, em especial de sólidos suspensos, caracterizando os reatores anaeróbios de fluxo ascendente como bons retentores de sólidos.

Comparando os dados do afluente em relação ao efluente, percebe-se que a eficiência de remoção dos sólidos totais é baixa, em média 14%. A média da eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foi 27,5% e 35,7%, respectivamente. Bastante inferiores aos valores encontrados por PIKANÇO (2000) de 79% para os sólidos suspensos totais e 81% para os sólidos suspensos voláteis. Esses valores baixos descaracterizam a alta capacidade de retenção de sólidos, que possui o reator anaeróbio.

Como o reator foi projetado com a finalidade de obter uma colonização semelhante nos diferentes tipos de suporte, sua configuração não retrata, na íntegra, um filtro anaeróbio. O fato do posicionamento das varetas, que fixavam o suporte, paralelas entre si, não permitiu que houvesse um contato efetivo entre o biofilme e o meio líquido, de maneira eficiente, permitindo que a maior parte dos sólidos permanecesse no líquido em sua passagem no interior do reator.

YOUNG & McCARTY (1969) pesquisaram a produção de sólidos biológicos, utilizando um filtro anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente com

um volume útil de 28,5 litros. Constatou que o leito fixo, composto por brita, separou de forma eficaz o complexo gás-sólido por meio de do impacto entre os mesmos, que permitia a passagem do gás e conseqüente sedimentação do sólido.

Um importante fator utilizado para avaliar a presença de biomassa no reator, é a concentração dos sólidos suspensos voláteis (SSV). A Figura 5.9 reproduz os dados referentes à concentração dos SSV em relação ao tempo do experimento, tanto do afluente quanto do efluente. Pode-se verificar que a baixa retenção dos sólidos, observando que a concentração dos sólidos afluente sempre acompanha a concentração dos sólidos efluente, tanto nos pontos de máximo quanto nos de mínimo.

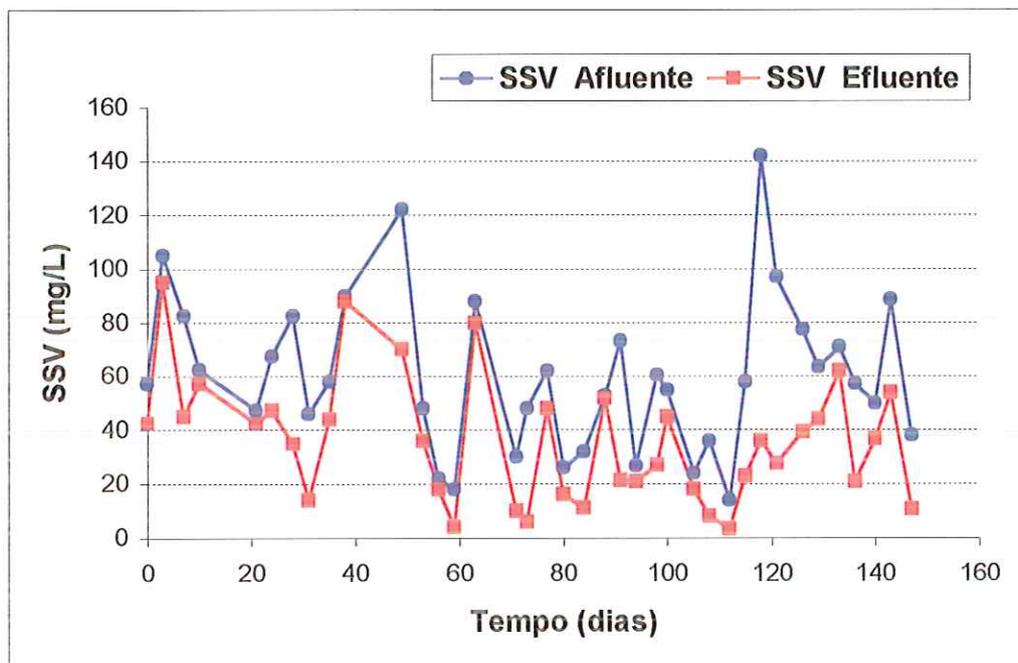


Figura 5.9 – Variação dos sólidos suspensos voláteis (SSV), no afluente e no efluente

Observando a Figura 5.9, nota-se que os valores da concentração dos sólidos suspensos voláteis, tanto no afluente quanto no efluente, sofrem grandes oscilações. Esse fato pode ser relacionado a diversos fatores, entre eles a heterogeneidade do esgoto sanitário.

5.1.4 Determinações da Alcalinidade, Ácidos Voláteis e pH

Todos os valores obtidos, relacionados ao pH, alcalinidade e ácidos voláteis, tanto do afluente quanto do efluente, estão apresentados na Tabela A.4 (anexo). Enquanto que os valores médios, máximos e mínimos desses parâmetros encontram-se na Tabela 5.4.

Nas Figuras 5.10, 5.11 e 5.12, pode-se verificar a variação do pH, da alcalinidade a bicarbonato e da concentração dos ácidos voláteis, respectivamente, tanto do afluente quanto do efluente.

Durante todo o período de operação, essas variáveis foram determinadas, pois elas servem de controle na partida do reator e indicam possíveis interferências que possam acontecer durante o monitoramento.

Tabela 5.4 – Valores médio, mínimo e máximo de pH, ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato

PARÂMETRO	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	σ	CV
AFLUENTE						
pH	—	—	7,1	8,0	—	—
ALCALINIDADE	mgCaCO ₃ /L	165,2	106,0	231,6	24,9	0,151
ÁCIDOS VOLÁTEIS	mg HAc/L	32,8	21,8	49,9	6,4	0,196
EFLUENTE						
pH	—	—	7,1	7,7	—	—
ALCALINIDADE	mgCaCO ₃ /L	171,6	118,3	239,4	24,0	0,140
ÁCIDOS VOLÁTEIS	mg HAc/L	31,7	21,8	46,8	6,4	0,200

A grande maioria dos microrganismos possui uma faixa ótima de pH, em que seu crescimento alcança proporções máximas (STRONACH et al. 1986). Vale ressaltar que as arqueas metanogênicas são as mais sensíveis com relação a algum tipo de mudança no pH (FORESTI, 1987), tendo seu crescimento máximo quando o pH assume valores entre 6,7 e 7,3 (CLARK & SPEECE⁴ Apud CARVALHO, 1994).

Segundo HENZE & HARREMOES (1983), é a metanogenese o processo que limita a digestão anaeróbia. Como os microrganismos responsáveis por esse processo são sensíveis a alterações no pH, este tem que ser controlado rigorosamente.

⁴CLARK, R. H.; SPEECE, R. E. (1970). *The pH tolerance of anaerobic digestion*. In: JENKINS, S. H. (1970). *Advances in water pollution research*. (Proceedings of the 5th International Conference, San Francisco and Hawaii). Oxford: Pergamon Press, 1971. Vol. 1, p. II-27/-14.

Fazendo parte do processo anaeróbico estão, também, as bactérias acidogênicas que para manter-se em equilíbrio com as matanogênicas é necessário que o pH no interior do reator se mantenha próximo ou levemente superior a 7. Sendo necessário um controle rigoroso, visando manter o pH em faixa neutra (de 6,7 a 7,3), para que a digestão anaeróbia obtenha um melhor desempenho.

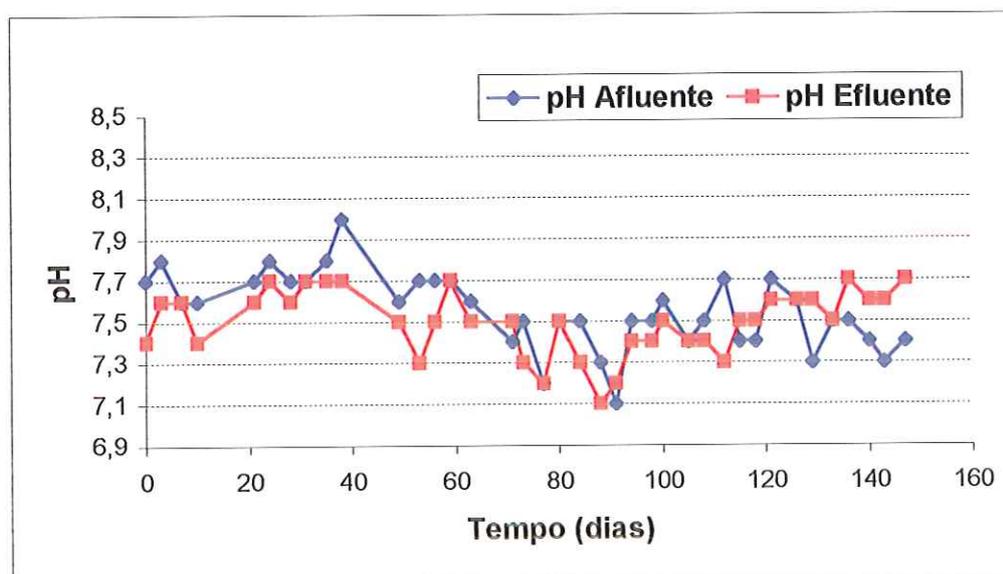


Figura 5.10 – Variação temporal do pH afluente e efluente

De acordo com a Figura 5.10, observa-se que não houve alterações significativas nos valores do pH afluente e efluente, indicando, com isso, a inexistência de algum tipo de perturbação significativa, causada por uma sobrecarga orgânica qualquer, que provocaria a diminuição da alcalinidade e acúmulo dos ácidos voláteis.

No controle do processo da digestão anaeróbia, não é satisfatório o uso exclusivo do parâmetro pH, pois ele, por variar em função de escala logarítmica, representa, com pequenas variações, elevadas alterações no consumo de alcalinidade a bicarbonato e conseqüente diminuição da capacidade tampão do sistema. No entanto, utilizaram-se os parâmetros da alcalinidade a bicarbonato e concentração dos ácidos voláteis, por serem mais adequados no controle dos processos anaeróbios.

SPEECE (1996) afirma que 80% de alcalinidade a bicarbonato é titulado até o pH de 5,8 juntamente com uma pequena fração de alcalinidade a ácidos voláteis, indicando que a determinação da alcalinidade pelo método da titulação com ácido até pH 5,8, para alcalinidade a bicarbonato, e em seguida, até pH 4,3, para alcalinidade a ácidos voláteis, não representa uma metodologia adequada. Nesse trabalho, foi realizada apenas a titulação até pH 4,3, correspondendo à alcalinidade total, em seguida calculou-se a alcalinidade a bicarbonato utilizando a equação 5.1.

$$\text{alcalinidade a bicarbonato} = \text{alcalinidade total} - (0,85 \times 0,80 \times \text{ácidos voláteis}) \quad (5.1)$$

A Figura 5.11 mostra que a alcalinidade a bicarbonato não diferencia significativamente do afluente para o efluente, demonstrando que não ocorreu algum tipo de interferência no processo, comprovando os dados obtidos do pH. A alcalinidade a bicarbonato média no afluente foi 165,2 mg CaCO₃/L e no efluente foi 171,6 mg CaCO₃/L, enquanto que os valores máximos e mínimos foram 231,6 mg CaCO₃/L e 106,0 mg CaCO₃/L no afluente e 239,4 mg CaCO₃/L e 118,3 mg CaCO₃/L no efluente.

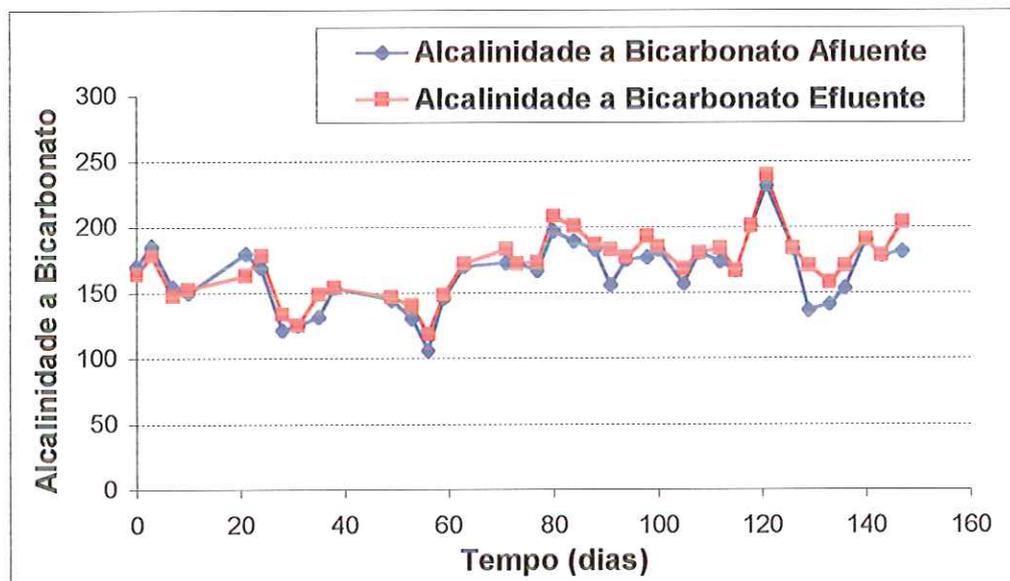


Figura 5.11 – Variação temporal da alcalinidade a bicarbonato afluente e efluente

O sistema anaeróbio possui a característica de produzir alcalinidade a bicarbonato. De acordo com a Figura 5.11, verifica-se que na maior parte do tempo, existe uma pequena superioridade nos valores da alcalinidade efluente em relação à alcalinidade afluyente, porém, ambos possuíam valores bastante aproximados.

Foi adicionado bicarbonato de sódio no início do experimento com intuito de aumentar a alcalinidade do sistema, tendo em vista que, nos primeiros dias de funcionamento, houve um leve consumo desta alcalinidade. No decorrer do experimento, não houve a necessidade de acrescentar esse produto no reator.

A Figura 5.12 apresenta a variação da concentração de ácidos voláteis em função do tempo, resultando em um valor médio de 32,8 mg HAc/L, máximo de 49,9 mg HAc/L e mínimo de 21,8 mg HAc/L para o afluyente, e um valor médio de 31,7 mg HAc/L, máximo de 46,8 mg HAc/L e mínimo de 21,8 mg HAc/L para o efluente.

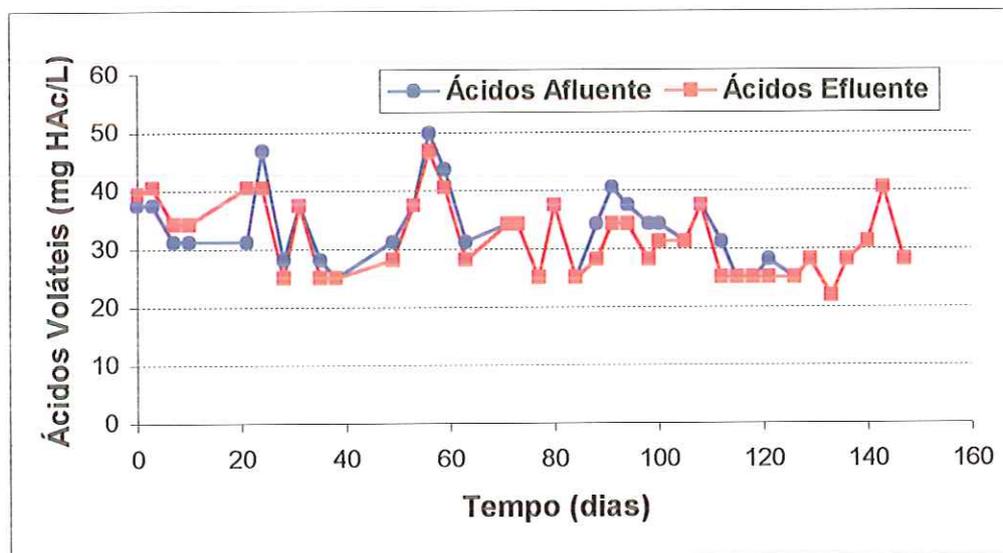


Figura 5.12 – Variação temporal da concentração de ácidos voláteis no afluyente e efluente

De acordo com a Figura 5.12, os valores das concentrações de ácidos voláteis afluente e efluente, assim como ocorreu para o pH e alcalinidade de bicarbonato, pouco variou, assumindo, em vários dias, valores semelhantes. Porém, percebeu-se em alguns dias, que a concentração dos ácidos voláteis no afluente foi superior, indicando o consumo do mesmo pelo sistema. Fato este que representa um bom andamento do processo. Contudo, no início do experimento, os valores sofrem alterações decorrentes de possíveis distúrbios, naturais na partida de um reator.

5.1.5 Determinação de Proteínas, Carboidratos e Lipídeos

Proteínas, carboidratos e lipídeos são constituintes orgânicos do esgoto sanitário e foram monitorados durante os ensaios. Como um dos objetivos desse trabalho é estudar a remoção desses constituintes, pelo grânulo e biofilme formado nos diferentes suportes, determinaram-se essas concentrações com a frequência igual aos demais, obtendo dados suficientes para a análise e comparações.

A Tabela 5.5 apresenta os valores percentuais que as proteínas, carboidratos e lipídeos representam na constituição da matéria orgânica, esses valores foram obtidos calculando-se a percentagem de cada concentração em relação ao total. As Figuras de 5.13 a 5.18 apresentam as variações temporais das concentrações das proteínas, lipídeos e carboidratos, afluente e efluente, assim como a variação da eficiência de remoção desses parâmetros.

Tabela 5.5 – Valores percentuais, médio, máximo e mínimo, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos constituintes da matéria orgânica afluente e efluente

PARÂMETROS		Amostragens	Média	Mínimo	Máximo	σ	CV
AFLUENTE							
PROTEÍNAS	(%)	27	85,3	71,1	94,8	4,5	0,05
CARBOIDRATOS	(%)	27	8,4	3,1	13,9	2,5	0,30
LIPÍDEOS	(%)	27	6,3	0,9	15,0	2,8	0,44
EFLUENTE							
PROTEÍNAS	(%)	27	87,6	75,6	96,3	4,1	0,05
CARBOIDRATOS	(%)	27	7,0	2,1	12,2	2,1	0,30
LIPÍDEOS	(%)	27	5,4	0,7	12,2	2,7	0,50

Em média a matéria orgânica referente a proteínas, carboidratos e lipídeos, no afluente, é formada por 85,3% de proteínas, 8,4% de carboidratos e 6,3% de lipídeos enquanto que no efluente essas parcelas são 87,6% de proteínas, 7,0% de carboidratos e 5,4% de lipídeos. De acordo com TCHOBANOGLIOUS (1991), o esgoto sanitário é constituído por 40 a 60% de proteínas, 25 a 50% de carboidratos e em torno de 10% para os lipídeos. De acordo com estes dados o esgoto sanitário utilizado como substrato apresentou uma proporção maior de proteínas e parcelas menores de lipídeos e carboidratos, porém como essas características variam de acordo com os hábitos da população, os valores encontrados são satisfatórios.

Os ensaios relacionados às concentrações das proteínas, carboidratos e lipídeos foram realizados a partir do 53º dia correspondendo a 12ª análise. Esses parâmetros foram acompanhados durante 94 dias, totalizando 27 ensaios. Todos os dados obtidos dessas concentrações estão na Tabela A.5 (anexo). As médias, valores máximos e mínimos das concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos estão na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Valores médios, máximo e mínimo das proteínas, lipídeos e carboidratos do afluente e efluente, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV)

PARÂMETROS		Nº de Amostras	Média	Mínimo	Máximo	σ	CV
AFLUENTE							
PROTEÍNAS	(mg/L)	27	141,9	41,3	320,0	46,7	0,33
CARBOIDRATOS	(mg/L)	27	13,3	7,8	22,8	3,7	0,28
LIPÍDEOS	(mg/L)	27	9,8	1,3	21,3	3,4	0,35
EFLUENTE							
PROTEÍNAS	(mg/L)	27	107,0	36,0	266,7	37,1	0,35
CARBOIDRATOS	(mg/L)	27	8,0	4,4	11,6	1,9	0,24
LIPÍDEOS	(mg/L)	27	6,1	0,8	11,0	2,7	0,44

A concentração de proteínas no afluente foi em média 141,9 mg/L, para o máximo de 320,0 mg/L e mínimo de 41,3 mg/L, enquanto que para o efluente os valores médio, máximo e mínimo foram 107,0 mg/L, 266,7 mg/L

e 36,0 mg/L, respectivamente. Aplicando uma taxa média de 0,66kg DQO/m³.dia, no mesmo reator, VALLERO (1999) registrou uma eficiência média de 30% na remoção das proteínas, enquanto que PICANÇO (2000) encontrou algo em torno de 47%, porém a média de sua taxa de aplicação foi de 1,00kg DQO/m³.dia. Nesse trabalho, a taxa de carregamento média foi de 0,19kg DQO/m³.dia para uma eficiência média de remoção de 23,8%.

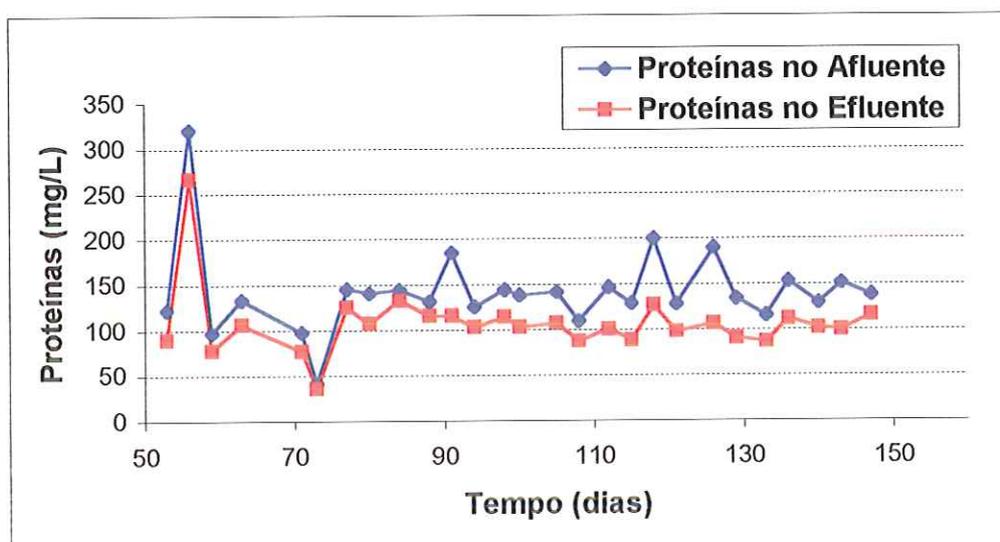


Figura 5.13 – Concentração de proteínas em relação ao tempo

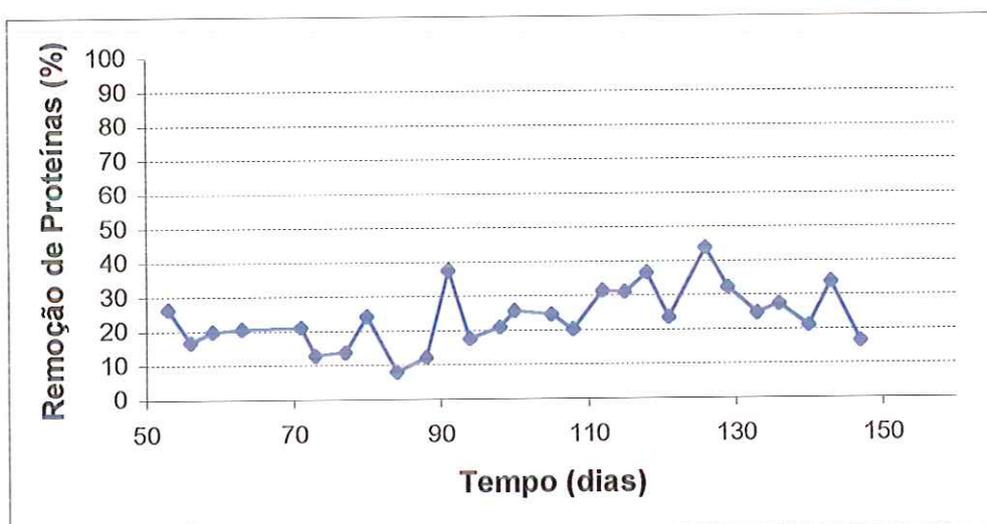


Figura 5.14 – Variação temporal da remoção de proteínas

Pela Figura 5.13 nota-se uma grande variação na concentração das proteínas, durante todo o experimento, tanto no afluente quanto no efluente. A Figura 5.14, que representa a eficiência de remoção das proteínas, considerando a dificuldade de degradação das mesmas, apresenta resultados satisfatórios.

A variação da concentração de carboidratos no afluente e no efluente está representada na Figura 5.15. Para o afluente, a concentração média foi 13,3 mg/L, a máxima 22,8 mg/L e a mínima 7,8 mg/L, enquanto que, no efluente, os valores médio, máximo e mínimo foram 8,0 mg/L, 11,6 mg/L e 4,4 mg/L, respectivamente. Para esses dados, a eficiência de remoção média de carboidratos foi 37,3%, variando entre 69,9% e 18%. A Figura 5.16 representa a remoção de carboidratos com relação ao tempo.

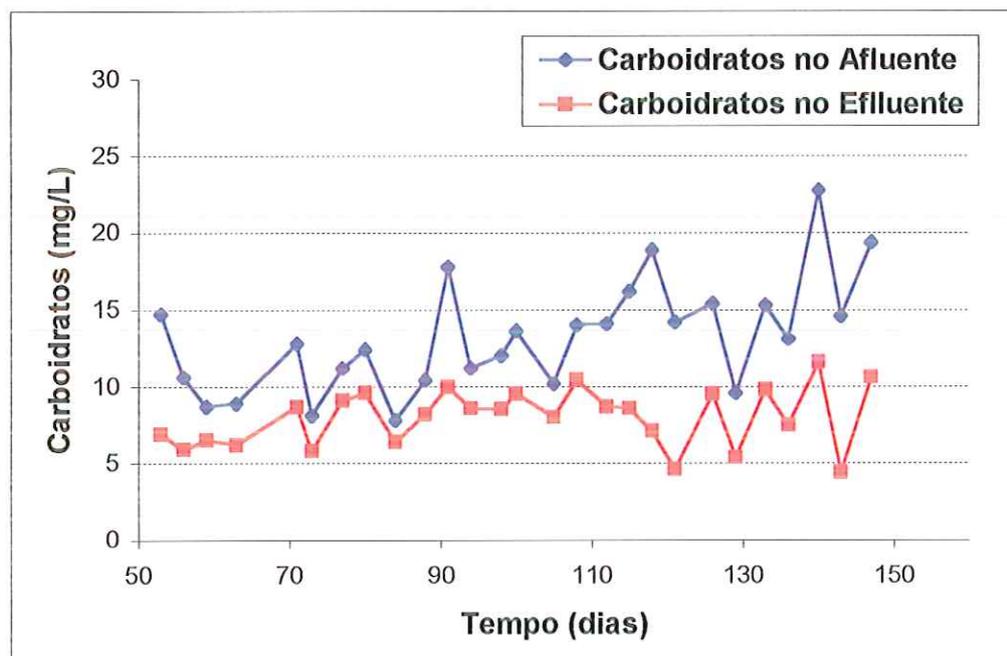


Figura 5.15 – Concentração de carboidratos em relação ao tempo

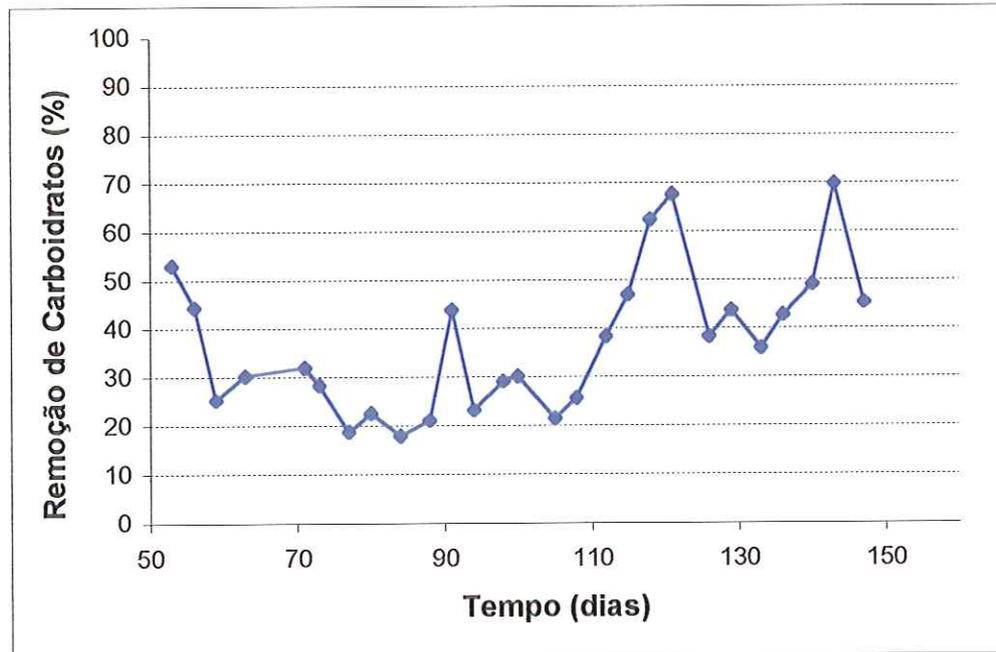


Figura 5.16 – Variação temporal da remoção de carboidratos

Segundo TORRES (1992), nos processos anaeróbios, alguns tipos de carboidratos, tais como a glicose e a sacarose, são degradados facilmente enquanto que os polissacarídeos, como o amido, apresentam maior resistência à degradação.

Os valores das remoções de carboidratos estavam dentro dos limites esperados, porém as baixas concentrações podem ocasionar erros de dosagem de reagentes e leitura dos equipamentos, que provocaria uma grande alteração na eficiência, contudo foram tomados todos os cuidados necessários para que esses possíveis erros fossem evitados.

A Figura 5.17 mostra a variação da concentração de lipídeos com relação ao tempo. Os valores médio, máximo e mínimo, no afluente, foram 9,8 mg/L, 21,3 mg/L e 1,3 mg/L, respectivamente. No efluente, esses valores foram 6,1 mg/L, 11,0 mg/L e 0,8 mg/L. A Figura 5.18 apresenta a variação de eficiência de remoção dos lipídeos.

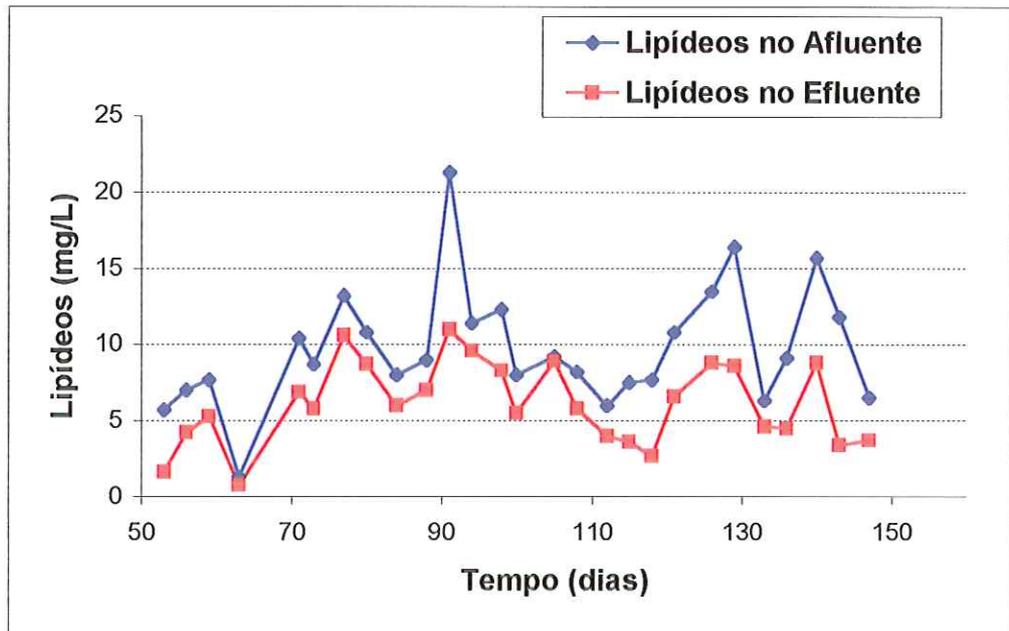


Figura 5.17 – Concentração de lipídeos em relação ao tempo

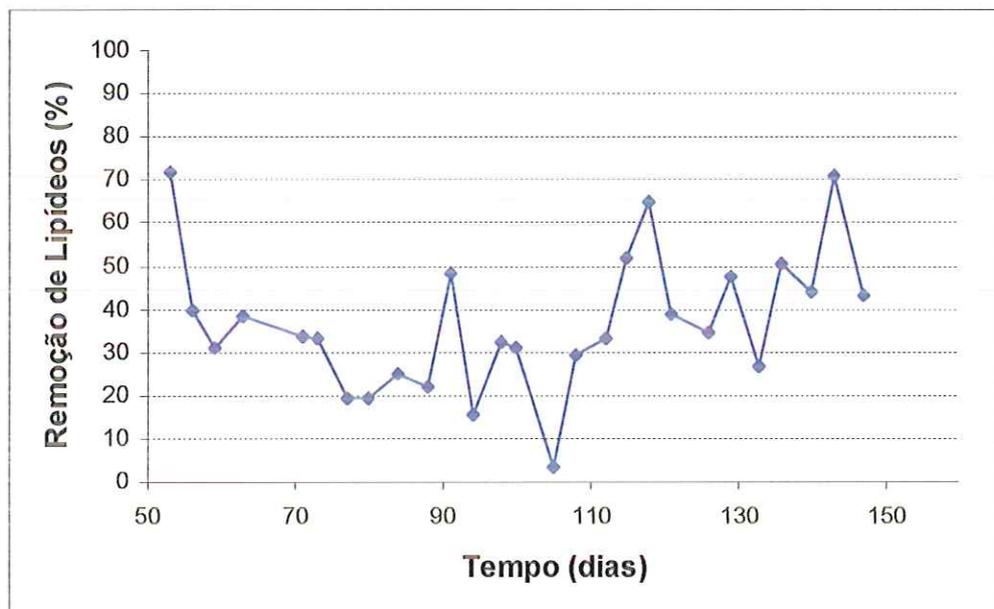


Figura 5.18 – Variação temporal da remoção de lipídeos

TORRES (1992) observou que a degradação, em um reator de manta de lodo, é em maior grau para os carboidratos, atingindo a remoção de 66% de sacarose e 61% de amido; em seguida, têm-se as proteínas com 58% de remoção e os lipídeos com 28% de eficiência de remoção. Porém, no

trabalho realizado por VALLERO (1999) a eficiência de remoção média dos lipídeos foi 75% enquanto que PIKANÇO (2000) encontrou valores em torno de 84%. No presente trabalho, a degradação dos lipídeos alcançou 37,1% de remoção média.

Além dos substratos utilizados por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000) serem bem diferentes do esgoto sanitário, os valores altos da eficiência de remoção de lipídeos, encontrados em seus trabalhos, podem ser explicados pelo fato do material acumulado no reservatório de estocagem e nas mangueiras do sistema de sucção e recalque, ser de origem graxa. Atribuindo a fenômenos físicos à alta remoção de lipídeos, e não simplesmente à atividade biológica.

5.1.6 Produção e Composição do Gás

Os resultados relacionados à composição dos gases estão apresentados nas Tabelas 5.7 e A.6 (anexo), assim como na Figura 5.19.

Tabela 5.7 – Valores médio, máximo e mínimo, desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes à composição dos gases

PARÂMETROS	Amostragem	Média	Máximo	Mínimo	σ	CV
CH ₄	(%)	32	34,4	52,5	14,1	8,39 0,24
CO ₂	(%)	32	63,0	83,2	43,9	8,38 0,13
ar/N ₂	(%)	32	2,6	1,6	1,6	0,61 0,24

Para a determinação volumétrica do gás produzido no interior do reator anaeróbio, utilizou-se um frasco tipo Mariotte, juntamente com uma mangueira de silicone que ligava a saída de gases do reator à entrada do frasco. Sendo a produção de gás proporcional ao volume de líquido deslocado do frasco. Porém, este método apresenta diversas falhas, podendo torná-lo bastante impreciso, uma vez que podem ocorrer perdas no sistema de medição e na mangueira do sistema de coleta.

A princípio, algumas medidas da produção de gás foram realizadas, mas a produção encontrada difere bastante dos valores esperados. Diante de valores não significativos, decidiu-se não utilizar o volume “real” de gases produzidos pelo reator no estudo do mesmo.

Utilizando a cromatografia gasosa foi possível determinar a constituição dos gases gerados pelo processo anaeróbio, determinando as percentagens dos gases metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio (N_2). A análise de cromatografia realizou-se com frequência igual a das demais determinações.

Comparando os dados obtidos nos estudos realizados por VALLERO (1999) e PICANÇO (2000), observou-se que referente ao primeiro trabalho, as médias de volume de CH_4 e o volume teórico de CH_4 foram 3,9 L/dia e 5,2 L/dia, variando em 33%. No trabalho de Picanço (2000), os valores médios encontrados para esses parâmetros foram 4,5 L/dia e 10,8 L/dia, diferenciando em 140% um do outro. Com essas variações, pode-se constatar a ineficiência do método de medição do volume de gases produzidos, no estudo específico que está sendo desenvolvido para o reator anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo.

De acordo com CARVALHO (1994), o processo anaeróbio tem metano como principal componente entre os gases gerados, alcançando cerca de 50% a 70% da composição total. Na degradação da matéria orgânica em sistemas anaeróbios, o principal indicador de eficiência do sistema é a produção desse gás, já que é, nessa fase, que ocorre a estabilização da matéria orgânica (CHIANG e DAGUE⁵ apud CARVALHO, 1994). No presente trabalho, encontrou-se um percentual baixo de gás metano, algo já esperado devido às baixas cargas de carregamento aplicadas no sistema e os valores baixos na eficiência de degradação da matéria orgânica, outrora discutida no capítulo 5.1.2.

A Figura 5.19 representa a constituição percentual dos gases. Sendo encontrados os valores médios de 34,4% de CH_4 , 63,0% de CO_2 , e 2,6% de ar/ N_2 . A percentagem de ar/ N_2 foi baixa e pouco variou, a percentagem de

⁵CHIANG, C. F.; DAGUE, R. R. (1992). *Effects of reactor configuration and biomass activity on the performance of upflow static media anerobic reactors*. Water Environmental Research, Vol. 64, p. 141 – 149.

metano variou entre 14,1% e 52,5%, superando a percentagem de CO₂ no último ensaio, sendo inferior durante todo o restante do experimento.

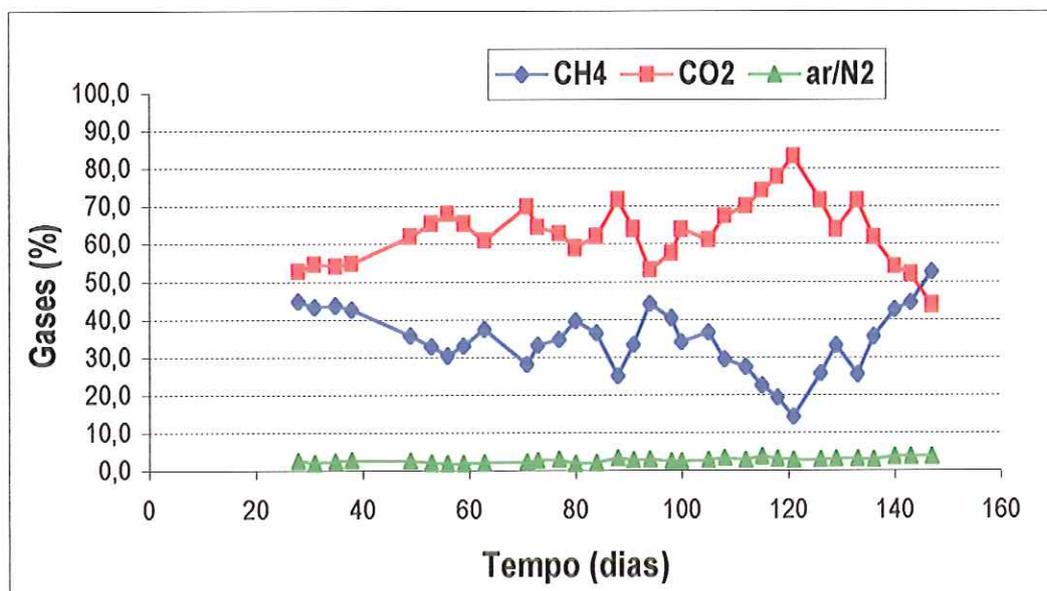


Figura 5.19 – Composição percentual dos gases

5.2 Degradação dos Componentes Específicos da Matéria Orgânica

Este estudo teve a intenção de verificar a existência de algum tipo de afinidade na remoção dos componentes específicos da matéria orgânica em relação aos diferentes tipos de materiais utilizados como suporte, no reator anaeróbio. Em outras palavras, procurou-se verificar se a biomassa retida nos diferentes materiais suportes possuía alguma compatibilidade na degradação específica das proteínas, carboidratos ou lipídeos.

Para determinar a eficiência da degradação da matéria orgânica, para cada tipo de suporte, é necessário determinar a concentração das proteínas, carboidratos e lipídeos tanto inicial quanto final. A concentração inicial foi determinada a partir de uma amostra do esgoto sanitário a ser utilizado nos ensaios cinéticos. A concentração final foi determinada a partir de amostras coletadas, ao final do ensaio cinético (24 horas após o início), de cada recipiente destinado aos diferentes materiais suportes.

Os ensaios foram realizados a partir do 149º dia. A princípio, foram utilizados os reatores diferenciais desprovidos de algum suporte ou lodo (ensaio do branco), a fim de analisar se o método apresentava algum tipo de interferência. De posse dos resultados obtidos nesse ensaio constatou-se um decaimento significativo na demanda química de oxigênio, fato esse que evidencia a presença de algum tipo de interferência. Algumas medidas foram tomadas a fim de eliminar essa interferência, sendo a principal delas a esterilização do substrato utilizado, que por se tratar de esgoto sanitário, torna-se impossível desprezar a presença de microrganismos, que degradam a matéria orgânica ao longo do tempo. Um novo ensaio foi realizado, novamente sem a presença de algum tipo de material suporte ou lodo, verificando a constância da DQO, tornando o sistema capaz de realizar os demais ensaios cinéticos e de degradabilidade da matéria orgânica.

De acordo com PICANÇO (2000) não foi possível uma padronização do substrato durante a realização dos ensaios, uma vez que o esgoto sintético, preparado pelo mesmo, era feito a cada dois dias, impossibilitando a utilização do mesmo substrato para os diferentes tipos de suporte. Observando a sugestão feita por PICANÇO (2000), em que o ideal seria fixar as concentrações e variar os suportes, os ensaios foram realizados dessa maneira, com o auxílio de uma bomba com saídas suficientes para realizar os quatro ensaios simultaneamente.

5.2.1 Proteínas

A Tabela 5.8 mostra os resultados encontrados na degradação das proteínas pelos diferentes suportes como também pelo lodo em suspensão, nos dias em que foram feitos os ensaios cinéticos.

Tabela 5.8 – Valores da concentração de proteínas no afluente e efluente e eficiência de remoção nos diversos tipos de suporte e lodo em suspensão

Operação	Polímero Poroso	Polímero Menos Poroso	Cerâmica Porosa	Cerâmica Menos Porosa	Lodo
	PP	PN	CP	CN	
Afl (mg/L)					138,9
Efl (mg/L)	152				120,3
Eficiência					13,4%
Afl (mg/L)		134,1	134,1	134,1	134,1
Efl (mg/L)	155	94,7	96,4	97,6	96,8
Eficiência		29,4%	28,1%	27,2%	27,8%
Afl (mg/L)		320,4	320,4	320,4	320,4
Efl (mg/L)	158	170,1	219,6	177,0	181,8
Eficiência		46,9%	31,5%	44,8%	43,3%
Afl (mg/L)		474,2	474,2	474,2	474,2
Efl (mg/L)	162	199,4	256,0	202,9	219,2
Eficiência		58,0%	46,0%	57,2%	53,8%

O primeiro ensaio cinético foi feito com o lodo em suspensão, usando dois circuitos, sendo um a réplica do outro. Os ensaios seguintes foram feitos com quatro circuitos, cada circuito com um tipo de material diferente. Ao todo foram realizadas sete baterias de ensaios: um para o lodo em suspensão, três com os suportes cilíndricos e suas respectivas duplicatas. Houve uma variação, na carga aplicada, nos ensaios realizados, pois o substrato utilizado tem suas características físicas, químicas e biológicas bastante variáveis. A quantidade coletada do esgoto sanitário era suficiente para um ensaio e sua respectiva duplicata, e a cada vez que se coletava uma nova amostra de substrato, percebeu-se que a carga variava bastante, passando a ser três vezes maior de um ensaio para outro, permitindo uma análise do comportamento da eficiência de remoção em relação ao aumento da carga aplicada.

Com a relação à degradação das proteínas, verificou-se que o lodo em suspensão não apresentou boa eficiência de remoção, contrapondo-se com o encontrado nos ensaios realizados por PICANÇO (2000). Inclusive o lodo em suspensão obteve baixas eficiências de remoção em todos os

parâmetros analisados nesse capítulo, sendo superado por todos os tipos de materiais suportes. Um fato que prejudicou a análise da remoção pelo lodo, foi a realização do ensaio, com os reatores diferenciais, utilizando o substrato de menor carga, mas a utilização do esgoto sanitário torna imprevisível o conhecimento antecipado da carga aplicada.

Como já foi comentado no item 5.1.5, a proteína oferece maior grau de dificuldade em sua degradação, confirmado pelo ocorrido nos ensaios realizados, onde os índices de eficiência encontrados para as proteínas foram os menores em relação ao encontrados para os carboidratos e lipídeos, em todos os materiais suportes.

Os microrganismos presentes na espuma de poliuretano (PP), apresentaram uma melhor remoção de proteínas, seguida pela cerâmica porosa (CP) e cerâmica menos porosa (CN), com valores bastante próximos. Com menor eficiência, tem-se o polímero menos poroso (PN), que para cargas aplicadas maiores apresentou diferenças representativas. Quando a concentração inicial de proteínas foi de 474,2 mg/L, o polímero menos poroso obteve uma eficiência de remoção de 46% enquanto que os demais obtiveram em média 56% de eficiência.

5.2.2 Carboidratos

A Tabela 5.9 apresenta os valores relacionados à remoção dos carboidratos pelos suportes e pelo lodo em suspensão.

De acordo com a bibliografia, os carboidratos são de degradação relativamente fácil em sistemas anaeróbios, afirmativa esta, confirmada durante a operação do reator e nos ensaios de degradação da matéria orgânica.

Tabela 5.9 – Valores da concentração de carboidratos no afluente e efluente e eficiência de remoção nos diversos tipos de suporte e lodo em suspensão

	Operação	PP	PN	CP	CN	Lodo
Afl (mg/L)						24,5
Efl (mg/L)	152					16,6
Eficiência						32,4%
Afl (mg/L)		28,9	28,9	28,9	28,9	
Efl (mg/L)	155	11,9	14,2	14,4	11,3	
Eficiência		58,8%	50,9%	50,2%	60,9%	
Afl (mg/L)		102,2	102,2	102,2	102,2	
Efl (mg/L)	158	24,8	29,7	25,3	25,5	
Eficiência		75,7%	70,9%	75,2%	75,0%	
Afl (mg/L)		168,2	168,2	168,2	168,2	
Efl (mg/L)	162	32,0	40,4	35,4	36,6	
Eficiência		81,0%	76,0%	79,0%	78,2%	

Em geral as eficiências obtidas, pelos diferentes suportes, foram bastante semelhantes, tanto em baixas concentrações quanto nas mais altas. O material cerâmico menos poroso foi ligeiramente mais eficiente em cargas menores, enquanto que para as cargas mais elevadas, os microrganismos aderidos ao polimérico poroso apresentaram melhor rendimento. O lodo em suspensão obteve uma eficiência de remoção de carboidratos, inferior aos demais suportes.

O desempenho obtido na degradação dos carboidratos, no presente estudo, é similar ao obtido por PIKANÇO (2000), que ao utilizar o substrato de maior concentração observou que todos os tipos de materiais obtiveram eficiências de valores próximos. Observou-se também que os materiais poliméricos apresentaram ótimos resultados nas três concentrações aplicadas nos mesmos. Esta distinção com relação aos polímeros não foi verificada neste trabalho.

Para a concentração inicial de carboidratos igual a 168,2 mg/L obteve-se uma eficiência de remoção média para os microrganismos aderidos ao polímero poroso de 80,9%, para o polímero menos poroso 76,1%, para a

cerâmica porosa 79,8% e para a cerâmica menos porosa encontrou-se 78,4%. Para o lodo em suspensão a eficiência de remoção dos carboidratos foi em média 32,4% para a concentração de carboidratos afluente de 24,5 mg/L.

5.2.3 Lipídeos

Apresentam-se na Tabela 5.10, os valores encontrados nos ensaios de degradação da matéria orgânica das concentrações de lipídeos iniciais e finais, e conseqüentemente a eficiência de remoção para cada tipo de suporte e para o lodo em suspensão.

Tabela 5.10 – Valores da concentração de lipídeos no afluente e efluente e eficiência de remoção nos diversos tipos de suporte e lodo em suspensão

	Operação	PP	PN	CP	CN	Lodo
Afl (mg/L)						13,1
Efl (mg/L)	152					6,2
Eficiência						52,7%
Afl (mg/L)		18,5	18,5	18,5	18,5	
Efl (mg/L)	155	4,1	3,9	4,2	3,5	
Eficiência		77,8%	78,9%	77,3%	81,1%	
Afl (mg/L)		92,5	92,5	92,5	92,5	
Efl (mg/L)	158	10,3	14,1	11,8	11,5	
Eficiência		88,9%	84,8%	87,2%	87,6%	
Afl (mg/L)		136,7	136,7	136,7	136,7	
Efl (mg/L)	162	13,9	18,6	14,1	18,5	
Eficiência		89,8%	86,4%	89,7%	86,5%	

Como na operação do reator anaeróbio, percebeu-se uma pequena incrustação nas mangueiras, pertencendo ao sistema de reatores diferenciais, provavelmente de origem de óleos e graxas.

PICANÇO (2000) percebeu que os microrganismos aderidos ao suporte polimérico poroso e ao menos poroso removeram quantitativamente mais lipídeos. Neste trabalho percebeu-se que todos os suportes analisados mantiveram praticamente as mesmas eficiências de remoção, com ligeira

vantagem para os materiais porosos, quando a concentração inicial de lipídeos foi 136,7 mg/L, porém para a concentração inicial de 18,5 mg/L, a situação inverte-se, passando os materiais menos porosos, a terem uma eficiência superior.

5.2.4 Considerações Finais

Verificou-se na degradação das proteínas, carboidratos e lipídeos que as eficiências de remoção, para todos os tipos de suporte, aumentavam, consideravelmente à medida que a concentração inicial desses aumentava. Como exemplo, a cerâmica porosa, na degradação das proteínas, obteve uma eficiência de 27,2% quando a concentração inicial de proteínas foi de 134,7 mg/L e uma eficiência de 57,2% para a concentração de 474,2 mg/L, uma diferença maior que o dobro em eficiência.

Observou-se nos reatores diferenciais a presença de material em suspensão depositado na entrada do reator, forçando a passagem do substrato por um caminho preferencial, limitando o desempenho do sistema. O material no interior do reator acumulava-se com maior intensidade à medida que a carga aplicada aumentava. Provavelmente os relativos altos índices de eficiência (com relação à operação do reator), encontrados nos ensaios de degradação da matéria orgânica, foram afetados pelos sólidos retidos nos reatores diferenciais, porém como a retenção desse material ocorreu em todos os reatores, esse fato deve não interferir nas comparações de resultados entre os suportes.

Em geral, as eficiências de degradação, dos componentes da matéria orgânica, foram uniformes para todos os tipos de materiais suportes, impossibilitando qualquer tipo de informação a respeito de uma maior afinidade entre os microrganismos aderidos aos diferentes materiais suportes e a degradação das proteínas, carboidratos ou lipídeos.

A limitação do método consiste na impossibilidade física, de apenas uma pessoa, realizar o ensaio cinético com mais de quatro reatores diferenciais, pois a coleta das amostras era feita com o tempo aproximado de sete minutos, para cada reator, sendo quatro reatores, o tempo utilizado

para coletar todas as amostras era de aproximadamente vinte e oito minutos. Como foram determinadas as concentrações em intervalos de trinta minutos, o tempo é um fator limitante do número máximo de reatores diferenciais a serem utilizados em cada dia de ensaio. Os sete minutos utilizados para coletar uma amostra de um reator, consiste em retirar a amostra do frasco que continha o substrato, filtrar a amostra, diluí-la e preparar três poções para a determinação da DQO.

5.3 Retenção de Biomassa nos Suportes

A biomassa imobilizada nos diversos suportes foi quantificada, utilizando os sólidos voláteis totais como parâmetro, sendo considerado a mesma geometria e dimensões, para todos os suportes e representou-se a retenção de biomassa imobilizada pela massa de sólidos voláteis por unidade de suporte.

De acordo com a metodologia aplicada no Laboratório de Materiais Cerâmicos do Departamento de Engenharia de Materiais da UFSCar (DEMA - UFSCar), VALLERO (1999) determinou a porosidade dos suportes utilizados. Encontrando para o polimérico menos poroso (PN) uma porosidade de 1,5%, para a cerâmica menos porosa (CN) 35%, para a cerâmica porosa (CP) 64%, sendo adotada, de acordo com o fabricante uma porosidade nominal de 92% para o polimérico poroso (PP).

Os suportes utilizados para determinar a quantidade de biomassa imobilizada foram os mesmos dos ensaios cinéticos. Eles se diferenciam, pela posição na haste (localização vertical) e pela proximidade das paredes do reator (localização horizontal). Os valores encontrados apresentam-se na Tabela 5.11.

Para um melhor entendimento, foi adotada uma nomenclatura para definir a posição onde se localizava cada suporte utilizado nos ensaios cinéticos. Para cada ensaio utilizaram-se quatro reatores diferenciais, cada qual com um tipo de material suporte. Devido à utilização de esgoto sanitário como substrato, cada vez que se fazia um ensaio cinético verificou-se que a carga aplicada era diferente, pois o esgoto sanitário é bastante heterogêneo.

De acordo com a Figura 4.14, que apresenta a distribuição horizontal das barras, e a posição vertical do suporte, considerando 1 o suporte mais próximo ao fundo do reator e o 4 o suporte mais ao alto, foi atribuída uma nomenclatura aos suportes utilizados nos ensaios cinéticos. Por exemplo, ao indicar o suporte de cerâmica porosa X2, significa dizer que o mesmo está na barra de número X e na posição vertical 2, a segunda de baixo para cima. Nos ensaios as barras foram diferenciadas pela proximidade das paredes internas do reator, recebendo a nomenclatura de “M” aquelas mais próximas ao meio do reator (II, III, VI, VII, X, XI) e a nomenclatura de “P” ficou para aquelas situadas na periferia do reator (I, IV, V, VIII, IX, XII, XIII, XIV, XV, XVI).

Tabela 5.11 – Biomassa aderida, para cada tipo de suporte em termos de SSV/suporte

Operação	Localização / Sólidos Voláteis Aderidos (mg SVT/suporte)			
	PP	CP	CN	PN
155	P1	M1	P1	M1
	66	54	39	11
158	M1	P1	M1	P1
	67	51	41	11
162	P2	M2	P2	M2
	52	44	35	10

Para o lodo, o valor de SVT utilizado foi de 187 mg, calculado com base no volume de lodo utilizado.

Pela Tabela 5.11, percebe-se nitidamente que a retenção de biomassa pelos suportes é maior tão quanto maior for a porosidade, pois os materiais porosos possuem maior área superficial e a imobilização do biofilme é favorecida pela presença dessa superfície de contato, que se apresenta em maior quantidade nos materiais porosos.

VERRIER *et al.* (1988), por meio de testes realizados, analisando a atividade metanogênica, concluiu que o material que apresentou colonização

mais lenta e com pouca variedade microbiana foi o polimérico não poroso (PVC).

Após a visualização do biofilme aderido nos suportes, observou-se que no suporte polimérico poroso (PP) havia grande quantidade de biomassa acumulando-se entre seus poros, assim como também na cerâmica porosa (CP), porém em menor intensidade. Na cerâmica menos porosa (CN) e no polimérico menos poroso (PN), a biomassa encontrava-se em forma de uma película bem fina, com uma concentração um pouco maior de microorganismos, em alguns pontos isolados, principalmente no material cerâmico menos poroso. As informações obtidas, com as observações realizadas nos suportes, ao serem retirados do filtro anaeróbio, logo após a colonização dos microorganismos nesses, são idênticas as observações feitas por VALLERO (1999) e PICANÇO (2000).

Quanto à posição horizontal dos suportes, nos ensaios cinéticos, foi possível verificar que não ocorreu qualquer tipo de diferença, em relação ao acúmulo de biomassa. Foram observados valores bastante aproximados de SSV/Suporte entre os materiais localizados na parte central do reator anaeróbio e os situados na periferia.

Influência maior obteve-se, com relação à disposição vertical. Pelos dados obtidos verificou-se que todos os materiais localizados na posição 1, mais próximos ao fundo do reator, apresentaram uma quantidade maior de biomassa retida, em relação aos respectivos suportes da posição 2, segunda mais próxima do fundo. Existindo uma diferença percentual de retenção de biomassa, em relação à altura, de 21% para o polímero poroso, 19% para a cerâmica porosa, 10% para a cerâmica menos porosa e 9% para o polimérico menos poroso.

Relacionando a retenção, entre os diferentes tipos de materiais, fica evidente que a capacidade de retenção é maior, quanto maior a porosidade, sendo o polimérico poroso aquele com a quantidade de biomassa mais expressiva, e o polimérico menos poroso o de menor. Em termos percentuais, para altura 1, a biomassa retida no polimérico menos poroso

corresponde a 17%, na cerâmica menos porosa 59% e para cerâmica porosa 77%, em relação ao polimérico poroso.

VALLERO (1999) realizou, neste mesmo reator, um ensaio de perfil, contatando o decréscimo da concentração de substrato, em termos de DQO, e a diminuição dos sólidos voláteis totais (SVT), ao longo da altura, verificando uma presença maior de microorganismos retidos nos suportes localizados na parte inferior do reator anaeróbio, próximo da região onde se situa o lodo. Conclusões estas, também alcançadas por PICANÇO (2000).

5.4 Ensaio Cinético

A partir dos dados obtidos nos ensaios cinéticos, realizados em reatores diferenciais, foi possível obter o decaimento da concentração de substrato expressa como DQO filtrada (mg/L), em função do tempo. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 5.12 a 5.16.

De posse dos dados de decaimento da concentração de substrato tentou-se ajustar modelos cinéticos de ordem zero, primeira ordem, segunda ordem e o modelo cinético de Monod por intermédio das linearizações de Lineweaver-Burk, Eadie-Hofstee e a de Hanes-Woolf.

Tabela 5.12 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte polimérico poroso (PP) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator

POLIMÉRICO POROSO - PP				
Localização / SVT Suporte	P1 66	M1 67	P2 52	
Tempo (h)	DQO (mg/L)	Tempo (h)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	273	0	476	524
2	175	0,5	408	500
4	164	1	397	468
6	164	2	385	432
8	156	4	377	373
10	150	6	333	365
12	148	8	321	309

Tabela 5.13 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte polimérico não poroso (PN) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator

POLIMÉRICO NÃO POROSO - PN				
Localização / SVT Suporte	M1		P1	M2
Tempo (h)	DQO (mg/L)	Tempo (h)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	262	0	464	583
2	175	0,5	428	559
4	159	1	425	532
6	164	2	389	532
8	135	4	385	516
10	129	6	377	448
12	135	8	297	333

Tabela 5.14 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte cerâmico poroso (CP) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator

CERÂMICA POROSA - CP				
Localização / SVT Suporte	M1		P1	M2
Tempo (h)	DQO (mg/L)	Tempo (h)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	259	0	401	416
2	206	0,5	377	377
4	180	1	373	373
6	201	2	369	369
8	164	4	365	365
10	132	6	337	337
12	135	8	305	305

Tabela 5.15 – Perfis das concentrações de substrato para o suporte cerâmico não poroso (CN) expressa em mg/L de DQO, indicando seu posicionamento no reator

CERÂMICA NÃO POROSA - CN				
Localização / SVT Suporte	P1		M1	P2
Tempo (h)	DQO (mg/L)	Tempo (h)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	254	0	468	512
2	180	0,5	421	480
4	167	1	401	456
6	159	2	361	432
8	137	4	329	405
10	140	6	297	369
12	138	8	250	305

Tabela 5.16 – Perfis das concentrações de substrato para o lodo em suspensão expressa em mg/L de DQO

LODO EM SUSPENSÃO		
SVT Suporte	187	187
Tempo (h)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
0	166	166
2	140	156
4	119	150
6	113	150
8	113	145
10	108	145
12	103	140

As Figuras 5.20 a 5.24 representam o decaimento temporal da DQO para os diferentes materiais suportes, localizados na posição M1, e para o lodo.

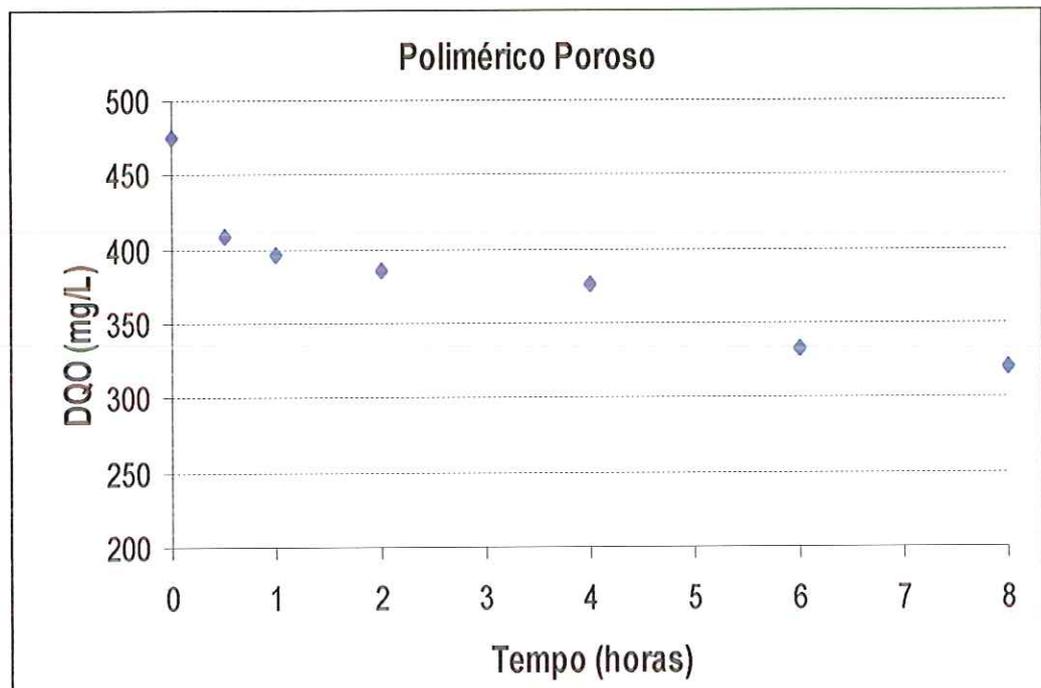


Figura 5.20 – Decaimento temporal da DQO para o PP

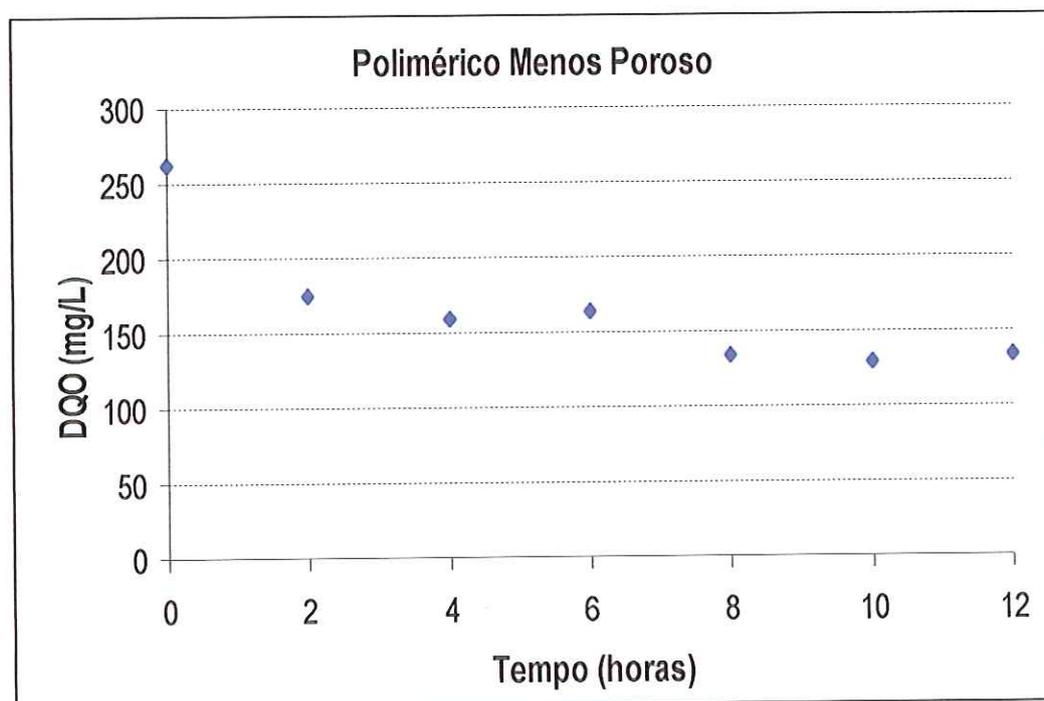


Figura 5.21 – Decaimento temporal da DQO para o PN

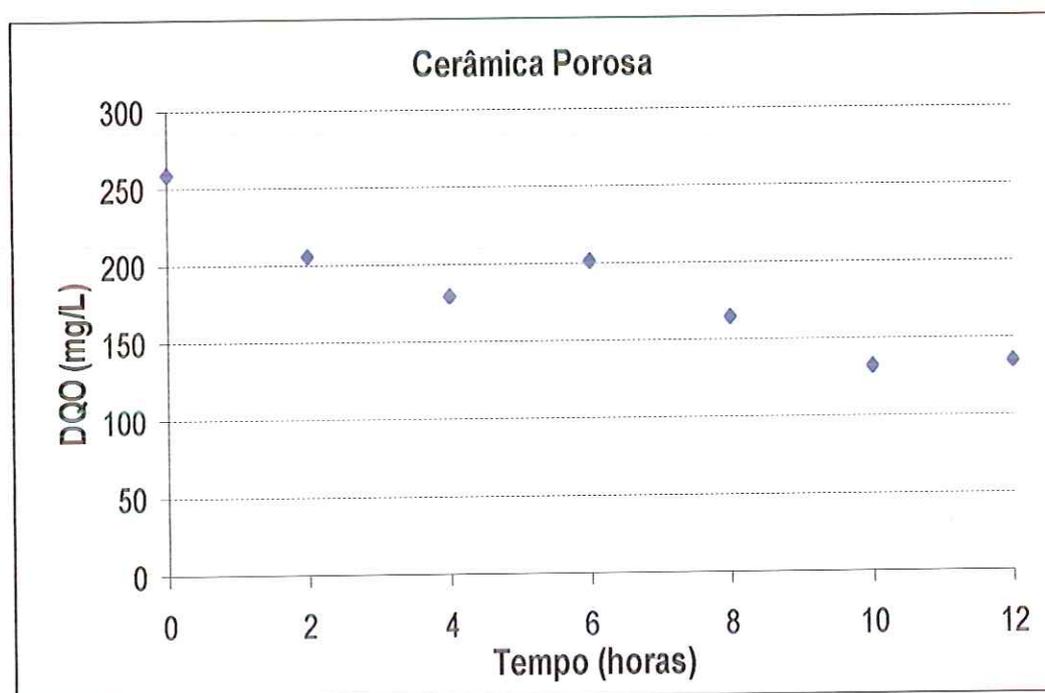


Figura 5.22 – Decaimento temporal da DQO para a CP

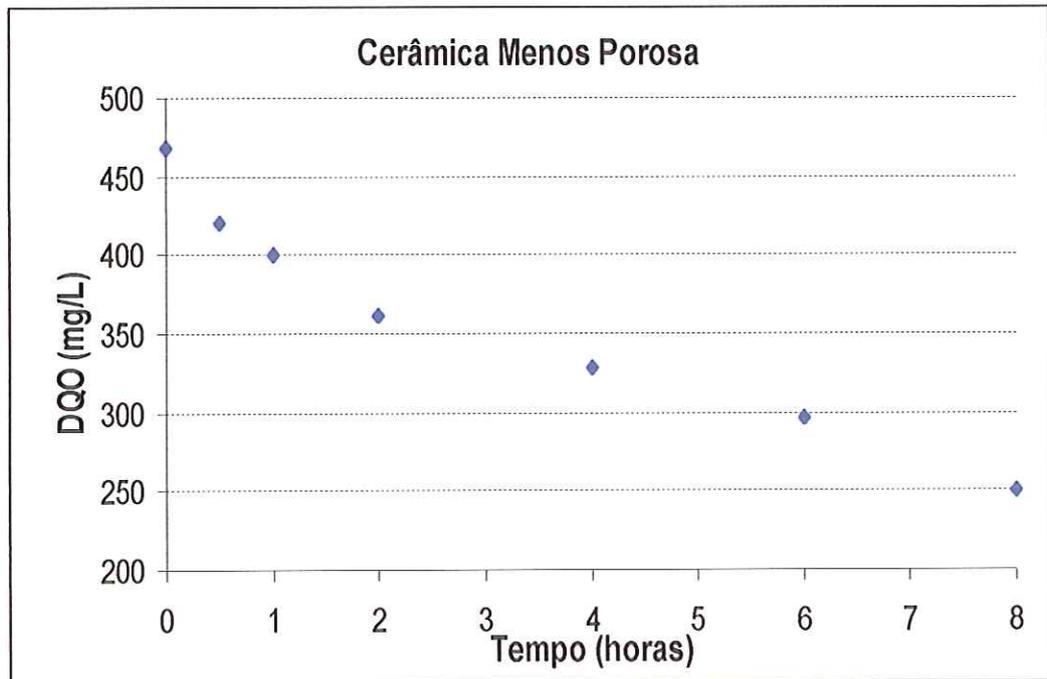


Figura 5.23 – Decaimento temporal da DQO para a CN

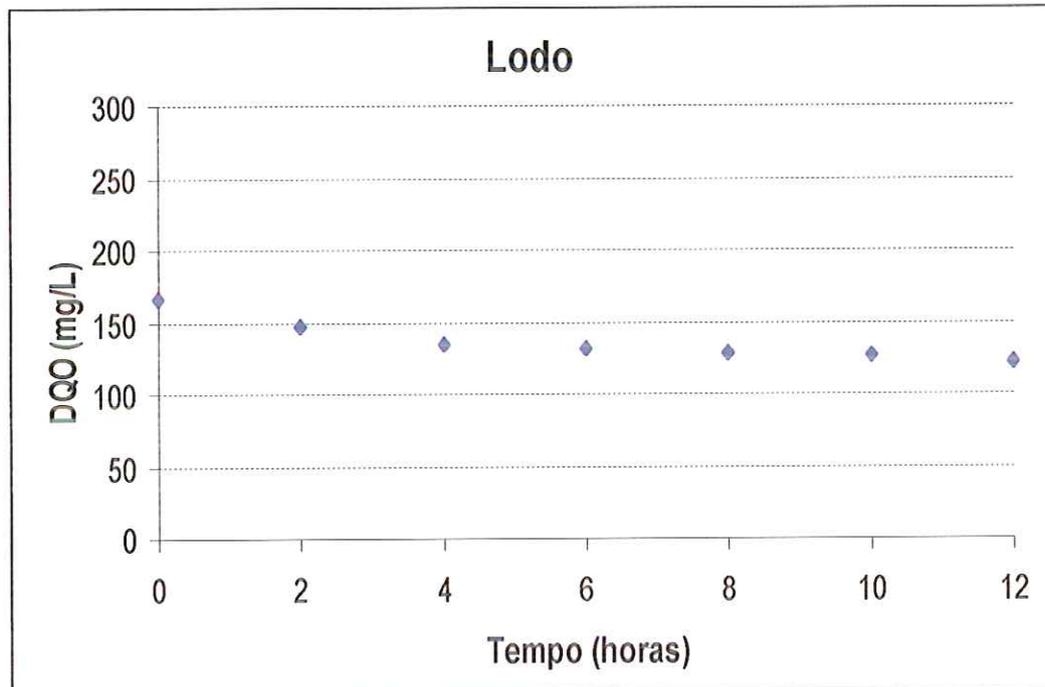


Figura 5.24 – Decaimento temporal da DQO para o lodo

Verificou-se que o modelo mais adequado foi o de primeira ordem modificado, com residual. O ajuste deste modelo permitiu a comparação da atividade biológica entre os diversos materiais suportes, assim como feito por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000).

O ajuste foi feito por meio de regressão não-linear, usando o método de Levenberg-Marquardt (Microcal Origin[®]), tendo como equação:

$$C_S = C_{SR} + (C_{S0} - C_{SR}) \cdot e^{-k_1^{app} \cdot t} \quad (5.2)$$

Na expressão 5.2, C_S é a concentração de substrato, t é o tempo, C_{S0} é a concentração inicial do substrato e k_1^{app} é a constante cinética aparente de primeira ordem.

A concentração residual (C_{SR}) é relatada por SPEECE (1986) como uma concentração mínima, abaixo da qual não haveria compensação energética pela utilização do substrato disponível no meio. Tal concentração também pode estar relacionada com limitações a transferência de massa.

Ao ajustar o modelo de primeira ordem com residual, aos dados, observaram-se bons ajustes somente para os suportes: polimérico poroso na posição P1 e M1, polimérico não-poroso M1, cerâmica porosa M1 e cerâmica não-porosa P1 e M1, impossibilitado o estudo comparativo da atividade biológica entre suportes de alturas diferentes. No entanto, a comparação entre os diversos materiais e grânulo pôde ser feita pelo fato do modelo cinético ter se ajustado aos dados obtidos com o suporte na posição M1 de cada material.

No caso dos outros perfis (Tabelas 5.12 a 5.16), nenhum modelo cinético apresentou boa correlação com os dados experimentais. Provavelmente, a utilização de esgoto sanitário real tenha sido responsável por essa dificuldade no ajuste de modelos cinéticos.

A Tabela 5.17 apresenta os valores das constantes cinéticas específicas de primeira ordem (k_1^{app}) para o suporte localizado na posição M1 de cada material e para o grânulo.

Tabela 5.17 – Valores das constantes cinéticas específicas de primeira ordem (k_1^{app} e k_1^{app}/SVT) e o coeficiente de correlação

Suporte - Localização	C_{SR} (mg/L)	K_1^{app} (h⁻¹)	SVT (mg SVT)	K_1^{app} / SVT (h⁻¹.mg⁻¹SVT)	R^2
Polimérico Poroso M1	341	0,78	67	0,012	0,856
Polimérico Não-Poroso M1	137	0,48	11	0,044	0,951
Cerâmica Porosa M1	128	0,23	54	0,004	0,970
Cerâmica Não-Porosa M1	248	0,30	41	0,007	0,967
LODO	122	0,25	187	0,0013	0,974

De acordo com a Tabela 5.17, observa-se que os valores das constantes cinéticas são maiores para os materiais poliméricos, sendo maior para o polimérico poroso, enquanto que para as cerâmicas e para o grânulo as constantes cinéticas apresentaram valores próximos, com uma ligeira vantagem para a cerâmica não-porosa. Esse resultado evidenciou uma maior atividade biológica nos materiais poliméricos.

O valor da constante C_{SR} não apresentou qualquer tendência de variação para os diversos suportes estudados. O valor deste parâmetro pode estar relacionado com a concentração inicial utilizada em cada experimento.

Para suportes na posição P1, foi possível obter parâmetros apenas para o suporte polimérico poroso e cerâmico não poroso. Os valores de k_1^{app} foram similares aos observados para os mesmos suportes na posição M1: $k_1^{app} = 0,82 \text{ h}^{-1}$ para o polimérico poroso e $k_1^{app} = 0,42 \text{ h}^{-1}$ para a cerâmica não porosa.

Ao analisar as constantes cinéticas específicas, relacionadas aos sólidos voláteis totais, percebe-se que o maior valor é encontrado para o material polimérico não-poroso, pelo fato desse material apresentar menor concentração celular.

PICANÇO (2000) também verificou que o polimérico poroso apresentou maiores constantes cinéticas enquanto que VALLERO (1999) observou que o lodo apresentava maior atividade biológica. O lodo utilizado

nesse experimento não apresentou uma boa granulação, apresentando menores constantes cinéticas que o biofilme aderido.

5.5 Aspectos Microbiológicos

A microscopia óptica e a microscopia eletrônica de varredura foram utilizadas para a observação dos consórcios microbiológicos que se formaram, utilizando os diversos materiais suportes, e os presentes no lodo existente na parte mais baixa do reator. A microscopia óptica indica a presença de grupos de microorganismos, enquanto que a microscopia eletrônica de varredura observa o biofilme aderido nos suportes.

Os exames microbiológicos foram realizados no término do trabalho. Foram utilizados os suportes localizados na parte inferior do reator (altura 1 e 2). O objetivo principal da realização desses exames foi a avaliação microbiológica do biofilme e do lodo para possíveis comparações entre os suportes e o lodo e entre os trabalhos anteriores realizados por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000).

5.5.1 Avaliação Microbiológica Utilizando Microscopia Óptica

No exame microscópico foram retirados os biofilmes aderidos na parte superior de cada suporte, uma vez que este se encontrava em maior concentração nesta região. Após a retirada do biofilme do suporte, por meio de uma raspagem, foi feita uma lavagem com água destilada, para prepará-lo para as observações. Esse procedimento, provavelmente, provocou uma agressão e um desarranjo nos conglomerados existentes.

A avaliação microbiológica dos biofilmes realizadas nos trabalhos de PASSIG (1997), VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000), verificaram-se a presença das seguintes morfologias: bacilos curtos, bacilos curvos, bacilos fluorescentes, cocos e microorganismos anaeróbios semelhantes ao gênero *Methanosarcina* sp. e microorganismos que se assemelhavam a *Mathanosaeta* sp. Os suportes utilizados nesta pesquisa foram os mesmos utilizados por VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000), porém os substratos

foram diferentes, enquanto que PASSIG (1997) utilizou, apenas, niples de PVC como suporte.

Nas Figuras 5.25 a 5.29, pode-se observar as microfotografias retiradas do lodo em suspensão e dos biofilmes aderidos aos quatro materiais suportes utilizados.

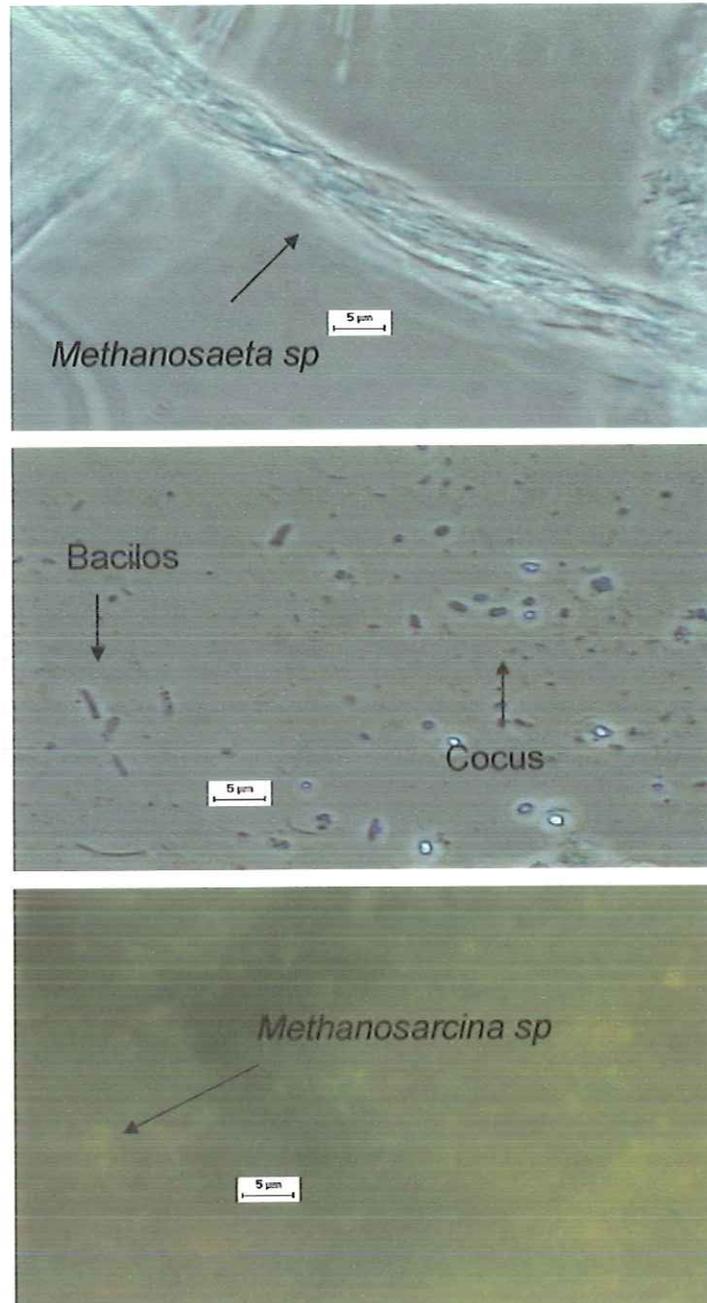


Figura 5.25 – Microfotografias ópticas do lodo em suspensão

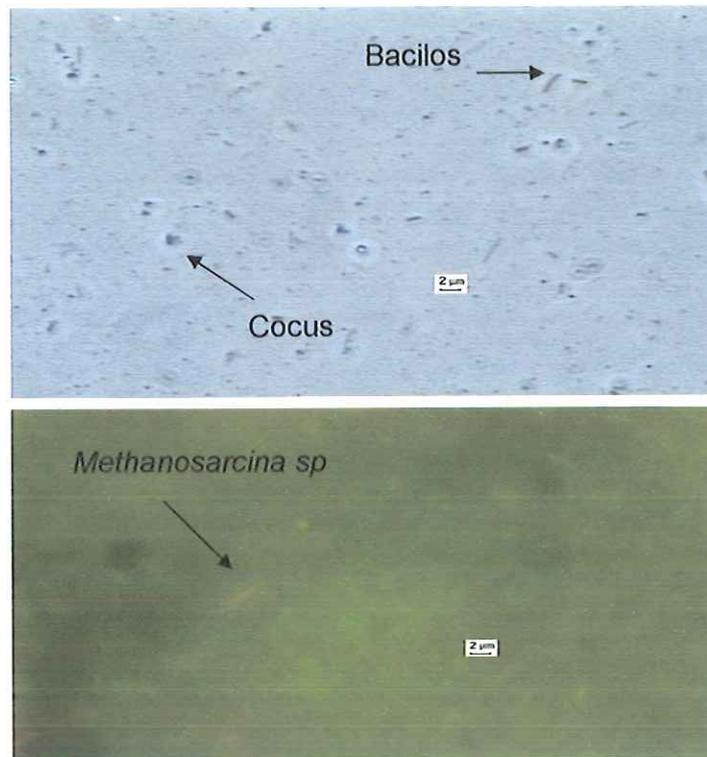


Figura 5.26 – Microfotografias ópticas do polímero poroso – PP

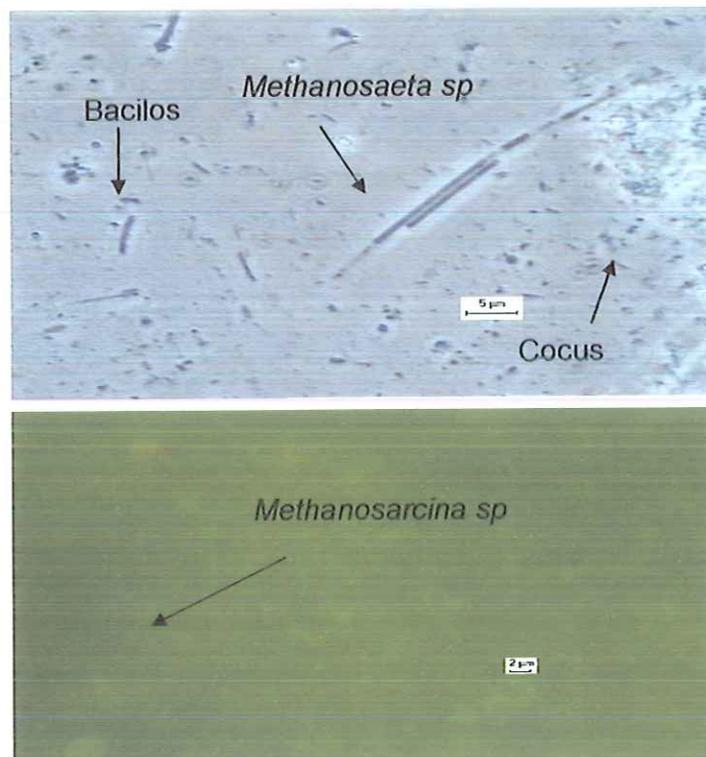


Figura 5.27 – Microfotografias ópticas do polímero não poroso – PN

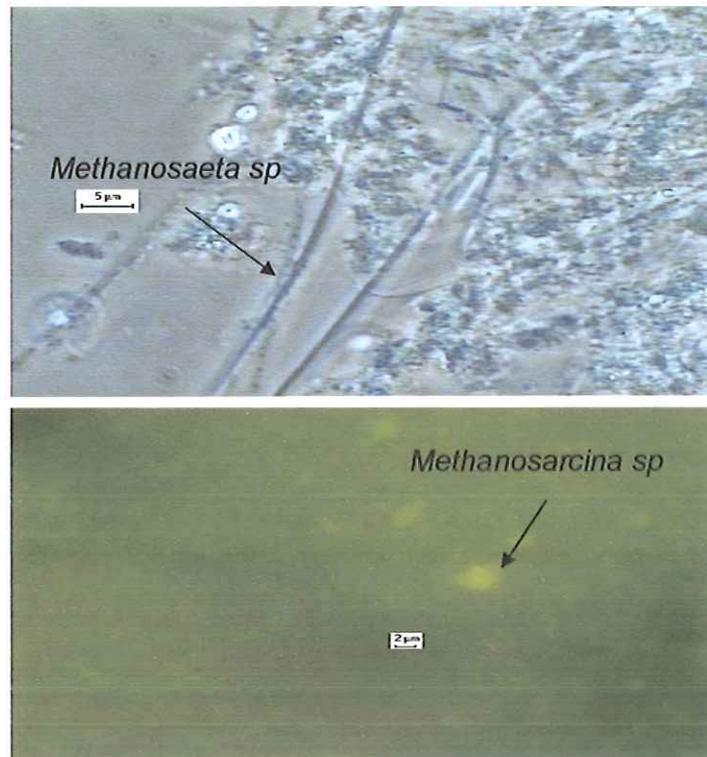


Figura 5.28 – Microfotografias ópticas da cerâmica porosa – CP

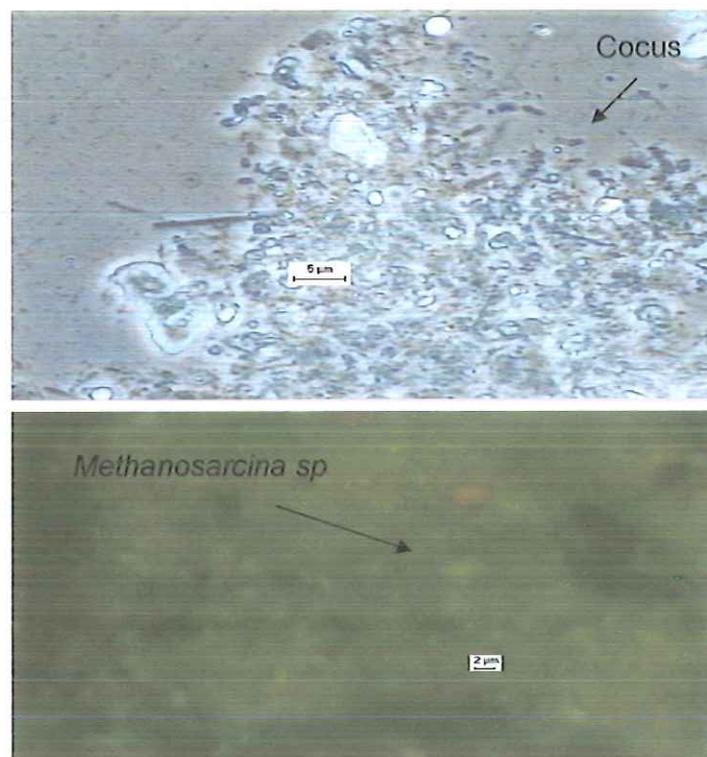


Figura 5.29 – Microfotografias ópticas da cerâmica não porosa – CN

Nenhuma diferença sensível foi observada por meio da microscopia óptica, entre os biofilmes aderidos aos diferentes suportes, em relação aos grupos de microorganismos. Foi observada a presença das seguintes morfologias: bacilos curtos, bacilos curvos, bacilos fluorescentes, cocos assim com microorganismos anaeróbios semelhantes ao gênero *Methanosarcina sp.* e microorganismos que se assemelhavam a *Methanosaeta sp.*, a mesma observação dos trabalhos de PASSIG (1997), VALLERO (1999) e PIKANÇO (2000). Não foram observadas diferenças significativas entre as morfologias predominantes nos diferentes suportes e no lodo.

5.5.2 Observação do Biofilme Utilizando a Microscopia de Varredura Eletrônica

De acordo com as observações realizadas por meio de microscopia de varredura eletrônica, percebeu-se que o material polimérico poroso apresentou o maior tamanho de poro com uma superfície lisa. O material cerâmico poroso apresentava poros grandes com superfícies rugosas. O material cerâmico não-poroso apresentou uma superfície com reentrâncias. O polimérico não-poroso apresentou uma superfície lisa com poros bem pequenos.

Observando as microfotografias percebeu-se que o biofilme era formado por longos bastões de morfologia semelhante ao gênero *Methanosaeta sp.* Porém também foi observada a presença de tipos morfológicos como os bacilos e cocos.

Em geral, Com a utilização da microscopia de varredura eletrônica percebeu-se a formação de um biofilme mais denso na superfície externa dos materiais suportes enquanto nos interstícios a formação do biofilme ocorreu em menor quantidade. Estas observações confirmam os resultados obtidos por VALLERO (1999). Porém PIKANÇO (2000) percebeu que nos materiais cerâmicos houve uma predominância de microorganismos semelhantes a *Methanosaeta sp.* e a formação do biofilme em todos os suportes aconteceu de forma intensa, que pode ser explicado pelo fato do

mesmo, trabalhar com taxa de carregamento orgânico superior ao do presente trabalho, possibilitando o maior e melhor desenvolvimento dos microorganismos.

As Figuras 5.30 a 5.33 apresentam algumas imagens obtidas por meio de microscopia de varredura eletrônica do biofilme aderido aos quatro tipos de materiais suporte.

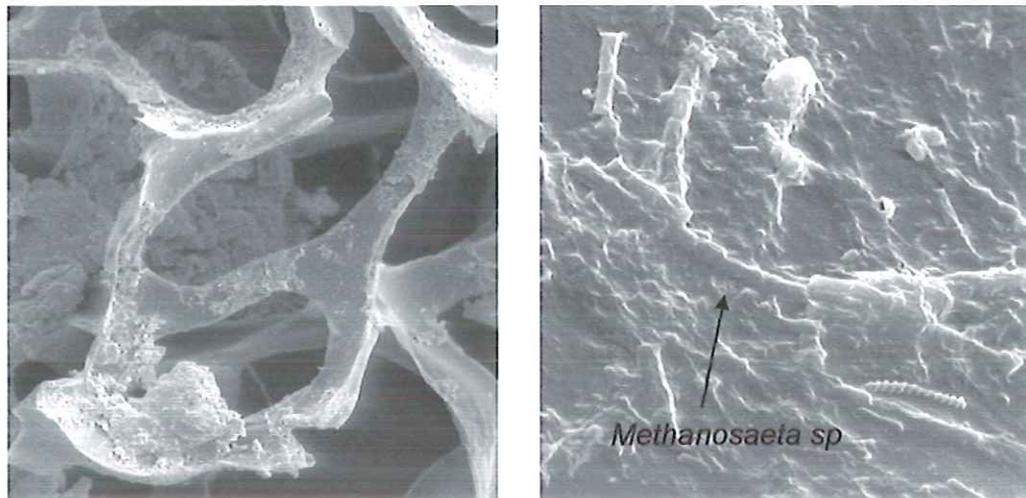


Figura 5.30 – Polímero poroso – PP (100x e 5000x)

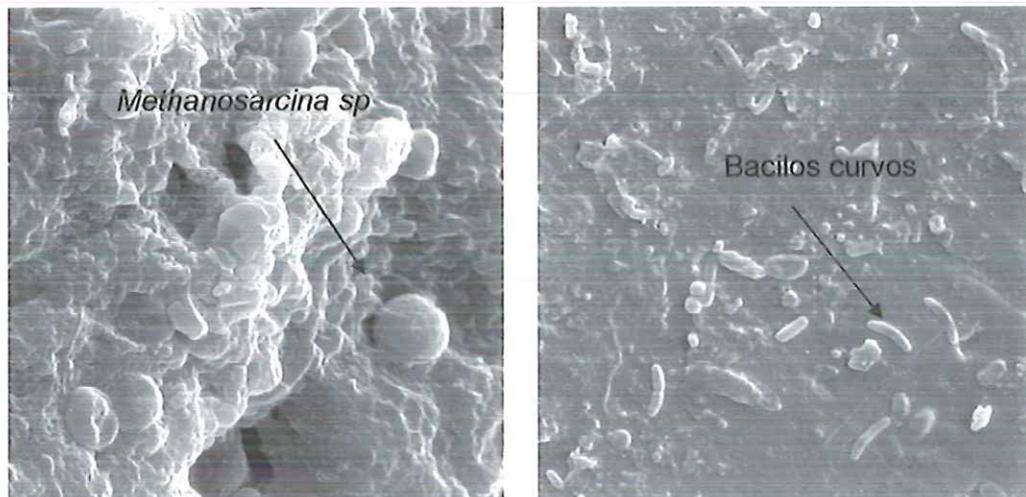


Figura 5.31 – Polímero não poroso – PN (5000x)

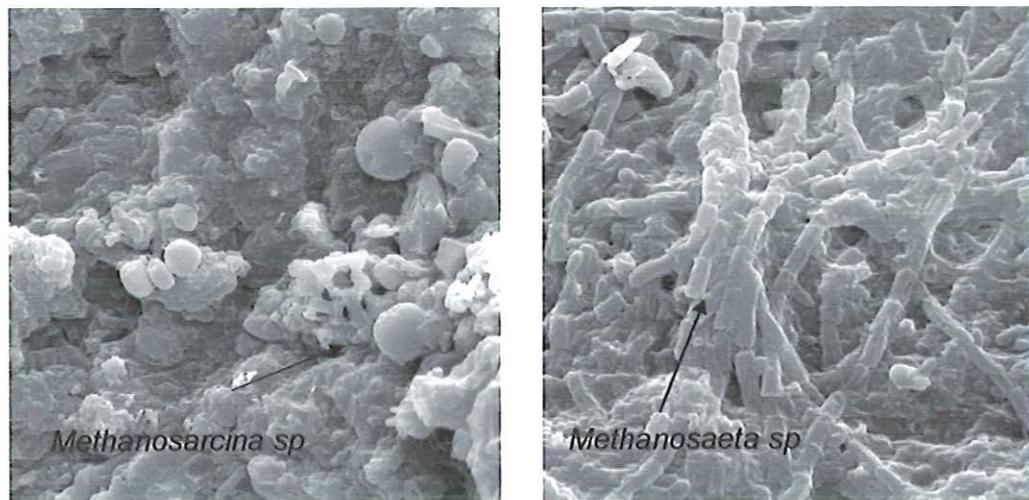


Figura 5.32 – Cerâmica porosa – CP (3000x e 5000x)

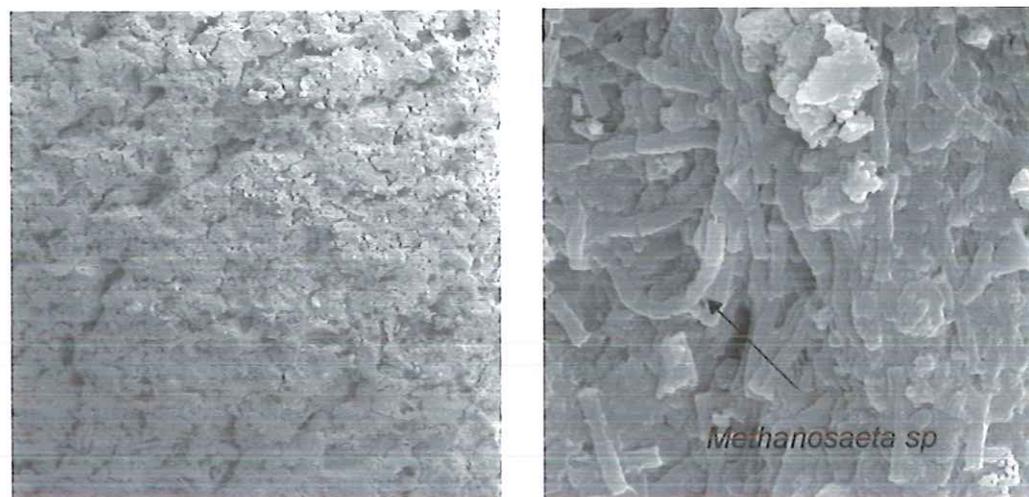


Figura 5.33 – Cerâmica não porosa – CN (20x e 5000x)

ROBINSON *et al.* (1984) estudaram a formação do biofilme em diferentes materiais suportes, trabalhando com um reator anaeróbio com temperatura de 31°C, tendo como substrato despejo diluído proveniente de lavagem de pocilga. A presença, em maior quantidade, de bacilos bacterianos filamentosos longos, provavelmente *Methanosaeta sp.*, foi observada utilizando as análises de microscopia eletrônica de varredura.

Observações nos biofilmes, realizadas por meio de microscopia eletrônica de varredura, é bastante estudado e divulgado por vários autores.



6. Conclusões:

Os resultados obtidos permitiram as seguintes conclusões:

- A configuração do reator de leito fixo proporcionou condições adequadas para o desenvolvimento similar do biofilme, nos diversos suportes, permitindo comparações entre a capacidade de retenção do biofilme nos diferentes materiais.
- Embora a configuração do reator tenha sido proposta principalmente para formação de biofilme e não com objetivos de tratamento, razoável remoção de matéria orgânica foi observada ao longo da operação (50,5% em DQO).
- Os materiais porosos apresentaram maior retenção de biomassa quando comparados a materiais com baixa porosidade. Em média, a quantidade de sólidos voláteis nos materiais de alta porosidade foi seis vezes maior,
- A degradação dos constituintes da matéria orgânica não foi influenciada pela utilização de diferentes suportes para a formação do biofilme.
- A utilização de reator diferencial e da ferramenta cinética para avaliação da atividade biológica da biomassa aderida em diferentes suportes se mostrou adequada.

- O modelo de primeira ordem, com concentração residual de substrato, foi o que melhor representou a cinética de consumo de substrato (expresso como DQO) para todos os suportes utilizados e para o lodo granulado.
- As constantes cinéticas aparentes de primeira ordem foram maiores quando se utilizou suportes poliméricos, atingindo o maior valor para o polimérico poroso (espuma de poliuretano). Os resultados obtidos com materiais cerâmicos e com o lodo granulado foram similares. Nesses casos, o valor da constante foi cerca de três vezes menor que o observado quando se utilizou a espuma de poliuretano.
- A análise microscópica não permitiu que fossem estabelecidas diferenças entre as morfologias presentes nos biofilmes formados em diferentes suportes.

7. Recomendações:

Por intermédio de experiência adquirida no decorrer da pesquisa, foi possível sugerir alguns tópicos a serem pesquisados e melhorados no futuro.

- O substrato armazenado no tanque afluente tem seu carregamento orgânico variando com o decorrer do tempo, pois além da sedimentação ocorrem atividades biológicas no líquido. Assim, a implantação de um agitador mecanizado naquele tanque que continha o afluente promoveria uma homogeneização do afluente do reator.
- Implantar um sistema para medição de gás, que seja mais preciso e acurado, para possibilitar a comparação dos dados teóricos com os dados reais.
- Coletar uma maior quantidade de amostra do afluente e do efluente, haja visto a concentração de alguns constituintes, tais como as proteínas, carboidratos, lipídeos e sólidos, do esgoto sanitário, apresentarem baixas concentrações. A quantidade de amostra pode ser aumentada, sem interromper o funcionamento do reator por um período de tempo maior, aumentando-se a vazão da bomba no momento da coleta.
- Para uma melhor avaliação das atividades biológicas é aconselhável trabalhar com cinco reatores diferenciais simultaneamente: quatro para os materiais suportes e um para os grânulos.

8. Referências Bibliográficas

ALVES, M. M.; PEREIRA, M. A.; NOVAIS, J. M.; POLANCO, F. F.; MOTA, M. (1999). *A New Device to Select Microcarriers for Biomass Immobilization: Application to na anaerobic consortium.* Water Environment. Vol. 71, nº 2, p. 209 - 217.

ANGENENT, L.; MAU, M.; ZHENG, D.; SUNG, S.; RASKIN, L. (1999). *Microbial structure of granules and Methanosaeta fibers in anaerobic migrating blanket reactors.* In: International Symposium of Biofilms on IAWQ. New York.

ABNT – NBR 7229 (1982). *Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais.* Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Normas Técnicas.

APHA/WEF (1991). *Standard methods for the examination of water and wastewater.* American Public Health Association, Washington, D.C. 19th ed.

ARAÚJO, J. C. (1995). *Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético.* Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, S. P. 158p.

- BELKHADIR, R.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. (1988).** *Etude Descriptive Fondamentale et Modelisation de la Croissance d'un Film Biologique – I. Etude Descriptive Fondamentale et Modelisation de la Croissance d'un Film Biologique.* Water Resarch. Vol. 22, n° 1, p. 59 - 69.
- BLUNDI, C. E. (1988).** *Aplicação de Métodos Alternativos para a Determinação de Matéria Orgânica e Biomassa em Águas Residuárias.* Tese de Doutorado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, S. P. 329p.
- BRITZ, T. J.; SPANGENBERG, G.; VENTER, C. A. (1994).** *Acidogenic microbial species diversity in anerobic digesters treating different substrates.* Water Science and Technology, Vol. 30, p. 55 – 61.
- BRYERS, J. D. (1988).** *Modeling Biofilm Accumulation.* In: **BAZIN, M. J.; DROSSER, J. I.** ed. "Physiological Models in Microbiology", Vol.2, Series in Mathematical Models in Microbiology. Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 109 - 144.
- CAMACHO, R. D. P.; CAMPOS, J. R.; FORESTI, E. (1986).** *Anaerobic wastewater treatment in the food processing industry: two study cases.* In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC TREATMENT IN TROPICAL COUNTRIES. São Paulo, Brasil, 11p.
- CAMPOS, J. R.; DIAS, H. G. (1989).** *Potencialidade do filtro anaeróbio.* Revista DAE n°154, p. 29-33.
- CAMPOS, J. R. (1992).** *Biomassa fixa: reatores anaeróbios -* IN: III taller regional y conferencia sobre tratamento anaeróbio de águas residuais em América Latina. Uruguai, 13p.

- CAMPOS, J. R. (1994).** *Biomassa fixa: Reatores Anaeróbios. IN: III taller y seminário latinoamericano "tratamiento anaeróbio de águas residuales"*. Montevideo, Uruguay, p. 184 - 196.
- CAMPOS, J. R.; ANDRADE C. O. (1999).** *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. PROSAB.
- CARVALHO, E. H. (1994).** *Filtros biológicos anaeróbios: conceitos básicos, projeto e desenvolvimento*. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, S. P. 280p.
- CHERNICHARO, C. A. L. (1995).** *Tratamento anaeróbio de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG. Apostila, 65 p.
- COSTERTON, J. W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D. E.; KORBER, D. R.; LAPPIN-SCOTT, H. M. (1995).** Microbial biofilms. *Annual Reviews in Microbiology*, Vol. 49, p. 711 - 745.
- DILALLO, R.; ALBERTSON, E. (1961).** *Volatile acids by direct tritiation*. Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 33, p. 356 - 365.
- DOLFING, J. (1987).** *Microbiological aspects of granular methanogenic sludge*. Ph.D. Thesis – Agricultura University of Wageningen, The Netherlands. 78p.
- FORESTI, E.; DI BERNARDO, L.; CAMPOS, J. R. (1978).** *Filtro anaeróbio-piloto para tratamento das águas residuárias de uma indústria de conservas de carne*. In: XVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária. Santo Domingo. República Dominicana. 18p.

- FORESTI, E. (1987).** *Efeitos da Concentração Inicial do Substrato no Desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo*. Tese de Livre - Docência - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, S. P. 147p.
- FORESTI, E. (1994).** *Fundamentos do processo de digestão aneróbia*. In: Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de águas residuales. Montevideo, Uruguay, p. 97 – 110.
- GÓMEZ, E. G. (1998).** *Modelacion matematica del processo de la digestion anaerobia para el tratamiento de aguas residuales industriales*. In: V TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO “TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES”. Viña del Mar, Chile.
- GUIOT, S. R.; PAUSS, A.; CONSTERTON, J. W. (1991).** *A structured model of the anaerobic granule consortium*. In: 6th INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION. CETESB – IPT – SABESP – IAWPRC. São Paulo. P. 1-10.
- HENZE, M.; HERREMOES, P. (1983).** *Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors – a literature review*. In: HENZE, M. ed. “Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors”. Water Science Technology, Vol. 15, p. 01 – 101.
- HUISMAN, P.; van MEENEN, P.; van ASSCHE, P.; VERSTRAETE, W. (1983).** *Factors affecting the colonization of non porous and porous packing materials in model up-flow methane reactors*. Biotechnology Letters – Vol.5 n°9. p. 643 – 648.

- HULSHOFF POL, W.; ZEEUW, W. J.; VELZEBOER, C. T. M.; LETTINGA, G. (1983).** *Granulation in UASB reactors*. In: **HENZE, M. ED.** "Anaerobis treatment of wastewater in fixed film reactors". *Water Science Technology*, Vol.15, p.291 – 304.
- JHUNG, J. K.; CHOI, E. (1995).** *A Comparative study of UASB and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation*. *Water Research – Vol.29 - n°1*, p. 271 - 277.
- KOBAYASHI, H. A.; STENSTROM, M. K.; MAH, R. A. (1983).** *Treatment of low strenght domestic wastewater using the anaerobic filter*. *Water Research – Vol.17*, p. 903 - 909.
- LEHNINGER, A. L. (1982).** *Principles of Biochemitry*. N Y., Worth Publishers, Inc., 1011p.
- LEVENSPIEL, O. (1999).** *Chemical Engineering Reactor*, 3th edition. Prentice Hall PTR, New Jersey.
- MANZOLLI, I. M. (1992).** *Emprego de métodos analíticos alternativos no estudo da degradação aeróbia de um substrato multicomposto*. Dissertação de Mestrado. São Carlos, EESC-USP. 146p.
- McCARTY, P. L. (1982).** *One hundred years of anaerobic tratment*. In: **HUGHES et al. (1981)** *Anaerobic Digestion*. Ed. Elsevier Biomedical Press B. V.
- McINEMEY, M. J. (1988).** *Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins*. In: **ZEHNDER, A. J. B.** *Biology of anaerobic microorganisms*. New York, Wiley-Liss.

- METCALF & EDDY, INC (1991).** *Wastewater Engineering – Treatment, Dipsosal and Reuse*. 3° ed., N.Y., McGraw-Hill.
- MOSEY, F. E. (1983).** *Mathematical Modeling of Process: Regulatory Mechanisms for Formation of short-chain volatole acids from glucose*. Water Science Technology, Vol. 18, p. 1 - 14.
- MULDER, A.; WALSTRA, P. (1974).** *The Milk Fat Globe*. Commonwealth Agricultural Bureaux, Furnham Royal, Bucks, UK.
- NOUR, E. A. A. (1996).** *Tratamento de Esgoto Sanitário empregando-se Reator Anaeróbio Compartimentado*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- NOVAES, R. F. V. (1986).** *Microbiology of Anaerobic Digestion*. Water Science Technhnology, Vol.18, p.1 - 14.
- PASCIK, I. (1990).** *Modified polyurethane carriers for biochemical waste water treatment*. Water Science Technology, Vol. 22, p. 103 – 111.
- PASSIG, F. H. (1997).** *Estudo Comparativo sobre a Degradação de Compostos Orgânicos Desenvolvidos em um Filtro Biológico* - Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 125p.
- PETRUY, R.; LETTINGA, G. (1997).** *Digestionof a fat-milk emulsion*. *Bioresource Tecnology*, Vol. 61, p. 141-149.

- PICANÇO, A. P. (2000).** *Estudo da Remoção de Matéria Orgânica Específica e Avaliação da Atividade Biológica dos Grânulos e Biofilmes Formados em Diferentes Suportes em um Reator Anaeróbio* - Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 152p.
- POL, L. H. (1989).** *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge.* Wageningen, Agricultural University of Wageningen. Dissertação (doutoramento). Netherlands, 122p.
- POVINELLI, S. C. S. (1999).** *Cinética, hidrodinâmica e biomassa em reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgoto sanitário.* Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos – São Carlos – SP. 137 p.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. (1986).** *Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength waste.* Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 58, p. 406 - 411.
- ROBINSON, R. W.; AKIN, D. E.; NORDSTEDT, R. A.; THOMAS, M. V.; ALDRICH, H. C. (1984).** *Light and electron microscopic examinations of methane producing biofilms from anaerobic fixed-bed reactors.* Applied and Environmental Microbiology, Vol. 48, p. 127-136.
- RYU, D. D. Y.; KIM, H. S.; HISAHARG, T. (1984).** *Intrinsic Technology, Vol. 62. p.225-261.*
- SANCHEZ, J. M.; ARIJO, S.; MURIÑIGO, M. A.; BARREGO, J. J. (1994).** *Microbial colonization of different suport material used to enhance the methanogenic process.* Applied Microbiology Biothechnology, Vol. 41, p. 480 - 486.

- SPEECE, R. E. (1996).** *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater.* Ed. Archae Press, Nashville, Tennessee. 394p.
- STRONACH, S. M.; RUDD, T.; LESTER, J. N. (1986).** *Toxic substances in anaerobic digester.* In: **STRONACH, S. M.; RUDD, T.; LESTER, J. N.** ed. "Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment". Ed. Springer-Verlag, Berlin, Germany, cap. 5, p. 71 – 91.
- SHIEH, K. W.; MULCAHY, L. T. (1985).** *Experimental determination of intrinsic kinetic coefficients for biological wastewater treatment systems.* Water Science Technology, Vol. 18, p. 01 – 10.
- STRYLER, L. (1973).** *Bioquímica.* Barcelona, Editorial Reverte S. A., 875p.
- TCHOBANOGLOUS, G. (1991).** *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse.* METCALF & EDDY, Inc 3ª Ed., USA, McGraw-Hill, 1334p.
- TORRES, P. (1992).** *Desenvolvimento de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgoto sanitário.* Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, S. P. 185p.
- VALLERO, M. V. G. (1999).** *Avaliação da Atividade Biológica das Células Livres e Imobilizadas Formadas em um Reator Anaeróbio -* Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 148p.
- VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEM, S. J. (1993).** *Biofilm reactors for waste treatment.* Trends in Biotechnology, Vol. 11, nº4, p. 117-121.

- VARESCHE , M. B., ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., VAZOLLER, R. F., FORESTI, E. (1997).** Microbial colonization of polyurethane foam matrices in horizontal flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor. *Appl. Microbiol. Biotech*, Vol. 48, nº4, 543-538.
- VERRIER, D.; MORTIER, B.; DUBOURGUIER, H. C.; ALBAGNAC, G. (1988).** *Adhesion of anaerobic bacteria to inert supports and development of methanogenic biofilms.* In: **HALL, E. R.; HOBSON, P. N.** ed. "Anaerobic Digestion 1988" 5th INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION – LONDON. Pergamon Press, Oxford. p. 61 – 69.
- VIEIRA, S. M. M.; SOBRINHO, P. A. (1983).** *Resultados de operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários.* Revista DAE, nº135, p. 51 – 57.
- VIJAYAKSHIMI, M. A., COCHET, N.; LEBEAUT, J. M. (1990).** *Physicochemical aspects of cell adsorption..* In: TYAGI, R. D.; VEMBU, K. ed. "Wasterwater Treatment by Immobilized Cells". Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, cap. 3. p. 45 - 79.
- VILLELA, S. et al (1966).** *Bioquímica.* 2^a ed., Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan, S. A. 842p.
- WRITE, A. et al. (1964).** *Principles of Biochemistri.* 3^o ed., N.Y., McGraw-Hill Book Company, 1106p.
- YOUNG, J. C.; McCARTY, P. J. (1969).** *The anaerobic filter for waste treatment. Journal WPCF.* Vol. 41, nº5, p. 160-173.

- YOUNG, J. C. (1990).** *Factors Affecting The Design And Performance Of Upflow Anaerobic Filters.* Fayetteville University of Arkansas. In: Seminário Internacional Sobre Desenvolvimento de Reatores Anaeróbio. São Carlos, Julho de 1990. 33p.
- ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., FORESTI, E. (1996).** *Intrinsic Kinetic Parameters of Substrate Utilization by Immobilized Anaerobic Sludge.* Biotechnology and Biotechnology and Bioengineering. Vol. 30 : 220 - 225.
- ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., FORESTI, E. (1997).** *Spatial and temporal variations in monitoring performance parameters in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor.* Water Research. Vol. 31, p. 1760 - 1766.
- ZAIAT, M. (1999).** *Cinética das Reações Microbiológicas. Texto de apoio à disciplina "Fundamentos de Cinética das Reações Químicas e Bioquímicas" - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo 15p.*
- ZELLNER, G.; VOGEL, P.; KNEIFEL, H.; WINTER, J. (1987).** Anaerobic digestion of whey and permeate with suspended and immobilized complex and defined consortia. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol.27, p. 306 – 314.

Anexos

Tabela A.1 – Valores da DQO afluente bruta (DQO Af Br), DQO afluente filtrada (DQO Af Ft), DQO efluente bruta (DQO Ef Br), DQO efluente filtrada (DQO Ef Ft), eficiência de remoção de DQO bruta e DQO filtrada

Operação (dias)	DQO Af Br (mg/L)	DQO Af Ft (mg/L)	DQO Ef Br (mg/L)	DQO Ef Ft (mg/L)	Remoção DQO Br	Remoção DQO Ft
0	242	226	228	178	5,8	26,4
3	445	298	348	194	44,3	56,4
7	134	87	93	78	30,6	41,8
10	270	165	205	133	24,1	50,7
21	275	203	258	170	6,2	38,2
24	285	197	236	167	17,2	41,4
28	167	127	147	114	12,0	31,7
31	245	191	163	141	33,5	42,9
35	202	140	167	122	17,3	39,6
38	165	134	137	104	17,0	37,0
49	239	189	172	145	28,0	39,3
53	244	193	125	99	48,8	59,4
56	136	88	90	71	33,8	47,8
59	115	83	91	67	20,9	41,7
63	161	108	106	83	34,2	48,4
71	246	156	165	118	32,9	52,0
73	177	116	112	98	36,7	44,6
77	211	116	160	102	24,2	51,7
80	203	135	149	102	26,6	49,8
84	155	133	123	107	20,6	31,0
88	226	136	155	99	31,4	56,2
91	406	159	201	96	50,5	76,4
94	200	139	157	110	21,5	45,0
98	193	149	135	103	30,1	46,6
100	193	147	147	112	25,0	42,9
105	165	104	136	83	17,6	43,0
108	165	172	128	102	22,4	44,8
112	163	104	104	83	36,2	49,1
115	279	172	147	102	47,3	63,4
118	368	124	179	94	51,4	74,5
121	201	135	143	110	28,9	45,3
126	394	124	164	99	58,4	74,9
129	267	145	156	100	41,6	62,5
133	180	105	120	83	33,3	53,9
136	230	108	122	78	47,0	66,1
140	238	140	135	85	43,3	64,3
143	440	169	137	91	68,9	79,3
147	188	105	92	77	51,1	59,0

Tabela A.2 – Valores dos sólidos totais (ST), totais fixos (STF), totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF), suspensos voláteis (SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), dissolvidos fixos (SDF), dissolvidos voláteis (SDV), para o afluente

Operação (dias)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SDT (mg/L)	SDF (mg/L)	SDV (mg/L)
0	225,0	132,5	92,5	57,5	0,0	57,5	167,5	132,5	35,0
3	335,0	195,0	160,0	95,0	20,0	75,0	260,0	175,0	85,0
7	272,5	137,5	135,0	107,5	25,0	82,5	165,0	112,5	52,5
10	312,5	75,0	237,5	95,0	32,5	62,5	217,5	42,5	175,0
21	302,5	225,0	77,5	52,5	5,0	47,5	250,0	220,0	30,0
24	330,0	70,0	260,0	27,5	0,0	27,5	302,5	70,0	232,5
28	235,0	142,5	92,5	120,0	37,5	82,5	115,0	105,0	10,0
31	276,0	148,0	128,0	82,0	36,0	46,0	194,0	112,0	82,0
35	238,0	136,0	102,0	58,0	0,0	58,0	180,0	136,0	44,0
38	372,0	186,0	186,0	104,0	14,0	90,0	268,0	172,0	96,0
49	278,0	60,0	218,0	152,0	30,0	122,0	126,0	30,0	96,0
53	322,0	148,0	174,0	60,0	12,0	48,0	262,0	136,0	126,0
56	232,0	110,0	122,0	38,0	26,0	12,0	194,0	84,0	110,0
59	306,0	170,0	136,0	86,0	68,0	18,0	220,0	102,0	118,0
63	350,0	256,0	94,0	120,0	40,0	88,0	230,0	216,0	14,0
71	322,0	210,0	112,0	70,0	40,0	30,0	252,0	170,0	82,0
73	342,0	152,0	190,0	136,0	88,0	48,0	206,0	64,0	142,0
77	360,0	246,0	114,0	62,0	0,0	62,0	298,0	246,0	52,0
80	292,0	176,0	116,0	90,0	84,0	6,0	202,0	92,0	110,0
84	305,2	172,8	132,4	60,0	28,0	32,0	245,0	144,8	100,4
88	309,2	161,4	147,8	71,0	18,3	52,7	238,2	143,1	95,1
91	329,6	160,8	168,8	161,2	88,0	73,2	168,4	72,8	95,6
94	315,6	124,6	191,0	52,9	26,3	26,6	262,7	98,3	164,4
98	312,8	165,8	147,0	62,8	2,2	60,6	250,0	163,6	86,4
100	212,2	94,0	118,0	55,0	0,0	55,0	157,0	94,0	63,0
105	290,0	174,0	116,0	24,0	0,0	24,0	266,0	174,0	92,0
108	284,0	172,0	112,0	55,0	19,0	36,0	229,0	153,0	76,0
112	216,0	36,0	180,0	14,0	0,0	14,0	202,0	36,0	166,0
115	310,0	58,0	252,0	58,0	0,0	58,0	252,0	58,0	194,0
118	462,0	154,0	308,0	142,0	0,0	142,0	320,0	154,0	166,0
121	296,0	138,0	158,0	116,0	19,0	97,0	180,0	119,0	61,0
126	352,0	104,0	248,0	92,5	15,0	77,5	259,0	89,0	170,5
129	336,0	150,0	186,0	109,4	45,9	63,5	226,6	104,1	122,5
133	370,0	90,0	260,0	91,0	20,0	71,0	279,0	70,0	209,0
136	294,0	184,0	116,0	81,2	23,7	57,5	212,7	160,2	58,5
140	364,0	102,0	262,0	50,0	0,0	50,0	314,0	102,0	212,0
143	460,0	282,0	178,0	130,0	41,4	88,6	330,0	240,6	89,4
147	340,0	186,0	154,0	65,0	27,0	38,0	275,0	159,0	116,0

Tabela A.3 – Valores dos sólidos totais (ST), totais fixos (STF), totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF), suspensos voláteis (SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), dissolvidos fixos (SDF), dissolvidos voláteis (SDV), para o efluente

Operação (dias)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SDT (mg/L)	SDF (mg/L)	SDV (mg/L)
0	205,0	117,5	87,5	42,5	0,0	42,5	162,5	117,5	45,0
3	322,5	190,0	132,5	107,5	12,5	95,0	215,0	177,5	37,5
7	242,5	110,0	132,5	52,5	7,5	45,0	190,0	102,5	52,5
10	290,0	22,5	267,5	80,0	22,5	57,5	210,0	0,0	210,0
21	250,0	200,0	50,0	62,5	20,0	42,5	187,5	180,0	7,5
24	270,0	60,0	210,0	47,5	0,0	47,5	222,5	60,0	162,5
28	240,0	157,5	82,5	70,0	35,0	35,0	170,0	122,5	47,5
31	216,0	134,0	82,0	64,0	50,0	14,0	152,0	84,0	68,0
35	222,0	122,0	100,0	44,0	0,0	44,0	178,0	122,0	56,0
38	238,0	130,0	108,0	150,0	62,0	88,0	88,0	68,0	20,0
49	268,0	156,0	112,0	82,0	12,0	70,0	186,0	144,0	42,0
53	154,0	110,0	44,0	84,0	48,0	36,0	70,0	62,0	8,0
56	164,0	128,0	36,0	46,0	28,0	18,0	118,0	100,0	18,0
59	240,0	98,0	142,0	56,0	52,0	4,0	184,0	46,0	138,0
63	390,0	166,0	224,0	104,0	16,0	80,0	286,0	150,0	136,0
71	258,0	178,0	80,0	20,0	10,0	10,0	238,0	168,0	70,0
73	316,0	176,0	140,0	88,0	82,0	6,0	228,0	94,0	134,0
77	348,0	78,0	270,0	56,0	8,0	48,0	292,0	70,0	222,0
80	250,0	150,0	100,0	94,0	78,0	16,0	156,0	72,0	84,0
84	316,2	159,6	156,6	18,2	7,0	11,2	298,0	152,6	145,4
88	294,6	159,2	135,4	63,9	12,1	51,8	230,7	147,1	83,6
91	322,4	172,4	150,0	72,0	50,6	21,4	250,4	121,8	128,6
94	315,6	124,6	191,0	59,6	8,6	51,0	256,0	116,0	140,0
98	322,6	79,8	242,8	27,0	0,0	27,0	295,0	79,8	215,8
100	190,0	98,0	92,0	45,0	0,0	45,0	145,0	98,0	47,0
105	244,0	138,0	106,0	29,0	11,0	18,0	215,0	127,0	88,0
108	260,0	148,0	112,0	34,0	26,0	8,0	226,0	122,0	104,0
112	170,0	28,0	142,0	3,3	0,0	3,3	166,7	28,0	138,7
115	224,0	52,0	172,0	23,0	0,0	23,0	201,0	52,0	149,0
118	286,0	154,0	132,0	36,0	0,0	36,0	250,0	154,0	96,0
121	286,0	68,0	218,0	34,0	6,5	27,5	252,0	61,5	190,5
126	238,0	130,0	108,0	42,7	3,3	39,4	195,3	126,7	68,6
129	298,0	168,0	130,0	74,0	30,0	44,0	224,0	138,0	86,0
133	304,0	112,0	192,0	159,0	97,0	62,0	145,0	15,0	130,0
136	270,0	196,0	74,0	44,0	23,0	21,0	226,0	173,0	53,0
140	324,0	74,0	250,0	36,7	0,0	36,7	287,3	74,0	213,3
143	382,0	222,0	160,0	79,0	25,0	54,0	303,0	197,0	106,0
147	314,0	132,0	182,0	18,0	7,3	10,7	296,0	124,7	171,3

Tabela A.4 – Valores de pH, ácidos voláteis e alcalinidade a bicarbonato

Operação (dias)	pH		Alcalinidade a		Ácidos Voláteis	
	Afluente	Efluente	Bicarbonato Afluente	Bicarbonato Efluente	Afluente	Efluente
			(mgCaCO ₃ /L)		(mg HAc/L)	
0	7,7	7,4	169,9	163,9	39,32	37,44
3	7,8	7,6	185,2	178,7	37,44	40,56
7	7,6	7,6	154,4	147,3	34,32	31,20
10	7,6	7,4	149,6	152,4	31,20	34,32
21	7,7	7,6	179,8	163,1	31,20	40,56
24	7,8	7,7	168,8	178,2	40,56	46,80
28	7,7	7,6	121,5	133,8	28,08	24,96
31	7,7	7,7	124,9	124,9	37,44	37,44
35	7,8	7,7	131,6	148,9	28,08	24,96
38	8,0	7,7	154,0	154,0	24,96	24,96
49	7,6	7,5	144,5	146,7	31,20	28,08
53	7,7	7,3	130,0	140,0	37,44	37,44
56	7,7	7,5	106,0	118,3	49,92	46,80
59	7,7	7,7	145,7	147,9	43,68	40,56
63	7,6	7,5	169,8	172,0	28,08	31,20
71	7,4	7,5	172,6	183,1	34,32	34,32
73	7,5	7,3	172,1	172,1	34,32	34,32
77	7,2	7,2	166,8	172,9	24,96	24,96
80	7,5	7,5	197,0	208,2	37,44	37,44
84	7,5	7,3	189,1	200,3	24,96	24,96
88	7,3	7,1	182,5	186,9	34,32	28,08
91	7,1	7,2	155,7	182,5	40,56	34,32
94	7,5	7,4	174,7	176,9	34,32	37,44
98	7,5	7,4	176,9	192,5	28,08	34,32
100	7,6	7,5	182,5	184,7	34,32	31,20
105	7,4	7,4	156,7	167,9	31,20	31,20
108	7,5	7,4	180,3	180,2	37,44	37,44
112	7,7	7,3	173,5	183,5	31,20	24,96
115	7,4	7,5	166,8	166,8	24,96	24,96
118	7,4	7,5	200,4	200,4	24,96	24,96
121	7,7	7,6	231,6	239,4	24,96	28,08
126	7,6	7,6	183,5	183,5	24,96	24,96
129	7,3	7,6	136,6	170,1	28,08	28,08
133	7,5	7,5	141,0	157,8	21,84	21,84
136	7,5	7,7	153,4	170,1	28,08	28,08
140	7,4	7,6	190,3	190,3	31,20	31,20
143	7,3	7,6	178,0	178,0	40,56	40,56
147	7,4	7,7	181,3	203,7	28,08	28,08

Tabela A.5 – Valores das concentrações das proteínas, lipídeos e carboidratos do afluente e efluente e suas remoções

Operação (dias)	PROTEÍNAS			CARBOIDRATOS			LIPÍDEOS		
	Afl (mg/L)	Efl (mg/L)	rem (%)	Afl (mg/L)	Efl (mg/L)	rem (%)	Afl (mg/L)	Efl (mg/L)	rem (%)
53	122,0	90,0	26,2	14,7	6,9	53,1	5,7	1,6	71,9
56	320,0	266,7	16,7	10,6	5,9	44,3	7,0	4,2	40,0
59	97,3	78,0	19,8	8,7	6,5	25,3	7,7	5,3	31,2
63	133,3	106,0	20,5	8,9	6,2	30,3	1,3	0,8	38,5
71	98,0	77,3	21,1	12,8	8,7	32,0	10,4	6,9	33,7
73	41,3	36,0	12,8	8,1	5,8	28,4	8,7	5,8	33,3
77	145,3	125,3	13,8	11,2	9,1	18,8	13,2	10,6	19,7
80	140,7	106,7	24,2	12,4	9,6	22,6	10,8	8,7	19,4
84	144,0	132,7	7,8	7,8	6,4	17,9	8,0	6,0	25,0
88	131,3	115,3	12,2	10,4	8,2	21,2	9,0	7,0	22,2
91	184,7	115,3	37,6	17,8	10,0	43,8	21,3	11,0	48,4
94	125,3	103,3	17,6	11,2	8,6	23,2	11,4	9,6	15,8
98	144,0	114,0	20,8	12,0	8,5	29,2	12,3	8,3	32,5
100	138,0	102,7	25,6	13,6	9,5	30,1	8,0	5,5	31,3
105	141,3	106,7	24,5	10,2	8,0	21,6	9,2	8,9	3,3
108	109,3	87,3	20,1	14,0	10,4	25,7	8,2	5,8	29,3
112	146,7	100,7	31,4	14,1	8,7	38,3	6,0	4,0	33,3
115	128,7	88,7	31,1	16,2	8,6	46,9	7,5	3,6	52,0
118	200,0	126,7	36,7	18,9	7,1	62,4	7,7	2,7	64,9
121	128,0	98,0	23,4	14,2	4,6	67,6	10,8	6,6	38,9
126	190,0	106,5	43,9	15,4	9,5	38,3	13,5	8,8	34,8
129	134,0	60,7	32,3	9,6	5,4	43,8	16,4	8,6	47,6
133	115,3	86,7	24,8	15,3	9,8	35,9	6,3	4,6	27,0
136	153,3	111,3	27,4	13,1	7,5	42,7	9,1	4,5	50,5
140	129,3	102,0	21,1	22,8	11,6	49,1	15,7	8,8	43,9
143	151,3	100,0	33,9	14,6	4,4	69,9	11,8	3,4	71,2
147	138,0	115,3	16,4	19,4	10,6	45,4	6,5	3,7	43,1

Tabela A.6 – Valores percentuais da composição dos gases

Operação	CH ₄	CO ₂	ar/N ₂
(dias)	(%)	(%)	(%)
28	44,8	52,8	2,5
31	43,4	54,7	1,9
35	43,7	54,1	2,2
38	42,6	54,9	2,6
49	35,7	61,9	2,4
53	32,8	65,3	1,9
56	30,3	68,0	1,7
59	32,9	65,4	1,7
63	37,2	60,9	1,9
71	28,1	69,8	2,1
73	33,1	64,5	2,4
77	34,6	62,7	2,8
80	39,5	58,9	1,6
84	36,3	61,9	1,8
88	25,0	71,7	3,3
91	33,3	64,0	2,7
94	44,2	53,0	2,8
98	40,4	57,4	2,2
100	34,0	63,9	2,2
105	36,5	61,0	2,6
108	29,4	67,3	3,3
112	27,3	70,1	2,6
115	22,4	74,0	3,6
118	19,2	77,7	3,1
121	14,1	83,2	2,7
126	25,6	71,6	2,8
129	33,1	63,9	3,0
133	25,4	71,5	3,0
136	35,4	61,7	2,9
140	42,5	53,9	3,7
143	44,4	51,9	3,7
147	52,5	43,9	3,7